UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Faculdade de Ciências e Tecnologia
Câmpus de Presidente Prudente

Modelagem das transformações no uso da terra, de processos erosivos e de escoamento superficial na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos, município de Santa Cruz do Rio Pardo - SP

Julio Cesar Demarchi

Presidente Prudente - SP
2019

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Faculdade de Ciências e Tecnologia
Câmpus de Presidente Prudente

MODELAGEM DAS TRANSFORMAÇÕES NO USO DA TERRA, DE PROCESSOS EROSIVOS E DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO SÃO DOMINGOS, MUNICÍPIO DE SANTA CRUZ DO RIO PARDO - SP

Julio Cesar Demarchi

Orientador: **Prof. Dr. Edson Luís Piroli**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Geografia - Área de Concentração: Produção do Espaço Geográfico, para obtenção do Título de Doutor em Geografia.

Presidente Prudente – SP

2019

D372m

Demarchi, Julio Cesar

Modelagem das transformações no uso da terra, de processos erosivos e de escoamento superficial na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos, município de Santa Cruz do Rio Pardo - SP / Julio Cesar Demarchi. -- Presidente Prudente, 2020

536 f. : il., tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente

Orientador: Edson Luís Piroli

1. Geografia. 2. Geografia física. 3. Ciência do Solo. 4. Previsão hidrológica. 5. Sistemas de informação geográfica. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

unesp

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Presidente Prudente

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: Modelagem das transformações no uso da terra, processos erosivos e escoamento superficial na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos (SP).

AUTOR: JULIO CESAR DEMARCHI
ORIENTADOR: EDSON LUÍS PIROLI

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em GEOGRAFIA, área: Produção do Espaço Geográfico pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. EDSON LUÍS PIROLI
Coordenadoria Executiva / Unidade de Ourinhos / Universidade Estadual Paulista

Prof. Dr. JOÃO OSVALDO RODRIGUES NUNES
Unesp/ Câmpus de Presidente Prudente

Prof. Dr. RODRIGO LILLA MANZIONE
FCE / UNESP/Tupã (SP)

Profa. Dra. MARIA CRISTINA PERUSI
Unidade de Ourinhos / Universidade Estadual Paulista

Prof. Dr. RODRIGO JOSÉ PISANI
ICN / UNIFAL/Alfenas (MG)

Presidente Prudente, 14 de junho de 2019

AGRADECIMENTOS

Dizem que fazer uma tese é uma atividade solitária, individual da vida do estudante. De fato, a dedicação de um número sem fim de horas, dias e alguns anos é necessária, e acabamos nos afastando do convívio social e nos fechando em nós mesmos, ao menos nos períodos de maior demanda da pesquisa.

Entretanto, ninguém amadurece academicamente nem pessoalmente sem a presença, o exemplo, a ajuda e o convívio de outras pessoas, e uma tese nunca é feita com apenas duas mãos. Desta forma, não posso me furtar em agradecer algumas pessoas que foram fundamentais na concepção e no desenvolvimento deste trabalho, e que além de amigos, familiares e/ou colaboradores, se tornaram exemplos e fonte de motivação para seguir em frente e vencer esta etapa!

Agradeço inicialmente a Deus, fonte da vida e da sabedoria.

Meus sinceros agradecimentos a minha mãe Leonice, que me incentivou desde o dia em que tomei a decisão de fazer pós-graduação, que me consolou em todos os momentos de dificuldades e desânimo, rezou e intercedeu por mim todos os dias sem cessar, me auxiliou até em alguns trabalhos de campo e sempre fazia chá de hortelã para me acalmar. Mãe, te amo muito e essa tese também é sua!

Ao meu orientador, Prof. Dr. Edson Luís Piroli, com o qual trabalho em cooperação acadêmica desde o final da graduação, que acreditou em mim, aceitou a missão de me orientar e me incentivou em todos os momentos, “molhou as canelas” ao entrar no Ribeirão São Domingos para me ajudar na instalação dos equipamentos fluviométricos e nos trabalhos de campo, concordou com as várias mudanças na metodologia da pesquisa no decorrer de seu desenvolvimento, que me permitiu aventurar no estudo de conteúdos e técnicas com os quais nunca tínhamos tido contato em nome do meu amadurecimento como pesquisador, e na condição de Coordenador Executivo do Câmpus de Ourinhos, viabilizou minha suspensão contratual para redigir a tese.

À Profª. Drª. Maria Cristina Perusi. Não tenho palavras para agradecer a pessoa que me inspirou desde que a conheci e fui seu aluno em 2006 pela história de vida e de superação, pela trajetória profissional e pelo ser humano bondoso e caridoso que é. Além de me introduzir no universo da investigação científica durante a graduação, de disponibilizar o Laboratório de Geologia e Pedologia da UNESP – Câmpus de Ourinhos e o apoio técnico para as análises de solo e água, auxiliar no

levantamento de solos e me auxiliar cientificamente no decorrer da pesquisa, foi um dos pilares na construção desta tese, oferecendo sempre o ombro amigo, a força nos momentos difíceis e me trazendo para a realidade quando necessário. Valeu, Cris!!

Minha profunda gratidão ao meu tio Valdir, que me auxiliou em quase todos os trabalhos de campo, nas amostragens de solo e água e nas medições de vazão, e sempre tinha a solução para todos os problemas. Apesar de trabalhar de domingo a domingo, em trabalho pesado, sacrificava seus momentos de descanso aos sábados à tarde para me ajudar e o fazia com alegria e dedicação.

Meus sinceros agradecimentos ao Jakson, técnico do Laboratório de Geologia e Pedologia da UNESP – Câmpus de Ourinhos, pela parceria acadêmica e pela realização das análises de solo e água. Está para nascer uma pessoa com tamanho conhecimento técnico e científico, tão “gente boa” e com tanta disposição para ajudar como ele. Jakson, devo mais essa a ti!!

Estendo esses agradecimentos à Fátima Costa, atualmente mestranda em Geografia e estagiária do Laboratório de Geologia e Pedologia da UNESP – Câmpus de Ourinhos há alguns anos, pelo grande ajuda nas análises de solo, pelo apoio constante e por toda a troca de conhecimento (acadêmico, musical, político, cultural) ao longo da nossa trajetória na universidade. Também, agradeço o aluno Jorge Plácido, do Câmpus de Ourinhos, pelo auxílio nas análises laboratoriais.

Não poderia deixar de agradecer o Prof. Dr. Rodrigo Lilla Manzione pelas ideias e sugestões dadas à pesquisa desde o seu início, por sempre me instigar a sair da zona de conforto e buscar novas metodologias, a estudar assuntos diferentes, e também pelo empréstimo do amostrador de sedimentos para o desenvolvimento da pesquisa.

Agradeço também duas pessoas que foram fundamentais para viabilizar a coleta de dados em campo: o Sr. Moacir Gasparini, que mesmo não me conhecendo previamente, autorizou a instalação do pluviômetro em sua chácara e permitiu minha entrada para coleta dos dados sempre que necessário; e a Sra. Suzana, que me permitia entrar pelo quintal de sua residência para ter acesso ao Ribeirão São Domingos no local onde foram instalados os sensores de nível da água e realizadas as medições de vazão. Devo ressaltar que sua residência foi demolida antes da conclusão da pesquisa por estar localizada em área de preservação permanente devido a uma ação judicial do Ministério Público. Sua família foi transferida para um

conjunto habitacional do município, e não pude agradecê-la pessoalmente por toda a ajuda oferecida.

Destaco a contribuição ímpar de dois professores que compuseram a banca examinadora para defesa da tese, e a quem admiro muito: Prof. Dr. João Osvaldo Rodrigues Nunes (FCT/UNESP), que me fez compreender a produção do espaço geográfico sob outra ótica e a valorizar ainda mais os trabalhos de campo. Quando ainda estava na graduação, sonhava em tê-lo como orientador na pós-graduação. Os "ventos" me levaram para outra direção, mas tive o privilégio de sua convivência durante a pós-graduação e a honra de tê-lo na banca examinadora; e o Prof. Dr. Rodrigo José Pisani (UNIFAL - MG), pela parceria acadêmica e pela amizade que construímos desde que ingressei no mestrado na FCA/UNESP de Botucatu. Ressalto sua prontidão em ajudar todos, sua humildade, por ter me hospedado em sua residência em Santo Anastácio - SP quando do início do curso de doutorado e pelas valiosas contribuições à pesquisa realizadas na defesa.

Meus sinceros agradecimentos à Profª. Drª. Célia Regina Lopes Zimback (FCA/UNESP – Botucatu), minha orientadora do mestrado, pela grande ajuda na classificação e mapeamento de solos.

Estendo minha gratidão à amiga Angélica Scheffer, atualmente doutoranda em Geografia na FCT/UNESP, pela companhia nas viagens de Santa Cruz do Rio Pardo/Ourinhos a Presidente Prudente, pela parceria acadêmica nas disciplinas, por me hospedar em sua casa em Prudente e pela convivência saudável, sempre disposta a ajudar e olhando a realidade de forma positiva, mas sem perder a visão crítica.

Agradeço também o Laboratório de Aerofotogeografia e Sensoriamento Remoto (LASERE), vinculado ao Departamento de Geografia da FFLCH/USP, o Centro Tecnológico de Hidráulica (CTH/DAEE), o Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC) e o Laboratório de Cartografia da UNESP/Ourinhos pela digitalização e cessão das fotografias aéreas necessárias ao desenvolvimento desta pesquisa.

Agradeço imensamente minhas irmãs Lilian e Juliana, em quem me inspirei desde criança para gostar de estudar e de ler, que compreenderam minhas ausências durante suas visitas pela necessidade de desenvolver a tese e ofereceram o incentivo necessário. Amo vocês, irmãs!

Estendo os agradecimentos aos meus sobrinhos Ana Clara e Arthur, a próxima geração da família. Vocês são minha alegria de viver e a nossa convivência me acalma e me fortalece, apesar de todas as suas travessuras!!

Agradeço também meus amigos de trabalho da UNESP de Ourinhos, em especial os servidores atuais e antigos da Seção Técnica de Apoio Acadêmico Márcio, Adriana, Cleiton, Rafael, Leonardo e Luciene, e as estagiárias Caroline e Janaína, que deixam a jornada de trabalho mais leve graças ao cuidado, ao respeito mútuo e aos não raros momentos de descontração e comilanças. Agradeço também por concordarem em trabalhar durante um ano com um servidor a menos na seção, durante minha suspensão contratual para o desenvolvimento da tese. Estendo os agradecimentos aos amigos da UNESP Durval, Rodrigo, Reinaldo, Camile, Mariana, Leonardo Fantinatti, Glaucia, Darcilei, Angela, Edivaldo, Karin, Laryssa, Alfredo, Paulo, Fábio, Alexandre e Vanessa.

Um agradecimento especial também vai ao amigo Leandro, companheiro diário de viagem Santa Cruz do Rio Pardo – Ourinhos por mais de dez anos. Agradeço pelas nossas conversas sobre os rumos de nossa cidade, nossas divergências políticas, pela amizade que construímos ao longo desses anos e por ter se sacrificado em viajar sozinho durante meus afastamentos do trabalho. Valeu, Lelê!

Registro também meu agradecimento aos professores e amigos Carla Sena, Daniela Fuzzo, Edinéia Galvanin e Paulo Mourão, da UNESP de Ourinhos, pelo constante incentivo e pela nossa convivência quase diária. Destaco a grande ajuda da Carla na revisão das cores e convenções cartográficas dos mapas, e da Edinéia nos procedimentos estatísticos.

Destaco também a ajuda valiosa dos funcionários da Seção Técnica de Pós-graduação da FCT nos trâmites burocráticos do curso e o atendimento sempre cordial, em especial a Aline, o Lincoln e a Cinthia. Obrigado por tudo!

Agradeço também os amigos que fiz na minha curta passagem por Presidente Prudente, em especial o Aristóteles, o Oscar Andrés, o Ricardo e a Taissa.

Por fim, agradeço alguns amigos, tios e primos por terem me incentivado a manter sempre o bom-humor e me feito crescer enquanto ser humano: primos Adriana, Carlos Henrique e Rejane Fabrícia, tias Augusta e Helena, tia e madrinha Cleuza, amigos Fabiola, Domingos, Murilo, Luiz Cichini, Régis, Sílvio Ienaga, Angela

Zanelato, Aline Louise, Franciele Dias, Rafael Dantas, Wellington, Lucinda, Juliana, Éolo, Weslei, Ticiana, Éder, José (de Angola) e Camila Al Zaher.

Para concluir, agradeço todos os meus professores, da escola primária à pós-graduação, por todo o conhecimento e os valores éticos transmitidos, e por meio deles homenageio todos os professores do país, categoria cada vez mais desvalorizada profissional e financeiramente, mas que exerce a mais nobre das profissões, que é a de ensinar, formar profissionais e cidadãos. Agradeço também os governos federais brasileiros do passado recente, que ampliaram os investimentos na educação, na criação de universidades e institutos federais de educação, e respeitaram a liberdade de pensamento e de expressão dos professores em sala de aula.

Se plantas uma árvore,
esperas que as flores nasçam...
Se não a plantas,
O que esperas?

Júlio Roberto
Poeta e filósofo português
(1929-2013)

Modelagem das transformações no uso da terra, de processos erosivos e de escoamento superficial na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos, município de Santa Cruz do Rio Pardo - SP

RESUMO

No processo de produção do espaço geográfico, o homem promove mudanças no uso da terra e, consequentemente, alterações no ciclo hidrológico, que dão origem a impactos ambientais negativos, tais como o aumento das taxas de erosão do solo, da exportação de sedimentos das bacias hidrográficas e do escoamento superficial, principalmente quando reduz ou elimina a cobertura vegetal. Tais impactos são observados na bacia do Ribeirão São Domingos, localizada no município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP, que passou pelos processos de expansão urbana e intensificação da ocupação agrícola a partir da década de 1970. Nesse contexto, o objetivo desta tese foi analisar a influência das transformações ocorridas no uso da terra da referida bacia hidrográfica desde a década de 1960 e em cenários futuros de uso na configuração dos processos de erosão, aporte de sedimentos e escoamento superficial, por meio de modelagem, como subsídio ao ordenamento territorial urbano e rural. Para tanto, foi necessário: caracterizar os usos da terra passados e atuais; simular os cenários futuros; levantar, caracterizar e mapear os solos da área de estudo; ajustar a equação Intensidade-Duração-Frequência (IDF) para utilização nos estudos hidrológicos; realizar as modelagens de erosão e hidrológica; analisar os instrumentos de ordenamento territorial e parcelamento do solo do Plano Diretor do município e propor as alterações necessárias à redução do escoamento superficial e do perigo de inundação na bacia. A metodologia baseou-se na elaboração dos mapas de uso da terra dos anos 1962, 1984, 2004, 2018 e de adequação à legislação florestal vigente, no levantamento semidetalhado de solos e na coleta de dados pluviométricos, fluviométricos e sedimentométricos, que constituíram a base para as modelagens. As alocações espaciais dos cenários futuros de uso da terra foram simuladas pelo modelo Dyna-CLUE. A modelagem de erosão e aporte de sedimentos no exutório da bacia hidrográfica foi realizada no modelo WaTEM/SEDEM, e a modelagem hidrológica foi conduzida no programa HEC-HMS, pelo método do Número da Curva do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos. A série histórica de mapas de uso da terra possibilitou a compreensão do processo de modernização da agricultura ocorrido a partir da década de 1970, o declínio da lavoura cafeeira e sua substituição pelas pastagens e culturas agrícolas destinadas à agroindústria ou à exportação, além do crescimento urbano. Os cenários futuros 1 a 4 mostraram a alocação espacial do crescimento urbano, industrial e da área cultivada pelas *commodities* agrícolas em diferentes intensidades, ao passo que os cenários 5 e 6 representaram as especializações produtivas na produção florestal e na criação de gado, respectivamente. A modelagem de erosão apontou a redução em suas taxas e nas de exportação de sedimentos pela bacia de 1962 a 2018, e a redução ainda maior nos cenários 5, 6 e de adequação à Legislação Florestal (LF) comparada ao ano-base 2018, devido à evolução dos sistemas de cultivo e à adoção de práticas de conservação do solo. O aumento dessas taxas nos cenários 1 a 4 está associado ao crescimento das áreas agrícolas e/ou urbanas em detrimento das pastagens. A modelagem hidrológica evidenciou o aumento do escoamento superficial no período de 1962 a 2018 e nos cenários futuros 1 a 4, e sua redução nos cenários 5, 6, LF e drenagem urbana moderna. Por fim, verificou-se que os parâmetros urbanísticos Taxa de Ocupação e

Taxa de Permeabilidade, associados às macrozonas rurais estabelecidas no Plano Diretor do município, possibilitam a expansão urbana e o parcelamento do solo para uso por chácaras de recreio no perímetro da bacia hidrográfica e o consequente aumento da intensidade dos episódios de inundação, o que foi comprovado pelas simulações hidrológicas realizadas nessas condições. Diante deste fato, foi elaborada uma proposta alternativa de macrozoneamento e das diretrizes de uso da terra para o município, para controlar o escoamento superficial na área de estudo.

Palavras-chave: modelagem ambiental; ordenamento territorial; mudança no uso da terra; produção do espaço geográfico; gestão de bacias hidrográficas.

Modeling of Land Use Change, Erosion Processes, and Superficial Runoff in the São Domingos Stream Watershed, Santa Cruz do Rio Pardo Municipality, São Paulo State

ABSTRACT

In the process of producing the geographical space, humans promote changes in land use and, consequently, changes in the hydrological cycle, which generate negative environmental impacts such as an increase in soil erosion rates, sediment yield and surface runoff at the watershed outlets, especially when the vegetal cover is reduced or eliminated. These impacts are observed in São Domingos stream watershed, located in the municipality of Santa Cruz do Rio Pardo, in São Paulo state, which has undergone urban expansion and intensification of agricultural use since the 1970s. In this context, this thesis aims to analyze the influence of land use changes in this watershed, since the 1960s and in future use scenarios, in the configuration of erosion processes, sediment yield, and surface runoff by means of modeling, as a subsidy to the urban and rural land use planning. Aiming this objective, the following steps were necessary: to characterize the past and current land uses; to simulate future scenarios; to survey, characterize and map the soils of the study site; to adjust the Intensity-Duration-Frequency (IDF) equation to be used in hydrological studies; to perform erosion and hydrologic modeling; to analyze the land use planning and soil parceling instruments of the municipality's master plan and to propose the necessary changes in order to reduce runoff and flood hazard in the watershed. The methodology was based on the production of land use maps for the years 1962, 1984, 2004, 2018 and land use adequacy to current forest laws, on semi-detailed soil survey, and the collection of rainfall, discharge, and sedimentometric data, which served as the basis for the modeling. The spatial allocations of future land use scenarios were simulated by the Dyna-CLUE model. The modeling of erosion and sediment yield at the basin outlet was performed based on the WaTEM/SEDEM model, and the hydrological modeling was carried out in the HEC-HMS program, using the US Soil Conservation Service Curve Number method. The time series of land use maps made it possible to understand the agriculture modernization process that started in the 1970s, the decline of coffee plantations, their replacement by pastures and farm crops dedicated to agroindustry or exportation, besides urban growth. Future scenarios 1 to 4 showed the spatial allocation of urban and industrial growth, as well as the increase of commodities cultivated fields in different intensities, whereas scenarios 5 and 6 represented productive specializations in forest production and cattle breeding, respectively. The erosion modeling showed a reduction in soil loss and sediment yield at the watershed outlet from 1962 to 2018, and an even greater reduction in the scenarios 5 and 6, and in an adequacy to Forest Laws (FL) if compared to the base year 2018, due to crop systems evolution and the adoption of soil conservation techniques. The increase of these rates in scenarios 1 to 4 is associated with the growth of farmlands and urban areas over pastures. The hydrological modeling demonstrated the runoff increase from 1962 to 2018 and in the future scenarios 1 to 4, and its reduction in 5, 6, FL, and modern urban drainage scenarios. Finally, it has been verified that the urbanistic coefficients of Occupancy Rate and Permeability Rate, associated with the rural zoning established by the municipality's master plan, have allowed an urbanization increase and land parceling for recreational farms on the watershed perimeter, and they have increased the intensity of flood events, which was

confirmed by the hydrological simulations that reproduced those conditions. Given this fact, an alternative municipality zoning and land use guidelines proposal was developed in order to control surface runoff on the study site.

Keywords: Environmental Modeling; Land Use Planning; Land Use Change; Production of Geographic Space; Watershed Management.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Relações de produção e relações homem-natureza segundo a teoria marxista 9
Figura 2. Espaço geográfico uno e múltiplo 13
Figura 3. Estrutura geral dos modelos de mudança no uso da terra espacialmente explícitos 20
Figura 4. Fluxograma do procedimento de alocação espacial do modelo Dyna-CLUE 39
Figura 5. Matriz de conversão simplificada indicando possíveis conversões de uso da terra durante um intervalo de tempo da simulação 42
Figura 6. Fatores e causas da degradação do solo por erosão 50
Figura 7. Vazões máximas e tempo de pico em vários tipos de cobertura da terra 72
Figura 8. Nível mínimo do rio e limite da área de inundação em condição (a) natural e (b) urbanizada 73
Figura 9. Inundações do Ribeirão São Domingos na zona urbana de Santa Cruz do Rio Pardo – SP 79
Figura 10. Principais medidas estruturais e não-estruturais de controle de enchentes 91
Figura 11. Localização da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos 107
Figura 12. Mapa Geológico do Estado de São Paulo, com destaque para a bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos 109
Figura 13. Precipitação média mensal e índice de erosão (EI) médio mensal do município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP 112
Figura 14. Extrato do balanço hídrico normal do município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP (CAD = 100 mm) 114
Figura 15. Bacia do Ribeirão São Domingos: mapa pedológico extraído de Rossi (2017) 117
Figura 16. Mapa de suscetibilidade à erosão da bacia do Ribeirão São Domingos 119
Figura 17. Processos erosivos de diferentes tipos na bacia do Ribeirão São Domingos 121
Figura 18. Rede hidrográfica da bacia do Ribeirão São Domingos 123
Figura 19. Localização e foto do pluviógrafo 129
Figura 20. Localização dos sensores de nível da água utilizados na medição de vazão do Ribeirão São Domingos 130
Figura 21. Amostrador de água e sedimentos DH-48 com bico de 1/4" 131
Figura 22. Metodologia utilizada na pesquisa 133
Figura 23. Bacia do Ribeirão São Domingos: pontos de amostragem de solos e abertura de trincheiras 137
Figura 24. Fluxograma de um levantamento semidetalhado de solos 140
Figura 25. Padrões utilizados nos mapeamentos de uso da terra dos anos 1962, 1984, 2004 e 2018 (Continua) 142

Figura 26. Fluxograma da modelagem de uso futuro da terra com o modelo Dyna-CLUE....170
Figura 27. Redes de drenagem real e extraída pelas ferramentas ArcHydro do SIG ArcGIS....182
Figura 28. Seções transversais utilizadas nas medições de vazão do Ribeirão São Domingos....184
Figura 29. Perfil topográfico da seção transversal montante....185
Figura 30. Perfil topográfico da seção transversal jusante....185
Figura 31. Amostragem de água e sedimentos e determinação da Concentração de Sedimentos em Suspensão (CSS): a) Esquema de amostragem por igual incremento de largura (EDWARDS; GLYSSON, 1988; b) Amostragem de água e sedimentos após episódio de chuva intensa; c) Armazenamento da amostra em garrafa de parede opaca; d) Procedimento de filtração da mistura água e sedimento em laboratório (membrana filtrante de 0,45 µm); e) Água filtrada na unidade de filtração; f) Sedimentos retidos nas membranas filtrantes após secagem na estufa a 105°C e pesagem....190
Figura 32. Componentes, métodos de obtenção e de calibração do modelo WaTEM/SEDEM....196
Figura 33. Zona urbana consolidada (a) e em expansão (b): uso da terra....201
Figura 34. Fluxograma da modelagem hidrológica da bacia do Ribeirão São Domingos....216
Figura 35. Bacia do Ribeirão São Domingos: macrozoneamento urbano e rural - ano 2006....218
Figura 36. Mapa semidetalhado de solos da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos....227
Figura 37. Descrição geral e análise morfológica do perfil de solo nº 1....229
Figura 38. Descrição geral e análise morfológica do perfil de solo nº 2....230
Figura 39. Descrição geral e análise morfológica do perfil de solo nº 3....232
Figura 40. Descrição geral e análise morfológica do perfil de solo nº 4....234
Figura 41. Descrição geral e análise morfológica do perfil de solo nº 5....236
Figura 42. Perfil de solo nº 5 - Gleissolo Háplico Tb Distrófico: a e b) Mosqueamentos no horizonte $B_{(3)}$; c) Vegetação característica de áreas úmidas e nascentes; d) Relevo ondulado e erosão em sulco....237
Figura 43. Mapa pedológico do município de Santa Cruz do Rio Pardo....239
Figura 44. Uso da terra da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos – ano 1962....245
Figura 45. Uso da terra da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos – ano 1984....246
Figura 46. Uso da terra da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos – ano 2004....247
Figura 47. Uso da terra da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos – ano 2018....248

Figura 48. População total, urbana e rural do município de Santa Cruz do Rio Pardo (Censo demográfico 1960 a Estimativa populacional 2018) 253
Figura 49. Diagrama de Sankey: conversões entre as classes de uso da terra nos anos 1962, 1984, 2004 e 2018.....259
Figura 50. Datas de loteamento dos bairros do município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP 263
Figura 51. Uso da terra da bacia do Ribeirão São Domingos: cenário de adequação à Lei Federal nº 12.651/2012 e alterações.....264
Figura 52. Mapa altimétrico da bacia do Ribeirão São Domingos.....265
Figura 53. Mapa clinográfico da bacia do Ribeirão São Domingos 266
Figura 54. Bacia do Ribeirão São Domingos: mapa de distância euclidiana da rodovia mais próxima 266
Figura 55. Bacia do Ribeirão São Domingos: mapa de distância euclidiana da estrada de terra mais próxima.....267
Figura 56. Bacia do Ribeirão São Domingos: mapa de distância euclidiana da rede de drenagem (rio mais próximo).....267
Figura 57. Bacia do Ribeirão São Domingos: mapa de distância euclidiana da zona urbana (cidade de Santa Cruz do Rio Pardo – SP).....268
Figura 58. Densidade demográfica dos setores censitários (Censo 2010 do IBGE) localizados na bacia do Ribeirão São Domingos 268
Figura 59. Bacia do Ribeirão São Domingos: erodibilidade do solo.....269
Figura 60. Bacia do Ribeirão São Domingos: mapa de fertilidade aparente do solo 269
Figura 61. Bacia do Ribeirão São Domingos: mapa de tolerância de perda de solo 270
Figura 62. Bacia do Ribeirão São Domingos: classe textural do horizonte A dos solos 270
Figura 63. Mapas de preferência específica de localização (*locspec*) das classes zona urbana e área industrial.....279
Figura 64. Mapas de probabilidade de ocorrência das classes de uso da terra – calibração do modelo (Continua).....280
Figura 65. Análise de sensibilidade do modelo Dyna-CLUE: mapas de uso da terra de 2004, 2018 (observado) e 2018 (simulado).....283
Figura 66. Padrão espacial de mudança ou persistência do uso da terra predito pelo modelo Dyna-CLUE no ano 2018, em relação aos usos observados em 2004 e 2018 288
Figura 67. Mapas de preferência específica de localização (*locspec*) das classes zona urbana, vegetação arbórea, área industrial e eucalipto.....295
Figura 68. Mapas de probabilidade de ocorrência das classes de uso da terra – cenários 1 a 6 (Continua) 296
Figura 69. Mapas de probabilidade de ocorrência das classes de uso da terra – zona urbana (cenário 2) e eucalipto (cenário 5).....300

Figura 70. Uso da terra da bacia do Ribeirão São Domingos - ano 2028: cenário 1 304
Figura 71. Uso da terra da bacia do Ribeirão São Domingos - ano 2028: cenário 2 305
Figura 72. Uso da terra da bacia do Ribeirão São Domingos - ano 2028: cenário 3 306
Figura 73. Uso da terra da bacia do Ribeirão São Domingos - ano 2028: cenário 4 307
Figura 74. Uso da terra da bacia do Ribeirão São Domingos - ano 2028: cenário 5 308
Figura 75. Uso da terra da bacia do Ribeirão São Domingos - ano 2028: cenário 6 309
Figura 76. Bacia do Ribeirão São Domingos: principais práticas conservacionistas utilizadas no controle da erosão - ano 1962.....323
Figura 77. Bacia do Ribeirão São Domingos: principais práticas conservacionistas utilizadas no controle da erosão - ano 1984.....324
Figura 78. Bacia do Ribeirão São Domingos: principais práticas conservacionistas utilizadas no controle da erosão - ano 2004.....325
Figura 79. Bacia do Ribeirão São Domingos: principais práticas conservacionistas utilizadas no controle da erosão - ano 2018.....326
Figura 80. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: uso da terra do ano 1962 333
Figura 81. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: uso da terra do ano 1984 334
Figura 82. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: uso da terra do ano 2004 335
Figura 83. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: uso da terra do ano 2018 336
Figura 84. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: cenário 1 de uso da terra - ano 2028: crescimento urbano de 23,2 % e das áreas industriais de 103,86 % 337
Figura 85. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: cenário 2 de uso da terra - ano 2028: crescimento urbano de 46,4 % e das áreas industriais de 207,72 % 338
Figura 86. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: cenário 3 de uso da terra - ano 2028: crescimento das *commodities* agrícolas (soja: 116,27 %; milho - cultivo de verão: 35,36 % e cana-de-açúcar: 2,09 %) 339
Figura 87. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: cenário 4 de uso da terra - ano 2028: crescimento das *commodities* agrícolas, da zona urbana e das áreas industriais (combinação dos cenários 1 e 3).....340
Figura 88. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: cenário 5 de uso da terra - ano 2028: demanda por produção florestal (eucalipto: aumento da área em dezenove vezes; vegetação arbórea: duplicação da área) ...341

Figura 89. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: cenário 6 de uso da terra - ano 2028: demanda por carne bovina e indústria de laticínios: duplicação da área de pastagem 342
Figura 90. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: cenário de adequação do uso da terra (Áreas de Preservação Permanente e Reservas Legais) à Lei Federal n° 12.651/2012 (e alterações) 343
Figura 91. Tempos de deslocamento do flutuador observados e calculados pelo Solver em função do nível da água 357
Figura 92. Tempo de deslocamento do flutuador ajustado pelo Solver em função do nível da água.....358
Figura 93. Bacia do Ribeirão São Domingos: precipitação, hidrograma e concentração de sedimentos em suspensão no exutório (20/02/2018) 360
Figura 94. Bacia do Ribeirão São Domingos: precipitação, hidrograma e concentração de sedimentos em suspensão no exutório (28/02/2018) 360
Figura 95. Bacia do Ribeirão São Domingos: precipitação, hidrograma e concentração de sedimentos em suspensão no exutório (13/03/2018) 361
Figura 96. Bacia do Ribeirão São Domingos: precipitação, hidrograma e concentração de sedimentos em suspensão no exutório (25 e 26/03/2018) 361
Figura 97. Bacia do Ribeirão São Domingos: precipitação, hidrograma e concentração de sedimentos em suspensão no exutório (20 e 21/09/2018) 362
Figura 98. Mapas do fator C da RUSLE utilizados na calibração do modelo WaTEM/SEDEM.....364
Figura 99. Coeficiente de eficiência Nash-Suttclife dos coeficientes kTc alto e baixo dos eventos de chuva de 28/02 e 13/03/2018.....367
Figura 100. Coeficiente de eficiência Nash-Suttclife dos coeficientes kTc alto e baixo dos eventos de chuva de 20/02 e 20/09/2018 (Continua) 367
Figura 101. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra do ano 1962: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} 371
Figura 102. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra do ano 1984: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} 372
Figura 103. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra do ano 2004: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} 373
Figura 104. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra do ano 2018: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} 374
Figura 105. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra do cenário 1 - 2028: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} 375

Figura 106. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra do cenário 2 - 2028: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} 376
Figura 107. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra do cenário 3 - 2028: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} 377
Figura 108. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra do cenário 4 - 2028: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} 378
Figura 109. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra do cenário 5 - 2028: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} 379
Figura 110. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra do cenário 6 - 2028: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} 380
Figura 111. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra adequado à Lei Federal nº 12.651/2012 e alterações: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} 381
Figura 112. Áreas de erosão e deposição de sedimentos em parcela agrícola cultivada com milho safrinha após evento de chuva de 20/03/2019, e mapa de erosão simulado pelo modelo WaTEM/SEDEM para as condições de uso da terra do ano 2018 393
Figura 113. Comparação entre as precipitações observadas e as precipitações teóricas de Gumbel 405
Figura 114. Gráfico bilogaritmo da duração da chuva em função da intensidade (TR = 8 anos) 406
Figura 115. Gráfico bilogaritmo da intensidade da chuva em função da duração corrigida (t+c) com T_R = 10 anos 407
Figura 116. Gráfico bilogaritmo do parâmetro A em função do período de retorno (T_R) 408
Figura 117. Intensidade pluviométrica em função da duração da chuva do posto pluviométrico Santa Cruz do Rio Pardo, em diferentes períodos de retorno 409
Figura 118. Grupos hidrológicos dos solos da bacia do Ribeirão São Domingos ...411
Figura 119. Comparação entre os hidrogramas observado, ajustado e simulado para os anos passados e cenários futuros (evento de chuva de 13/03/2018) 413
Figura 120. Simulações hidrológicas para calibração do modelo HEC-HMS para o evento de chuva ocorrido em 25/03/2018 416
Figura 121. Hidrograma do evento de chuva ocorrido em 25/03/2018, resultante da simulação em condição de baixa umidade antecedente do solo (AMC-I) 419
Figura 122. Hidrograma unitário da bacia do Ribeirão São Domingos (t_d = 0,75 hora) 421
Figura 123. Hidrograma unitário da bacia do Ribeirão São Domingos (t_d = 1 hora) 421

Figura 124. Hietograma e hidrogramas do episódio de chuva de 51,9 mm (T_R = 10 anos) dos períodos históricos e cenários futuros de uso da terra 424
Figura 125. Cenário hipotético: aumento das áreas verdes urbanas para controle das enchentes.....427
Figura 126. Número da Curva (CN) médio das sub-bacias dos anos passados e cenários futuros de uso da terra (Continua) 430
Figura 127. Identificação das sub-bacias da bacia do Ribeirão São Domingos.....433
Figura 128. Hietograma de projeto e hidrogramas simulados de eventos de chuva de 51,9 mm, duração de 1 hora e período de retorno de 10 anos 438
Figura 129. Hietograma de projeto e hidrogramas simulados de eventos de chuva de 60,71 mm, duração de 1 hora e período de retorno de 25 anos 439
Figura 130. Hietograma de projeto e hidrogramas simulados de eventos de chuva de 68,36 mm, duração de 1 hora e período de retorno de 50 anos 440
Figura 131. Hietograma de projeto e hidrogramas simulados de eventos de chuva de 76,97 mm, duração de 1 hora e período de retorno de 100 anos 441
Figura 132. Hietograma de projeto e hidrogramas simulados de eventos de chuva de 86,67 mm, duração de 1 hora e período de retorno de 200 anos 442
Figura 133. Hidrogramas da sub-bacia W980 nos cenários 4 e Legislação florestal, com T_R = 25 e 50 anos.....451
Figura 134. Hidrogramas das simulações hidrológicas relativas aos coeficientes urbanísticos estabelecidos no Plano Diretor, ao ano 2018 e à proposta de alteração do macrozoneamento rural, em dois períodos de retorno.....458
Figura 135. Zona urbana em Área de Preservação Permanente do Ribeirão São Domingos: a) residências demolidas; b) reflorestamento do local. 463

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Componentes do balanço hídrico normal do município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP (CAD = 100 mm)....114
Tabela 2. Características dos satélites e imagens orbitais utilizados (Continua) 126
Tabela 3. Características dos levantamentos aerofotográficos utilizados....128
Tabela 4. Fatores direcionadores das mudanças no uso da terra, tipo e codificação 152
Tabela 5. Classificação e notas atribuídas aos intervalos de pH e V %....155
Tabela 6. Classificação e notas atribuídas aos intervalos de CTC e matéria orgânica 155
Tabela 7. Classificação da fertilidade aparente em função do somatório das notas atribuídas aos atributos químicos dos solos....156
Tabela 8. Fatores de correção f em função da relação textural (RT) da fração argila 157
Tabela 9. Fatores direcionadores das mudanças de uso da terra e classes de uso da terra utilizadas na modelagem 159
Tabela 10. Intervalos de valores de Área Abaixo da Curva e qualidade do ajuste..161
Tabela 11. Análise de sensibilidade do modelo Dyna-CLUE: fatores direcionadores das mudanças de uso da terra e classes de uso da terra utilizadas na modelagem - ano 2004 167
Tabela 12. Código de permeabilidade das classes texturais dos horizontes de solo 174
Tabela 13. Valores de eficiência de retenção de sedimentos das parcelas segundo as práticas conservacionistas e/ou tipo de uso da terra....177
Tabela 14. Valores de fator C dos tipos de uso da terra e manejos encontrados na bacia do Ribeirão São Domingos (Continua) 179
Tabela 15. Datas de obtenção das imagens SENTINEL-2 utilizadas na calibração dos eventos de chuva pelo modelo WaTEM/SEDEM 193
Tabela 16. Curva Número (CN) em função dos usos urbanos da terra e dos grupos hidrológicos do solo....202
Tabela 17. Curva Número (CN) média dos usos da terra urbanos 202
Tabela 18. Curva Número (CN) média dos usos da terra urbanos atendendo ao paradigma da reservação....203
Tabela 19. Coeficientes de desagregação de chuvas diárias 210
Tabela 20. Taxas de permeabilidade, de ocupação e de cobertura vegetal das macrozonas urbanas e rurais situadas na bacia do Ribeirão São Domingos....219
Tabela 21. Classes de solo presentes na bacia do Ribeirão São Domingos 226
Tabela 22. Áreas das classes de uso da terra da bacia do Ribeirão São Domingos nos anos 1962, 1984, 2004 e 2018....249
Tabela 23. Matriz de transição dos usos da terra entre 1962 e 1984 (área em km²) 257

Tabela 24. Matriz de transição dos usos da terra entre 1984 e 2004 (área em km²) 258
Tabela 25. Matriz de transição dos usos da terra entre 2004 e 2018 (área em km²) 258
Tabela 26. Persistência do uso da terra em diferentes intervalos de tempo (área em km² e %).....260
Tabela 27. Coeficientes de regressão logística entre as classes de uso da terra e os fatores direcionadores do uso da terra e valores da curva ROC (calibração do modelo Dyna-CLUE) 275
Tabela 28. Avaliação de desempenho do modelo Dyna-CLUE: área das classes de uso da terra dos anos 2004, 2018 (observado e simulado), diferença de área entre os usos observado e simulado, áreas simuladas corretamente, exatidão global e índice Kappa 285
Tabela 29. Avaliação de desempenho do modelo Dyna-CLUE: área das categorias de predição e índices de acurácia.....289
Tabela 30. Coeficientes de regressão logística entre as classes de uso da terra e os fatores direcionadores do uso da terra e valores da curva ROC.....292
Tabela 31. Critérios de convergência utilizados para o processo iterativo de alocação espacial dos usos da terra e resultados obtidos.....301
Tabela 32. Diferença total entre demanda e área alocada nos cenários futuros de uso da terra e classes de uso de maior diferença positiva e negativa dos cenários simulados 302
Tabela 33. Precipitação e erosividade dos episódios de chuvas 318
Tabela 34. Valores médios de erodibilidade, conteúdo de matéria orgânica, DMP e classe de permeabilidade em função da classe textural do perfil de solo 320
Tabela 35. Área (ha) ocupada pelas práticas conservacionistas do solo nas condições de uso da terra passadas, atual e cenários futuros.....327
Tabela 36. Valores médios de eficiência de retenção de sedimentos das parcelas, área média e número de parcelas agrícolas dos usos da terra passados e cenários futuros 344
Tabela 37. Perímetros das áreas florestais e de pastagem dos períodos passados e cenários futuros de uso da terra.....345
Tabela 38. Valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão do fator LS 346
Tabela 39. Fator uso e manejo do solo: média, desvio padrão e áreas de coeficiente de capacidade de transporte baixo e alto.....351
Tabela 40. Medições de vazão do Ribeirão São Domingos pelo método do flutuador: nível da água, tempo de deslocamento e velocidade do flutuador, e vazão obtida.355
Tabela 41. Variáveis observadas e ajustadas pela ferramenta Solver para ajuste da curva de tempo de deslocamento do flutuador em função do nível da água 356
Tabela 42. Valores de Concentração de Sedimentos em Suspensão (CSS) no exutório da bacia do Ribeirão São Domingos em cinco eventos de chuvas 359
Tabela 43. Aporte de sedimentos no exutório da bacia do Ribeirão São Domingos em diferentes eventos de chuvas.....362

Tabela 44. Coeficientes de capacidade de transporte dos eventos de chuva e capacidade preditiva do modelo WaTEM/SEDEM 366
Tabela 45. Produção, deposição e exportação de sedimentos da bacia do Ribeirão São Domingos simuladas pelo modelo WaTEM/SEDEM em diferentes datas e cenários, com erosividade da chuva de 61,68 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} 369
Tabela 46. Produção, deposição e exportação de sedimentos da bacia do Ribeirão São Domingos simuladas pelo modelo WaTEM/SEDEM em diferentes datas e cenários, com erosividade da chuva de 119,12 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} 370
Tabela 47. Produção, deposição e exportação de sedimentos da bacia do Ribeirão São Domingos simuladas pelo modelo WaTEM/SEDEM em diferentes datas e cenários, com erosividade da chuva de 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} 370
Tabela 48. Valores máximos de perda de solo por erosão e área ocupada pelas classes <50 t.ha^{-1}, -50 a <10 t.ha^{-1} e pela classe deposição de sedimentos nos eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} 382
Tabela 49. Parâmetros estatísticos da série de dados utilizada no ajuste da equação IDF 405
Tabela 50. Valores do parâmetro A e os respectivos períodos de retorno.....408
Tabela 51. Índices pluviométricos (mm) calculados pela equação IDF e dados dos hietogramas de projeto, em função do período de retorno.....410
Tabela 52. Parâmetros dos hidrogramas resultantes das calibrações do modelo HEC-HMS para o evento chuvoso de 25/03/2018.....417
Tabela 53. Parâmetros dos hidrogramas unitários das chuvas de duração td = 0,75 h e 1 h e da bacia hidrográfica 422
Tabela 54. Parâmetros das precipitações e dos hidrogramas de projeto da bacia do Ribeirão São Domingos (método do SCS) em diferentes períodos de retorno, períodos históricos e cenários futuros de uso da terra.....423
Tabela 55. Tempo de retardo (t_{lag}) das sub-bacias nos diferentes cenários de uso da terra (valores expressos em minutos) 434
Tabela 56. Parâmetros dos hidrogramas simulados em diferentes cenários (T_R = 10 anos) 435
Tabela 57. Parâmetros dos hidrogramas simulados em diferentes cenários (T_R = 25 anos) 436
Tabela 58. Parâmetros dos hidrogramas simulados em diferentes cenários (T_R = 50 anos) 436
Tabela 59. Parâmetros dos hidrogramas simulados em diferentes cenários (T_R = 100 anos) 437
Tabela 60. Parâmetros dos hidrogramas simulados em diferentes cenários (T_R = 200 anos) 437
Tabela 61. Parâmetros dos hidrogramas da sub-bacia W980 em função do CN médio e do tempo de retardo 450
Tabela 62. Número da Curva médio e parâmetros dos hidrogramas simulados das sub-bacias do Ribeirão São Domingos (canal R510) e do Ribeirão Mandaçaia (R520) antes da confluência, no evento de chuva de 60,71 mm (T_R = 25 anos) 452

Tabela 63. Parâmetros dos hidrogramas das simulações hidrológicas relativas aos coeficientes urbanísticos estabelecidos no Plano Diretor, ao ano 2018 e à proposta de alteração do macrozoneamento rural, em dois períodos de retorno 457
Tabela 64. Matriz de conversão do uso da terra dos cenários 1, 2 e 4 512
Tabela 65. Matriz de conversão do uso da terra dos cenários 3 e 6 513
Tabela 66. Matriz de conversão do uso da terra do cenários 5.....514
Tabela 67. Demanda de área (ha) das classes de uso da terra nos diferentes cenários e elasticidade à conversão (ELAS).....515
Tabela 68. Análise de sensibilidade do modelo Dyna-CLUE: matriz de conversão, elasticidade à conversão, área das classes de uso em 2004 e demanda em 2018 (ha).....516
Tabela 69. Número da Curva (CN) em função do uso da terra e dos grupos hidrológicos do solo (Continua).....523
Tabela 70. Calibração do modelo WaTEM/SEDEM para os eventos de chuva de 28/02 e 13/03/2018 – kTc alto: produção, deposição e exportação de sedimentos e coeficientes Nash-Suttclife e RSR.....533
Tabela 71. Calibração do modelo WaTEM/SEDEM para os eventos de chuva de 28/02 e 13/03/2018 – kTc baixo: produção, deposição e exportação de sedimentos e coeficientes Nash-Suttclife e RSR.....534
Tabela 72. Calibração do modelo WaTEM/SEDEM para os eventos de chuva de 20/02 e 20/09/2018 – kTc alto: produção, deposição e exportação de sedimentos e coeficientes Nash-Suttclife e RSR.....535
Tabela 73. Calibração do modelo WaTEM/SEDEM para os eventos de chuva de 20/02 e 20/09/2018 – kTc baixo: produção, deposição e exportação de sedimentos e coeficientes Nash-Suttclife e RSR.....536

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Categorias de modelos de mudança no uso e cobertura da terra (Continua).....24
Quadro 2. Conceito de canalização *versus* conceito de reservação do escoamento superficial 90
Quadro 3. Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: descrição das classes encontradas na bacia do Ribeirão São Domingos 118
Quadro 4. Preferências específicas de locação utilizadas nas simulações de cenários futuros de uso da terra.....164
Quadro 5. Grupos hidrológicos dos solos, critérios de enquadramento e classes de solos típicas (Continua).....198
Quadro 6. Aspectos morfométricos da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos (Continua).....401

SUMÁRIO

RESUMO....x
ABSTRACT xii
LISTA DE FIGURAS xiv
LISTA DE TABELAS xxi
LISTA DE QUADROS xxv
SUMÁRIO....xxvi
INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA....1
HIPÓTESES....4
OBJETIVOS 4
Objetivo geral....4
Objetivos específicos 5
CAPÍTULO 1. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA....6
1.1 Relação sociedade-natureza e produção do espaço geográfico....6
1.2 Modelagem de mudanças no uso e cobertura da terra....17
1.2.1 Estado da arte da modelagem de mudanças no uso e cobertura da terra 17
1.2.2 Modelos CLUE....35
1.3 Erosão do solo 48
1.3.1 Processos erosivos e degradação do solo: fatores, formas e dinâmica 48
1.3.2 Modelagem de erosão e aporte de sedimentos com o modelo WaTEM/SEDEM 57
1.4 Levantamento de solos e fotopedologia....63
1.5 Ciclo hidrológico em áreas urbanas e rurais 69
1.6 Drenagem urbana e controle de enchentes 83
1.7 Modelagem hidrológica em bacias hidrográficas 96
CAPÍTULO 2. MATERIAL E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS....107
2.1 Caracterização geográfica da área de estudo 107
2.1.1 Aspectos geológicos....108
2.1.2 Aspectos geomorfológicos....110
2.1.3 Aspectos climáticos, erosividade da chuva e balanço hídrico 112
2.1.4 Vegetação original 115
2.1.5 Aspectos pedológicos e suscetibilidade à erosão....116
2.1.6 Aspectos hidrográficos....122

2.1.7 Indicadores demográficos, econômicos, sociais e ambientais do município de Santa Cruz do Rio Pardo 124
2.2 Materiais utilizados 124
2.2.1 Materiais cartográficos 124
2.2.2 Imagens orbitais e fotografias aéreas 125
2.2.3 Amostras de solos 128
2.2.4 Dados e equipamentos pluviométricos 129
2.2.5 Dados e equipamentos fluviométricos 129
2.2.6 Sistemas computacionais 131
2.3 Procedimentos metodológicos 132
2.3.1 Elaboração da base de dados da área de estudo 134
2.3.2 Levantamento semidetalhado de solos 134
2.3.3 Mapeamento de uso da terra 140
2.3.4 Modelagem de mudanças no uso da terra (modelo Dyna-CLUE) 150
2.3.4.1 Período e cenários simulados 150
2.3.4.2 Fatores direcionadores das mudanças no uso da terra 152
2.3.4.3 Análise de regressão logística entre as classes de uso e os fatores impulsionadores do uso da terra 158
2.3.4.4 Matrizes de conversão do uso da terra, de demanda de área, restrições à conversão, elasticidade e preferências específicas de locação 162
2.3.4.5 Análise de sensibilidade do modelo Dyna-CLUE 165
2.3.5 Modelagem de erosão e produção de sedimentos com o WaTEM/SEDEM 171
2.3.5.1 Variáveis da RUSLE e estrutura da paisagem 171
2.3.5.2 Determinação da vazão do Ribeirão São Domingos e da Concentração de Sedimentos em Suspensão (CSS) 182
2.3.5.2.1 Fluviometria 182
2.3.5.2.2 Determinação da concentração de sedimentos em suspensão (CSS) 187
2.3.5.3 Calibração e validação do modelo 191
2.3.6 Modelagem hidrológica 197
2.3.6.1 Elaboração dos mapas de número da curva (CN) 197
2.3.6.2 Delimitação da bacia e sub-bacias hidrográficas e elaboração dos arquivos de geometria da bacia 204
2.3.6.3 Calibração do modelo HEC-HMS 206

2.3.6.4 Ajuste da equação Intensidade – Duração – Frequência (IDF) do município de Santa Cruz do Rio Pardo 207

2.3.6.5 Simulações hidrológicas das condições históricas e dos cenários futuros de uso da terra 212

2.3.6.5.1 Construção dos hietogramas e dos hidrogramas de projeto 212

2.3.6.5.2 Simulação pelo modelo hidrológico HEC-HMS 215

2.3.7 Análise do Plano Diretor do município de Santa Cruz do Rio Pardo 217

CAPÍTULO 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO 222

3.1 Mapa semidetalhado de solos da bacia do Ribeirão São Domingos 222

3.2 Uso da terra na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos: 1962, 1984, 2004 e 2018 243

3.3 Cenários futuros de uso da terra: modelo Dyna-CLUE 265

3.3.1 Fatores direcionadores das mudanças no uso da terra 265

3.3.2 Análise de sensibilidade do modelo Dyna-CLUE 274

3.3.3 Simulação dos cenários de uso futuro da terra – ano 2028 291

3.4 Episódios de chuvas intensas, dinâmica espacial e temporal da erosão e aporte de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos 317

3.4.1 Erosividade da chuva 317

3.4.2 Erodibilidade do solo 319

3.4.3 Práticas conservacionistas, eficiência de retenção de sedimentos, conectividade das parcelas, comprimento de rampa e declividade (fator topográfico - LS) 322

3.4.4 Uso e manejo do solo (fator C) 350

3.4.5 Vazão, concentração de sedimentos em suspensão e aporte de sedimentos no exutório da bacia hidrográfica 354

3.4.6 Calibração do modelo WaTEM/SEDEM 363

3.4.7 Validação do modelo WaTEM/SEDEM: simulação da dinâmica espacial de erosão e aporte de sedimentos em períodos históricos e cenários futuros 368

3.5 Modelagem hidrológica da bacia do Ribeirão São Domingos 400

3.5.1 Análise morfométrica da bacia hidrográfica 400

3.5.2 Ajuste da equação IDF do município de Santa Cruz do Rio Pardo 404

3.5.3 Calibração do modelo HEC-HMS 410

3.5.4 Hidrogramas de projeto da bacia do Ribeirão São Domingos do período histórico e cenários futuros de uso da terra 421

3.5.5 Simulações de escoamento superficial em eventos de chuvas intensas do período histórico e cenários futuros de uso da terra com o modelo HEC-HMS 429

3.5.6 Macrozoneamento urbano e rural do município de Santa Cruz do Rio Pardo e o controle do escoamento superficial 456

CONCLUSÕES 470

Considerações finais 470

Recomendações 479

Desafios da pesquisa e estudos futuros 480

REFERÊNCIAS 486

ANEXO I 512

ANEXO II 515

ANEXO III 516

ANEXO IV 517

ANEXO V 523

ANEXO VI 528

ANEXO VII 533

INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

Os problemas ambientais vivenciados atualmente pela humanidade resultam da apropriação e transformação da natureza pela sociedade, processo esse que se intensificou com o advento do modo de produção capitalista e vem produzindo, desde então, grandes mudanças no uso da terra. A natureza, vista como externa ao homem e passível de ser dominada, foi artificializada. Parte das transformações sofridas a tornaram um meio fortemente instável, reduzindo sua capacidade de fornecer à sociedade os recursos de que necessita e, como parte de sua dinâmica, devolvendo as agressões sofridas na forma de problemas ambientais, como a erosão acelerada do solo, os movimentos de massa, os eventos climáticos extremos, as inundações em áreas urbanas, a poluição do ar e as consequências à saúde humana, entre outros.

A dinâmica do uso da terra de um município, região ou do próprio país é determinada por aspectos econômicos, políticos, culturais, sociais e ambientais, mas sobretudo pelo seu posicionamento na divisão territorial do trabalho, no processo de globalização, e pela sua inserção no meio técnico-científico-informacional, podendo resultar de decisões tomadas em diferentes escalas, como a nacional e a global, que se manifestam no local.

A ocorrência dos processos erosivos e de exportação de sedimentos em bacias hidrográficas, assim como as enchentes e inundações decorrentes de episódios de chuvas intensas, são consequências diretas do uso da terra e de seu manejo agrícola e ambiental. Esta relação pode ser compreendida por meio da modelagem matemática, definida como a representação e/ou o ajuste de um ou mais processos que podem ocorrer no mundo real, ou a representação e simplificação de como o mundo funciona (GOODCHILD, 2005). Além de fornecer respostas aos fenômenos naturais e humanos, os modelos permitem a simulação de cenários hipotéticos, presentes e futuros, por meio da alteração de uma ou mais variáveis, possibilitando sua análise a partir da configuração ótima ou indesejada das variáveis que os influenciam.

Diante deste contexto, esta tese tem a proposta de compreender a configuração dos processos naturais de erosão do solo e do escoamento superficial nos eventos de chuvas intensas a partir das mudanças no uso da terra por meio de modelagem. Essas mudanças são reflexos das relações conflituosas entre a

sociedade e a natureza e das relações de produção entre os homens, características do modo de produção capitalista. Tem também a finalidade de identificar, pela simulação de cenários futuros, os possíveis impactos positivos ou negativos de mudanças no uso da terra privilegiando o crescimento urbano/industrial, especializações no cultivo de diversos produtos agrícolas ou mesmo a ocupação ordenada e ambientalmente adequada dos espaços urbanos e rurais.

Inserida no contexto da produção do espaço geográfico, esta pesquisa procura compreendê-la a partir dos conceitos operacionais de ambiente, resultado da relação complexa e conflituosa entre a natureza e sociedade no processo de socialização da natureza pelo homem (SUERTEGARAY, 2006); de paisagem, enquanto forma e funcionalidade, tendo sua constituição e reconstituição na conjugação com a dinâmica social (SUERTEGARAY, 2001); e de território, espaço definido por e a partir das relações de poder (SOUZA, 1995), mas visto como campo da ação política, *lócus* da atuação do poder público e de outras instituições no ordenamento do uso da terra.

A bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos, localizada no município de Santa Cruz do Rio Pardo, Estado de São Paulo, e objeto de estudo desta pesquisa, apresenta solos de alta suscetibilidade à erosão em sua porção norte e nordeste, onde se encontram as cabeceiras de drenagem dos córregos que a formam, relacionadas aos arenitos da Formação Adamantina. Já o médio e o baixo curso dos córregos da bacia possuem baixa suscetibilidade à erosão, estando localizados sobre as rochas intrusivas da Formação Serra Geral, que dão origem a solos de textura argilosa ou muito argilosa. A bacia como um todo apresenta criticidade média à erosão (CBH-MP, 1999).

O sítio urbano de Santa Cruz do Rio Pardo foi fundado nas proximidades da foz do Ribeirão São Domingos no Rio Pardo e, desde então, se expandiu em dois eixos, um deles em direção à montante de sua bacia hidrográfica, que compreende a maior parte da zona urbana atual, e o outro na outra margem do Rio Pardo, em razão da instalação de um ramal da Estrada de Ferro Sorocabana no início do século XX. De acordo com o IBGE (2018), a população estimada do município em 2018 é de 47.395 habitantes, dos quais 91,4 % vivem na zona urbana, a maior parte na área de contribuição dos Ribeirões São Domingos e Mandaçaia.

Trata-se, portanto, de uma bacia hidrográfica representativa das condições de uso da terra e dinâmica hidrológica do interior do Estado de São Paulo, com

ocupação e urbanização a partir do baixo curso do rio principal, da ocupação agrícola com predomínio das culturas de rendimento e pastagens extensivas, e da inobservância às legislações florestal e de ordenamento do uso da terra. Nesse sentido, espera-se que os resultados obtidos nesta pesquisa sejam representativos de bacias hidrográficas cujos aspectos físicos e de ocupação se assemelhem à área de estudo, e que a metodologia possa ser reproduzida nessas bacias para comparação dos resultados.

Nos últimos vinte anos, desde 1999, foram implantados integral ou parcialmente na bacia hidrográfica em questão dezenove novos loteamentos, bairros residenciais e/ou conjuntos habitacionais, e uma grande indústria, constituindo o principal eixo de expansão urbana do município, legitimado pelo macrozoneamento rural estabelecido em seu Plano Diretor. Tal processo, ao promover a alteração do ciclo hidrológico mediante aumento e aceleração do escoamento superficial e a redução das taxas de infiltração e evapotranspiração, teve efeitos diretos sobre os recursos hídricos, causando a intensificação da vazão de pico e do tempo de pico de seus rios e, consequentemente, os episódios de inundação em eventos de chuvas intensas. Este fenômeno é intensificado pelas mudanças no uso do solo rural e pelos processos erosivos e de aumento do escoamento superficial resultantes. O ano 2012, por exemplo, teve episódios de inundação na zona urbana nos meses de janeiro (período chuvoso) e junho (período seco), o que evidencia o alto grau de antropização da bacia.

O Plano Diretor do município (SANTA CRUZ DO RIO PARDO, 2006) estabelece a bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos, nela incluído o Ribeirão Mandaçaia, como macrozona rural de influência urbana, distinguindo-a em zona Z5A, contígua à zona urbana, limitada a norte pela rodovia SP-327 e definida como o principal vetor de expansão urbana do município, e zona Z5B, limitada a sul pela rodovia em questão e a norte pelas cabeceiras de drenagem e divisores de água da bacia, caracterizada pela presença de diversos açudes e pela abundância de recursos hídricos. A referida lei estabelece diversos coeficientes urbanísticos a serem observados no loteamento dessas áreas para uso rural e na conversão para uso urbano, assim como áreas mínimas dos lotes rurais, cuja influência no ciclo hidrológico da bacia hidrográfica necessita ser mais bem conhecida. Tais elementos reforçam a importância desta pesquisa, no sentido de subsidiar o aperfeiçoamento

dos instrumentos legais de ordenamento do uso da terra para prevenir impactos ambientais negativos que afetam diretamente as condições de vida da população.

HIPÓTESES

Três hipóteses foram analisadas nesta tese de doutorado:

1) O aumento do escoamento superficial e dos episódios de inundações na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos nas últimas seis décadas decorre do descumprimento e/ou da não aplicação dos instrumentos de ordenamento territorial e da legislação ambiental vigente, como o Plano Diretor municipal, o Código Florestal e as demais leis complementares, na regulação do uso da terra;

2) O crescimento urbano, industrial e da área agrícola cultivada pelas principais *commodities* agrícolas no futuro próximo, se mantiver a tendência de crescimento observada entre os anos 2004 e 2018, provocará alteração significativa das condições hidrológicas da bacia hidrográfica e o aumento da frequência dos episódios de inundação, das vazões de pico e dos tempos de pico, afetando negativamente as construções e a população ribeirinha;

3) Em relação aos processos erosivos e ao aporte de sedimentos no exutório da bacia hidrográfica, pressupõe-se ter havido redução na intensidade desses processos em decorrência da implantação de práticas de conservação do solo e de manejos agrícolas do solo que aumentam sua proteção, apesar da redução da fragmentação da paisagem decorrente da evolução dos sistemas de cultivo e manejo do solo, do aumento das áreas de monoculturas e da redução da cobertura florestal.

OBJETIVOS

Objetivo geral

O objetivo geral desta tese é analisar a influência das transformações no uso da terra ocorridas desde a década de 1960 e em cenários futuros de uso na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos, localizada em Santa Cruz do Rio Pardo – SP, na configuração dos processos erosivos, do aporte de sedimentos na saída da

bacia e do escoamento superficial produzido em episódios de chuvas intensas, como subsídio ao ordenamento territorial urbano e rural da referida bacia.

Objetivos específicos

Os objetivos específicos, complementares e relacionados ao objetivo geral, são:

- Caracterizar os usos da terra na bacia do Ribeirão São Domingos nos anos de 1962, 1984, 2004 e 2018 e identificar a possível relação com os processos erosivos e com alterações no ciclo hidrológico na área de estudo;

- Prever cenários futuros de uso da terra representativos de diferentes especializações produtivas, tais como crescimento urbano e industrial, aumento das áreas cultivadas por *commodities* agrícolas, pastagem ou produção florestal, adequação do uso da terra ao Código Florestal Brasileiro vigente e implantação de medidas de controle de erosão nas áreas rurais somadas à ocupação adequada dos espaços urbanos, considerando as práticas de manejo conservacionista das áreas agrícolas e a drenagem urbana moderna;

- Avaliar o efeito das condições passadas, atuais e dos cenários futuros de uso da terra nos processos erosivos e no ciclo hidrológico da bacia hidrográfica;

- Levantar, mapear e caracterizar os solos da área de estudo, de forma a contribuir para a ampliação do conhecimento técnico-científico relativo a eles e aos processos físico-naturais neles atuantes;

- Ajustar a equação Intensidade-Duração-Frequência de chuvas do posto pluviométrico Santa Cruz do Rio Pardo, para utilização em estudos hidrológicos do município;

- Avaliar a eficácia dos instrumentos de ordenamento territorial (macrozoneamento) e parcelamento do solo definidos no Plano Diretor de Santa Cruz do Rio Pardo, expresso pela Lei Complementar nº 316, de 10 de outubro de 2006 (SANTA CRUZ DO RIO PARDO, 2006) no controle das inundações urbanas;

- Elaborar uma proposta de macrozoneamento e de parcelamento do solo urbano e rural da área de estudo para controlar o escoamento superficial e, ao mesmo tempo, possibilitar a expansão urbana do município.

CAPÍTULO 1. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

1.1 Relação sociedade-natureza e produção do espaço geográfico

Para compreender a relação entre a sociedade e a natureza, responsável pela produção do espaço geográfico, faz-se necessário entender o que é natureza e sua trajetória (ou (des)caminho) de abordagem conceitual e de legitimação da ação social ao longo da história.

De acordo com Porto-Gonçalves (1989), a natureza se define, na sociedade ocidental, por tudo aquilo que se opõe à cultura, que é vista como algo superior e que conseguiu dominar e controlar a natureza. Sendo um objeto a ser dominado, subordinado, parte-se da premissa de que o homem é não-natureza, o sujeito, e a natureza é o objeto.

Para o autor, as abordagens de natureza no decorrer da história tiveram as seguintes especificidades (PORTO-GONÇALVES, 1989):

- No período pré-socrático grego, o conceito de natureza estava relacionado à *physis*, que indica aquilo que "por si brota, se abre", emerge, um desabrochar que surge de si próprio e se manifesta neste desdobramento, pondo-se no manifesto, ou ainda representando "a totalidade de tudo o que é". Neste período, o psíquico, o anímico e o espiritual pertenciam à *physis*. Nas palavras de Porto-Gonçalves (1989, p. 31):

> Pensando a *physis*, o filósofo pré-socrático pensa o ser e a partir da *physis* pode então chegar a uma compreensão da totalidade do real: do cosmos, dos deuses e das coisas particulares, do homem e da verdade, do movimento e da mudança, do animado e do inanimado, do comportamento humano e da sabedoria, da política e da justiça.

- Com Aristóteles e Platão, no período marcado pelo declínio da democracia grega, começa a haver um desprezo "pelas pedras e pelas plantas" em favor do homem e da ideia. Nesse período, se desqualificam todos os pensadores anteriores como representantes do pensamento mítico e não filosófico, e o conceito de *physis* pouco a pouco mudará até atingir a concepção de natureza desumanizada;

- Na tradição judaico-cristã, a oposição homem-natureza e espírito-matéria adquiriu maior dimensão, pois como "Deus criou o mundo à sua imagem e semelhança", o Cristianismo passou a opor a perfeição de Deus à imperfeição do

mundo material. Na Idade Média, portanto, a igreja cristalizou a separação entre espírito e matéria;

- A filosofia cartesiana, centro do pensamento moderno e contemporâneo, completa a oposição homem-natureza, espírito-matéria e sujeito-objeto. Dois aspectos do "Discurso sobre o método" de René Descartes se destacam: o caráter pragmático que o conhecimento adquire, sendo a natureza um recurso, ou seja, um meio para se atingir um fim; e o antropocentrismo, isto é, o homem como centro do mundo, sujeito em oposição à natureza (objeto) que, instrumentalizado pelo método científico, pode penetrar em seus mistérios e se tornar "senhor e possuidor da natureza". Esses dois princípios fundamentaram o mercantilismo e o colonialismo, no qual o homem é considerado senhor e possuidor de todo o mundo;

- No Iluminismo do século XVIII, procurou-se "limpar" a filosofia renascentista de seus traços religiosos medievais a partir da crítica à metafísica (de *meta* = além e *physis* = natureza) em nome da física, ou seja, da natureza tomada no sentido do concreto, do tangível, do palpável;

- No século XIX, caracterizado pela consolidação da Revolução Industrial e pelo triunfo da ciência, da técnica e do pragmatismo, a natureza passou a ser cada vez mais um objeto a ser possuído e dominado. Com o Positivismo, ela foi dividida em Física, Química, Biologia, e o homem em Economia, Sociologia, Antropologia, História, Psicologia, etc., e qualquer tentativa de pensar a sociedade e a natureza de forma orgânica se tornou mais difícil não somente enquanto pensamento, já que a realidade objetiva instituída pelos homens também estava dividida (a indústria têxtil estava separada da agricultura), sem contar a divisão social e técnica do trabalho que fazia parte do cotidiano dos homens. Neste ínterim, a separação entre homem e natureza se cristaliza e as ciências da natureza se separam das ciências do homem. Três eixos caracterizam a ciência moderna (positivista): a oposição homem e natureza, a oposição sujeito e objeto e o paradigma atomístico-individualista, isto é, pensamento centralizado no indivíduo e nos elementos individuais da natureza (átomo, organismo, etc.).

Em contraponto às abordagens de natureza desde o período pré-socrático até a filosofia positivista, Karl Marx elaborou uma teoria não sistemática, propondo uma alternativa não contraditória e unificada da natureza. Tal teoria é comumente denominada materialismo histórico e dialético, por ter a história como unidade com a natureza, ou seja, é a partir da transformação da primeira natureza em segunda

natureza[1] no decorrer do processo histórico que o homem produz os recursos indispensáveis à sua existência, "momento em que se naturaliza (a naturalização da sociedade) incorporando em seu dia a dia os recursos da natureza, ao mesmo tempo em que socializa a natureza (modificação das condições originais ou primitivas)" (CASSETI, 1991, p. 11).

De acordo com Casseti (1991), a natureza separada da sociedade não possui significado na teoria marxista, pois é relacionada material e idealmente com a atividade social. A "primeira natureza" é aquela que antecede a história humana e na qual as propriedades geoecológicas encontram-se caracterizadas por um equilíbrio climáxico entre o potencial ecológico, representado pelos aspectos geológicos, geomorfológicos, climáticos e hidrológicos, e a exploração biológica, composta pela cobertura vegetal, fauna e solo (BERTRAND, 1972). Nessa condição, todas as alterações resultam de efeitos naturais, e as próprias "leis da natureza" respondem pelo reequilíbrio das fases resistásicas (ERHART, 1966). A primeira natureza deve ser compreendida desde o pré-cambriano até o "alvorecer" da existência humana. O aparecimento do homem em algum momento do pleistoceno e a evolução das forças produtivas vão promovendo o avanço na forma de apropriação e transformação da "primeira natureza", criando a "segunda natureza". A história humana, portanto, é uma continuidade da história da natureza, não existindo uma concepção dualística na natureza na qual a segunda natureza é tida como primeira.

Sob a ótica marxista, a mediação entre a sociedade e a natureza é realizada pelo trabalho, tido como a fonte de toda a riqueza. Sendo a relação homem-natureza uma relação de trabalho, ela é dependente das relações estabelecidas entre os homens, que constituem vínculos e relações para poderem produzir. Dessa forma,

> (...) a apropriação da natureza pelo emprego da técnica, com a finalidade de produção, é um fenômeno social, representado pelo trabalho. Daí se infere que as relações de produção entre os homens mudam conforme as leis, as quais implicam a formação econômico-social e, por conseguinte, as relações entre a sociedade e a natureza (CASSETI, 1991, p. 17).

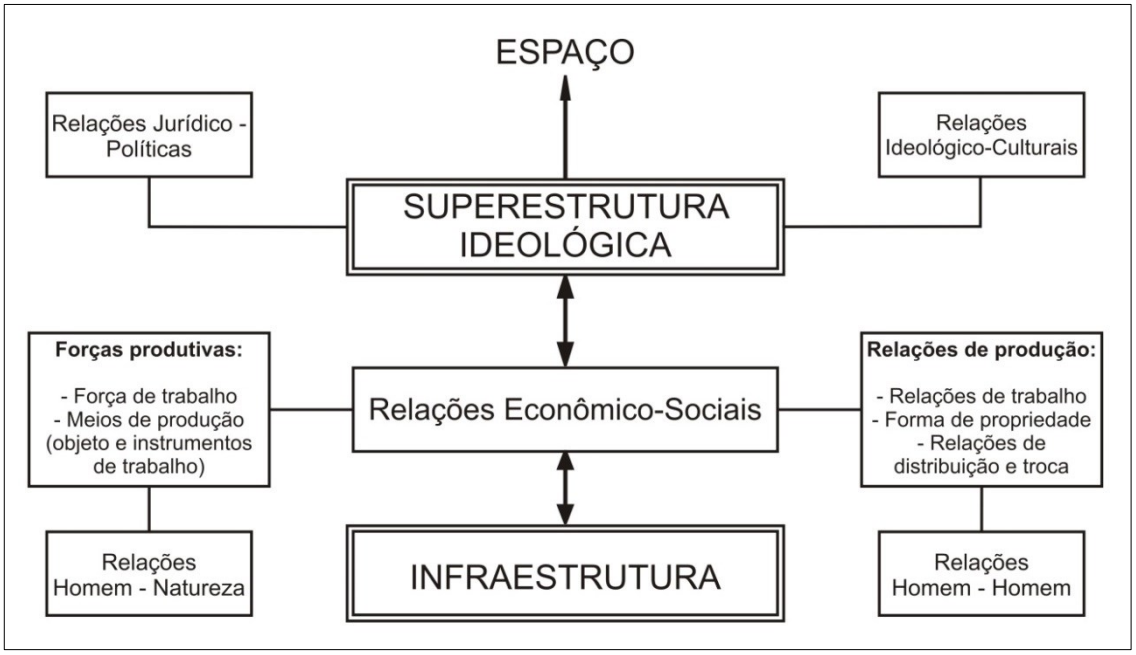
A atividade do homem entra em relação produtiva e cognoscitiva com a natureza por meio do trabalho, o que faz com que ele se separe dos demais animais, desenvolvendo as potencialidades não só de seu próprio organismo, como

[1] O geógrafo anarquista Elisée Reclus utilizou as expressões *première nature* e *seconde nature* com os mesmos sentidos que Karl Marx, já no primeiro volume da obra *La Terre*, publicada em 1868, e ao que parece, chegou a essas noções por conta própria, sem ter sofrido a influência de Marx (SOUZA, 2013).

também dos instrumentos criados para aumentar o poderio de suas mãos e braços. Desse modo, e sendo o trabalho o mediador universal da relação homem-natureza, a separação entre o homem e as condições naturais de sua existência não é, segundo Marx, “natural”, mas histórica (CASSETI, 1991).

As relações sociais e homem-natureza nos diferentes modos de produção são esquematizadas na Figura 1. Sua base ou infraestrutura corresponde às relações de produção (homem-homem), determinantes das relações de trabalho e da forma de propriedade dos diferentes meios de produção; e às forças produtivas (relação homem-natureza por meio do trabalho), que respondem pela produção material do espaço. A superestrutura ideológica, por sua vez, corresponde às concepções político-jurídicas, filosóficas, religiosas, éticas, artísticas e suas instituições correspondentes, representadas pelo próprio Estado, além das relações ideológico-culturais que dominam o sistema de relações sociais. Todas essas instituições e relações são determinadas pelas relações de produção (CASSETI, 1991).

Figura 1. Relações de produção e relações homem-natureza segundo a teoria marxista



Fonte: Casseti (1991)
Modificado por: Demarchi (2017).

Retornando à abordagem da natureza, para Souza (2013), o entendimento e estudo da “natureza primeira” pode ser feito, de forma pragmática, como correspondendo aos processos e ambientes do “estrato natural” (bacia hidrográfica,

ecótono, ecótopo, ...), que podem ser analisados sem levar em conta sua relação com a sociedade (impactos, apropriações), sendo o estudo conduzido a partir de métodos e técnicas inerentes às ciências naturais. O espaço da “natureza segunda”, por sua vez, abrange a materialidade transformada pela sociedade (campos de cultivo, infraestrutura, cidades, etc.) até os espaços simbólicos e as projeções espaciais do poder, ou seja, o entrelaçamento das dimensões imaterial e material da espacialidade social. É a expressão do fato de que, para o homem, a relação com a natureza é sempre mediada pela cultura e pela história. Desse ponto de vista, o que importa em primeiro lugar não é a natureza das forças naturais, mas a “natureza-para-a-sociedade”.

Suertegaray (2017, p. 142-143) entende a natureza como

> (...) tudo aquilo que é produzido/organizado/reorganizado sem a intencionalidade humana, inclusive no próprio homem (sua dimensão biológica). São as coisas que compõem a superfície da Terra e seu invólucro próximo – e mesmo distante. É a interação dessas coisas no espaço-tempo. Se diferencia dos objetos, posto que estes são construídos com intencionalidade (SANTOS, 1997), através de projetos, de difusão de ideias e ideologias. Entretanto, a natureza é, enquanto percebida, concebida como conceito. Sendo um conceito, nos remete a uma construção social/cultural.

No entanto, enquanto espaço produzido, o espaço geográfico inclui as instâncias do social e do natural, e a natureza se transforma de natureza natural em natureza produzida socialmente (a segunda natureza de Marx, a natureza artificializada de Milton Santos ou a natureza transfigurada pelo trabalho humano, de acordo com Suertegaray). Esta revela, como uma de suas dimensões, a questão ambiental, podendo (quando abordada como ambiente) apresentar-se degradada para a manutenção da vida. A questão ambiental é, portanto, uma expressão da sociedade contemporânea em tenso debate (SUERTEGARAY, 2017).

A artificialização ou transfiguração da natureza atinge sua maior intensidade e complexidade no chamado “meio técnico-científico-informacional”, período da história da relação sociedade-natureza proposto por Santos (1996) e caracterizado pela profunda interação entre a ciência e a técnica, que se inicia praticamente após a Segunda Guerra Mundial e se afirma nos anos 1970, incluindo os países do chamado terceiro mundo. Nas palavras de Santos (1996, p. 159),

> Essa união entre técnica e ciência vai dar-se sob a égide do mercado. E o mercado, graças exatamente à ciência e à técnica, torna-se um mercado

> global. A ideia de ciência, a ideia de tecnologia e a ideia de mercado global devem ser encaradas conjuntamente e desse modo podem oferecer uma nova interpretação à questão ecológica, já que as mudanças que ocorrem na natureza também se subordinam a essa lógica.
> Neste período, os objetos técnicos tendem a ser ao mesmo tempo técnicos e informacionais, já que, graças à extrema intencionalidade de sua produção e de sua localização, eles surgem como informação; e, na verdade, a energia principal de seu funcionamento é também a informação. Já hoje, quando nos referimos às manifestações geográficas decorrentes dos novos progressos, não é mais de meio técnico que se trata. Estamos diante da produção de algo novo, a que estamos chamando de *meio técnico-científico-informacional*.

Ao mesmo tempo em que participam da criação de novos processos vitais e da produção de novas espécies (animais e vegetais), a ciência, a técnica e a informação estão na base da produção, da utilização e do funcionamento do espaço, tendendo a constituir seu substrato. A partir desses processos, a natureza natural, onde ela ainda existe, tende a recuar brutalmente, e a técnica, produzindo um espaço cada vez mais denso, transforma-se no meio de existência de grande parte da humanidade (SANTOS, 1996).

Sob a ótica ambiental, a busca de extração da mais-valia em escala global faz com que a sede primeira do impulso produtivo seja apátrida, extraterritorial, indiferente às realidades locais e às realidades ambientais. Certamente por essa razão a crise ambiental se aprofunda nesse período histórico, no qual o poder das forças desencadeadas num lugar ultrapassa a capacidade local de controlá-las nas condições atuais de mundialidade e de suas repercussões nacionais (SANTOS, 1996).

A despeito da concepção marxista de natureza e da relação sociedade-natureza mediada pelo trabalho, abordagem utilizada neste trabalho e largamente adotada nos estudos geográficos a partir da década de 1970 com o advento da Geografia Crítica, Suertegaray (2006, p. 98-99) argumenta que a visão de natureza externalizada e passível de subordinação e exploração ainda é hegemônica, sobretudo no ocidente capitalista, ou seja:

> Nossa cultura, a ocidental, construiu uma concepção de natureza que deu suporte a sua subordinação. Esta concepção ao mesmo tempo liberou a natureza para sua exploração e a subordinou às práticas humanas. A ideia de externalização, embora questionada mais recentemente, continua como base das práticas atuais, via novas tecnologias de intervenção. Esta concepção de natureza ainda dá suporte às práticas sociais, às relações sociais de subordinação e domínio, e alimentam a utopia ocidental de dominar a natureza e a natureza humana, quem sabe em seu processo original, para construir, por suposto, a longevidade da natureza e a imortalidade humana.

Os problemas ambientais crescentes nos dias atuais resultam, portanto, dessa separação e subordinação da natureza pelo homem. O enfrentamento dessas questões, segundo Porto-Gonçalves (1989), depende da concepção que se tem de natureza, das relações sujeito-objeto e do diálogo entre as áreas do conhecimento. Nas palavras do autor:

> A complexidade da questão ambiental decorre do fato de ela se inscrever na interface da sociedade com o seu-outro, a natureza. A dificuldade em lidar com ela, nos marcos do pensamento herdado, é evidente: no mundo ocidental, natureza e sociedade são termos que se excluem. As ciências da natureza e as do homem vivem dois mundos a parte e, pior, sem comunicação. Não há como tratar a questão ambiental nesses marcos. Hoje sabemos que essa é *uma* das formas de se organizar o saber, mas não a *única*! Nas diversas regiões do conhecimento científico, percebemos a inquietação que se manifesta no questionamento dos seus fundamentos. Mais que a interdisciplinaridade se impõe uma atitude mais radical, no sentido de ir à raiz do problema: se impõe uma transdisciplinaridade. O primeiro passo já vem sendo dado na medida em que vários pensadores e pesquisadores sensíveis percebem que a razão não governa toda a vida e que o paradigma atomístico-individualista não dá conta da complexidade da *physis*.
>
> Tudo nos leva a crer que parte desse *imbroglio* em que nos vemos imersos se deve ao fato de termos aceito, durante muito tempo, sem mais refletir, a ideia de que a razão se reduzia à razão científica e técnica. A relação sujeito-objeto, característica da razão científica, não pode ser transposta sem as devidas mediações para o terreno do social, campo onde se desenvolvem as relações sujeito-sujeito expressas simbolicamente. Aqui é o terreno dos valores e das normas, do imaginário, do estético, do político. Não se pode tratar esse campo com os mesmos procedimentos da relação teórica, onde sujeito e objeto se colocam como pólos de uma relação dialógica de um certo tipo de complexidade. (PORTO-GONÇALVES, 1989, p. 140).

Considerando que a separação homem-natureza que fundamenta o modo de agir do mundo ocidental não constitui a única forma de reflexão e ação do homem em seu viver com a natureza, essa evidência pode ser ressignificada sob a perspectiva de valorização das diferenças culturais, de um pensar que relacione natureza e cultura. A (re)ligação da Geografia, do ponto de vista operacional, deve ser realizada por meio da transdisciplinaridade, não entendida como transcendência, como o horizonte além das disciplinas ou os múltiplos olhares sobre um mesmo objeto, mas pela perspectiva da busca de articulação, da capacidade de trânsito entre os diferentes campos, a possibilidade de cada um se colocar no lugar do outro na busca da compreensão ampliada de sua disciplina. Nesse contexto, ao investigador não cabe a posição no centro de seu campo específico, mas próxima à fronteira do conhecimento, pois é nela que os fenômenos se tornam híbridos (SUERTEGARAY, 2017).

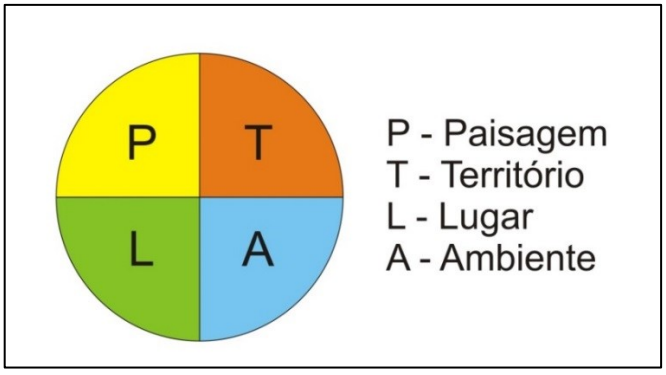
Iniciando a abordagem dos conceitos da Geografia, e considerando o espaço geográfico o objeto de estudo desta ciência, ele é definido por Milton Santos como:

> O espaço é formado por um conjunto indissociável, solidário e contraditório, de sistemas de objetos e sistemas de ações, não considerados isoladamente, mas como o quadro único no qual a história se dá. No começo era a natureza selvagem, formada por objetos naturais, que ao longo da história vão sendo substituídos por objetos fabricados, objetos técnicos, mecanizados e, depois, cibernéticos, fazendo com que a natureza artificial tenda a funcionar como uma máquina. (...)
> O espaço hoje é um sistema de objetos cada vez mais artificiais, povoado por sistemas de ações igualmente imbuídos de artificialidade, e cada vez mais tendentes a fins estranhos ao lugar e a seus habitantes. (...)
> Sistemas de objetos e sistemas de ações interagem. De um lado, os sistemas de objetos condicionam a forma como se dão as ações e, de outro lado, o sistema de ações leva à criação de objetos novos ou se realiza sobre objetos preexistentes. É assim que o espaço encontra sua dinâmica e se transforma. (SANTOS, 1996, p. 39).

Suertegaray (2001) propõe que o espaço geográfico, conceito balizador da Geografia, pode ser pensado como um todo uno e múltiplo, aberto às múltiplas conexões que se expressam por meio dos diferentes conceitos operacionais, tais como paisagem, território, lugar, ambiente e região. Esses conceitos, ao mesmo tempo em que separam as visões e leituras do espaço geográfico, também as unem.

A Figura 2 expressa um círculo que representa o espaço geográfico setorizado em quatro partes, que representa a visão analítica privilegiada por um ou outro geógrafo. Como o espaço é dinâmico, essa dinâmica é expressa pelo girar do círculo, que mesmo possibilitando diferentes leituras, representa a ideia de um todo uno, múltiplo e complexo. Cada conceito operacional se relaciona com os demais. Paisagens contêm territórios, que contêm ambientes, e todas as demais conexões possíveis (SUERTEGARAY, 2001). A referida autora não representou o conceito de região na figura pelo fato de privilegiar em suas pesquisas as questões ambientais.

Figura 2. Espaço geográfico uno e múltiplo



Fonte: Suertegaray (2001).

Como o espaço geográfico pode ser compreendido por diferentes conceitos analíticos ou operacionais, eles têm maior potencial de união do que de separação do discurso geográfico, pois cada um deles enfatiza uma dimensão da complexidade organizacional do espaço geográfico (SUERTEGARAY, 2001). Inserido nesse contexto, o presente trabalho utilizará na análise do objeto de estudo os conceitos de paisagem, ambiente e território, cada um deles na abordagem de uma dimensão do espaço geográfico.

Bertrand (1972, p. 1), ao propor um estudo de Geografia Global sob o ponto de vista sistêmico, define assim o conceito de **paisagem**:

> A paisagem não é a simples adição de elementos geográficos disparatados. É, em uma determinada porção do espaço, uma combinação dinâmica, portanto instável, de elementos físicos, biológicos e antrópicos que, reagindo dialeticamente uns sobre os outros, fazem da paisagem um conjunto único e indissociável, em perpétua evolução.

O autor propôs uma classificação taxonômica das paisagens em função da escala, sendo as unidades superiores divididas em zona, domínio e região, definidas a partir dos elementos climáticos e estruturais, e as unidades inferiores separadas em geossistema, geofácies e geótopo, definidas pelos elementos biogeográficos e antrópicos. A maior parte dos fenômenos de interferência entre os elementos da paisagem resultante de combinações dialéticas de maior interesse dos geógrafos ocorre na escala do geossistema, unidade dimensional compreendida entre alguns quilômetros e algumas centenas de quilômetros quadrados e situada na escala de contato entre as unidades taxonômicas superiores e as inferiores (BERTRAND, 1972).

Suertegaray (2001, s.p.), na visão dialética materialista, define o conceito operacional de paisagem como:

> um conceito que nos permite analisar o espaço geográfico sob uma dimensão, qual seja o da conjunção de elementos naturais e tecnificados, sócio-econômicos e culturais. Ao optarmos pela análise geográfica a partir do conceito de paisagem, poderemos concebê-la enquanto forma (formação) e funcionalidade (organização). Não necessariamente entendendo forma–funcionalidade como uma relação de causa e efeito, mas percebendo-a como um processo de constituição e reconstituição de formas na sua conjugação com a dinâmica social. Neste sentido, a paisagem pode ser analisada como a materialização das condições sociais de existência diacrônica[2] e sincronicamente[3]. Nela poderão persistir elementos naturais,

[2] Diacrônico: que lida com a evolução temporal de determinado fato; relativo à diacronia (caráter dos fenômenos culturais, sociais, etc. observados quanto à sua evolução no tempo) (NOVO DICIONÁRIO AURÉLIO DA LÍNGUA PORTUGUESA, 2009);

> embora já transfigurados (ou natureza artificializada). O conceito de paisagem privilegia a coexistência de objetos e ações sociais na sua face econômica e cultural manifesta.

Para a análise do objeto de estudo deste trabalho, a paisagem será abordada como constituída da combinação e interação dialética dos fatores físicos, biológicos e antrópicos, embora transfigurados ou artificializados, compreendidos enquanto forma e funcionalidade, sendo privilegiado o conceito de Suertegaray (2001). Considera-se que a dinâmica do uso da terra em diferentes períodos históricos é materializada na paisagem por uma forma e uma organização, resultantes das dimensões econômica e cultural próprios de cada período histórico analisado, que se manifestam nos objetos e ações sociais.

Sobre o conceito operacional de **ambiente**, Suertegaray (2006, p. 97) defende que:

> Pensar o ambiente em Geografia é considerar a relação natureza/sociedade, uma conjunção complexa e conflituosa, que resulta do longo processo de socialização da natureza pelo homem. Processo este que, ao mesmo tempo em que transforma a natureza, transforma, também, a natureza humana.
> Ou seja, pensar o ambiente na Geografia é pensá-lo enquanto um processo de complexas mediações com significativas implicações na vida das pessoas em relação a suas condições fundamentais de existência.

Pensando nessa relação complexa e conflituosa entre natureza e sociedade, Casseti (1991, p. 20) afirma que “a forma de apropriação e transformação da natureza responde pela existência dos problemas ambientais, cuja origem encontra-se determinada pelas próprias relações sociais”.

O conceito de ambiente parece ser adequado à análise das questões ambientais tratadas neste trabalho, quais sejam a erosão do solo e as inundações, já que a intensificação desses fenômenos que fazem parte da dinâmica da natureza decorre da relação conflituosa entre sociedade e natureza e da transformação de ambas a partir desta relação mediada pelo trabalho, porém em concepção filosófica característica da cultura ocidental na qual a natureza é considerada externa ao homem e passível de ser dominada.

O conceito de **território** envolve, em cada abordagem, um ou mais aspectos diferentes, como o político, o econômico, o cultural, mas a característica que o

---

[3] Sincrônico: que ocorre ao mesmo tempo; relativo aos fatos concomitantes ou contemporâneos; relativo a, ou em que há sincronia (NOVO DICIONÁRIO AURÉLIO DA LÍNGUA PORTUGUESA, 2009).

diferencia das outras categorias de análise geográficas é, segundo Souza (1995, p. 78), o fato de ser um “espaço definido e delimitado por e a partir de relações de poder”. Para o referido autor, os territórios não necessitam um enraizamento espacial forte, pois são “antes relações sociais projetadas no espaço que espaços concretos” e, portanto, “podem formar-se e dissolver-se, constituir-se e dissipar-se de modo relativamente rápido” (SOUZA, 1995, p. 87).

Andrade (1995) concebeu o território em suas dimensões política (gestão) e econômica, não dissociando-o, porém, do exercício do poder. Para o autor:

> O conceito de território não deve ser confundido com o de espaço ou de lugar, estando muito ligado à ideia de domínio ou de gestão de determinada área. Assim, deve-se ligar sempre a ideia de território à ideia de poder, quer se faça referência ao poder público, estatal, quer ao poder das grandes empresas que estendem os seus tentáculos por grandes áreas territoriais, ignorando as fronteiras políticas. (ANDRADE, 1995, p. 19).

No presente trabalho, o conceito de território será utilizado na análise do ordenamento territorial do município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP expresso em seu Plano Diretor no tocante ao uso da terra urbano e rural. Nesse sentido, o território será abordado no campo da ação política, no qual diversos atores podem exercer o poder em sua gestão, tais como o poder público municipal, as associações de moradores dos bairros, os proprietários rurais, os órgãos de extensão rural, a população em geral, entre outros. Como este trabalho utiliza a bacia hidrográfica como recorte espacial de estudo, será necessário compatibilizar os limites físicos, naturais da bacia hidrográfica às divisões territoriais de gestão municipal.

No próximo item serão abordados os conceitos de uso e de cobertura da terra, a modelagem de mudanças no uso da terra e o modelo utilizado na pesquisa. A compreensão das mudanças ocorridas no passado recente e no futuro é fundamental para a análise das relações sociedade-natureza, a partir das quais se dá a produção do espaço geográfico.

1.2 Modelagem de mudanças no uso e cobertura da terra

1.2.1 Estado da arte da modelagem de mudanças no uso e cobertura da terra

Para compreender os processos e modelos de mudanças no uso e cobertura da terra (*land use cover change* - LUCC), faz-se necessário diferenciar os conceitos de uso da terra e cobertura da terra.

Uso da terra "envolve tanto a maneira pela qual os atributos biofísicos da terra são manipulados quanto a intenção subjacente a esta manipulação – o propósito para o qual a terra é usada" [tradução nossa] (TURNER et al., 1995, p. 20). A silvicultura, os parques, os subúrbios, as terras agrícolas são, por exemplo, classes que denotam intenção ou propósito. Já a manipulação biofísica se refere ao modo específico no qual o homem trata a vegetação, o solo e a água para cumprir o propósito em questão, envolvendo o sistema técnico de manejo, como as etapas de cultivo e tratamento do solo nas áreas agrícolas, o manejo das pastagens e da pecuária, entre outros (TURNER et al., 1995).

De acordo com a FAO (1995, p. 21), o

> Uso da terra diz respeito à função ou propósito para o qual a terra é utilizada pela população humana local e pode ser definido como as "atividades humanas que estão diretamente relacionadas à terra, fazendo uso de seus recursos ou causando impacto nelas". Os dados sobre a sequência e tipos de atividades, as entradas (trabalho, capital, água, fertilizante, etc.) e as saídas resultantes (tipo de produto e duração do ciclo de cultivo) permitem definições precisas de um uso da terra, a análise dos impactos ambientais e econômicos e a modelagem dos efeitos da modificação ou substituição por um outro uso da terra [tradução nossa].

De acordo com Briassoulis (2000), as mudanças no uso da terra envolvem a conversão de um tipo de uso em outro e a modificação de um determinado tipo de uso da terra (mudanças na intensidade do uso e/ou alterações em suas qualidades/atributos característicos).

A cobertura da terra "é o estado biofísico da superfície da terra e da subsuperfície imediata" (TURNER et al., 1995, p. 20). Segundo Moser (1996, p. 247), a cobertura da terra:

> "(...) descreve o estado físico da superfície da terra: como nas terras agrícolas, montanhas ou florestas" (MEYER, 1995, p., 25). O termo

> originalmente se referia ao tipo de vegetação que cobria a superfície da terra, mas se ampliou posteriormente para incluir estruturas humanas, tais como construções e pavimentos, e outros aspectos do ambiente físico, tais como solos, biodiversidade, água superficial e subterrânea.

As mudanças na cobertura da terra são causadas por processos naturais de escala global (mudanças climáticas) ou de ocorrência localizada (erupções vulcânicas, mudanças nos canais de drenagem ou no nível do mar), mas no tempo presente e no passado recente, são em sua quase totalidade resultados da ação humana, de atividades que modificam largamente ou convertem a cobertura da terra para os propósitos de produção e, em menor extensão, de habitação. Essas atividades constituem o uso da terra (TURNER et al., 1995).

Para compreender os impactos na cobertura da terra, é essencial descrever e especificar as trajetórias de mudanças no uso da terra. Essa especificação, no entanto, é difícil de ser realizada além de um futuro próximo porque o uso da terra, direcionado por mudanças na dinâmica produção-consumo, está sujeita à imprevisibilidade e à complexidade de fatores sociais, políticos, econômicos, e mesmo culturais e religiosos que dão origem à sua dinâmica (TURNER et al., 1995).

A razão pela qual a ligação entre as mudanças no uso da terra e na cobertura da terra é bastante enfatizada nas modelagens LUCC é que os impactos ambientais da mudança no uso da terra e a sua contribuição às mudanças globais são mediados, em grande parte, pelas mudanças na cobertura da terra. Portanto, sua análise pressupõe o exame das formas pelas quais o uso e a cobertura da terra se relacionam em vários níveis de detalhe espaciais e temporais (BRIASSOULIS, 2000).

A especificação desses níveis de detalhe é de importância crucial para a análise de ambas as mudanças por guiar a seleção dos tipos de uso da terra e de cobertura da terra que serão analisados, por determinar os fatores direcionadores e os processos de mudanças que serão detectados e por afetar a identificação e explicação das ligações entre uso da terra e cobertura da terra em condições espaço-temporais específicas. Em nível local, por exemplo, as mudanças no uso da terra podem não produzir mudanças significativas na cobertura da terra local nem impactos ambientais expressivos. No entanto, elas podem se acumular sobre o espaço e produzir mudanças importantes na cobertura da terra em níveis maiores, como o regional e o nacional. Da mesma forma, as mudanças no uso da terra

podem ser mais qualitativas que quantitativas nos níveis espaciais e temporais mais baixos, mas representam mudanças significativas em níveis mais altos e a longo prazo. Como exemplo, as mudanças graduais e incrementais de um tipo de cultivo na escala de terra agrícola, ou na qualidade do manejo do solo, podem resultar no abandono das terras ou em sua degradação a longo prazo, tornando-a improdutiva (BRIASSOULIS, 2000).

Neste trabalho, realizado em escala local a partir da identificação dos elementos naturais e artificiais sobre a superfície do solo em escalas grandes e com elevado nível de detalhe, foi analisado o uso da terra da bacia hidrográfica do Ribeirão das Perobas, com o objetivo de compreender a função ou propósito pelo qual a terra é modificada pelas atividades agrícolas, habitacionais, etc. No entanto, o uso da terra, que inclui seu manejo, determina as características da cobertura da terra, variável essencial para o estudo dos processos físicos e realização das modelagens de erosão, transporte de sedimentos e do ciclo hidrológico na bacia hidrográfica, em especial a relação infiltração/escoamento superficial abordada neste estudo. Embora o texto mencione, em sua maior parte, apenas o termo “uso da terra”, sua cobertura foi implicitamente analisada com o objetivo de compreender os processos supracitados e os impactos ambientais negativos resultantes.

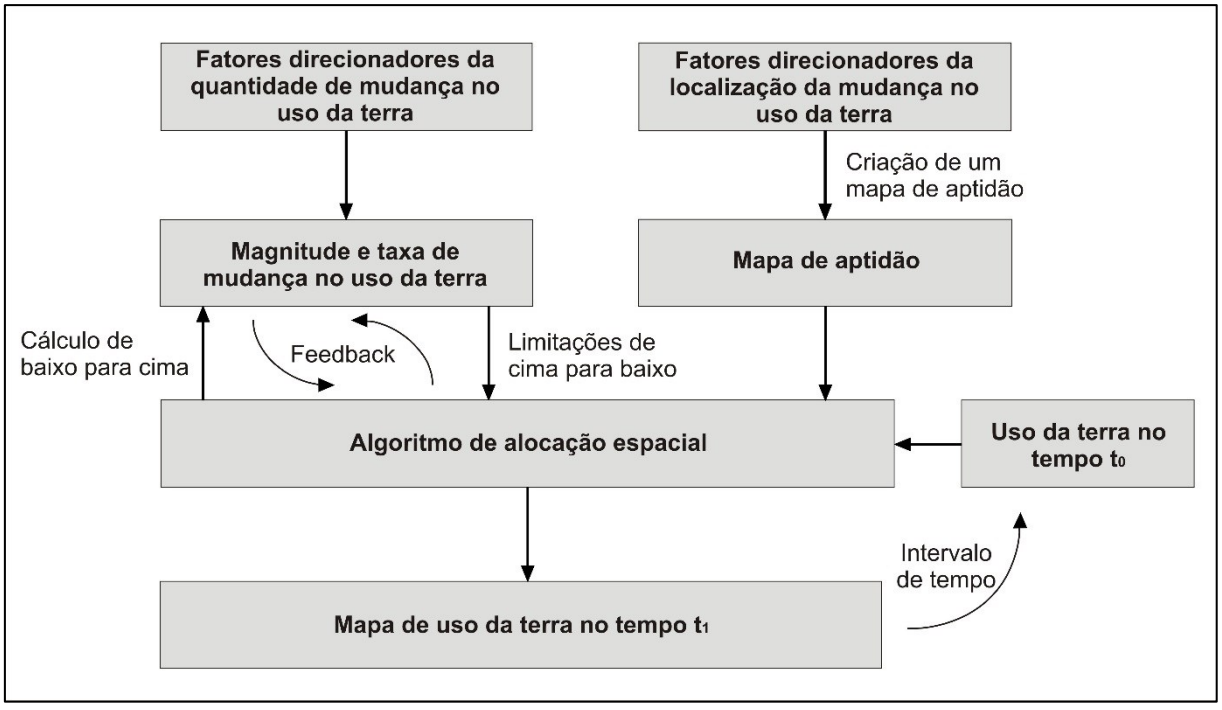
A diversidade de abordagens dos modelos de mudanças no uso e cobertura da terra pode ser explicada pela ampla gama de questões a serem respondidas nas pesquisas nas quais eles são utilizados como ferramentas; pelas diferentes escalas de aplicação, que variam do local ao global; e pela inexistência de uma teoria abrangente sobre as mudanças no uso da terra (VERBURG et al., 2006). De acordo com os referidos autores, os modelos LUCC podem ser classificados em:

- Modelos espaciais e não-espaciais: os **modelos espaciais** visam a representações espacialmente explícitas das mudanças de uso da terra em determinado nível de detalhe espacial, representado pelos pixels ou outras entidades espaciais, tais como unidades administrativas. Esses modelos são capazes de explorar as variações espaciais das mudanças de uso da terra em decorrência das variações nos ambientes social e biofísico. Os modelos não-espaciais, por sua vez, focam na modelagem da taxa e da magnitude das mudanças no uso da terra, sem dar atenção específica à sua distribuição espacial.

A estrutura geral dos modelos espaciais (Figura 3) distingue o cálculo da intensidade das mudanças do seu processo de alocação espacial. Ambos os

cálculos são efetuados a partir de fatores controladores, em que alguns deles direcionam a magnitude das mudanças, outros direcionam a alocação espacial, e alguns fatores impulsionam tanto a taxa de mudança quanto sua distribuição espacial. A partir dos fatores direcionadores, mapas de aptidão ou preferência espacial são criados para indicar a aptidão de um local específico para determinado uso da terra, relativo à aptidão de outros locais. Vários métodos de alocação espacial são conhecidos: sistemas de regras baseados em teorias ou no conhecimento de especialistas, mapas de aptidão baseados em análises empíricas e regras de transição dependentes dos usos da terra vizinhos (como os autômatos celulares). A seleção dos fatores direcionadores e sua translação a um mapa de aptidão é um dos principais componentes dos modelos LUCC.

Figura 3. Estrutura geral dos modelos de mudança no uso da terra espacialmente explícitos



Fonte: Verburg et al. (2006).
Adaptado por: Demarchi (2018).

Além dos mapas de aptidão, o padrão de mudança no uso da terra é determinado pela demanda das diferentes categorias de uso e pela competição entre elas. Portanto, na maioria dos modelos, um sistema de regras é utilizado para alocar as mudanças de uso da terra nos locais de maior aptidão ou probabilidade de ocorrência, e/ou a partir da competição entre as classes de uso baseada em suas

características específicas. As demandas das diferentes classes de uso da terra por espaço podem ser calculadas a partir da abordagem de baixo para cima (*bottom-up*), no qual a dinâmica espacial local, as regras de alocação e processos naturais determinam a quantidade agregada de mudança no uso da terra; ou pela abordagem de cima para baixo (*top-down*), na qual a quantidade de mudança é baseada em um conjunto de fatores direcionadores, ou definida a partir de demandas regionais. Há ainda a abordagem híbrida, na qual a demanda de uso da terra é influenciada por um mecanismo de feedback do módulo de alocação espacial que leva em consideração a disponibilidade de terra e os valores de demanda por terra (VERBURG et al., 2006);

- Modelos estáticos e dinâmicos: classificados com base em suas características temporais. Os modelos dinâmicos dão enfoque à dinâmica temporal dos sistemas de uso da terra, representada pela competição entre usos da terra, pela irreversibilidade de mudanças passadas, pela dependência da trajetória de mudanças percorrida na evolução dos sistemas e pelas trajetórias fixas de uso da terra. Os modelos estáticos são comumente usados na predição de cenários futuros de uso e cobertura da terra, mas não levam em consideração os feedbacks (respostas do ambiente às mudanças), nem dependem das trajetórias de mudanças. Em geral, recomenda-se o uso de modelos estáticos para testar o conhecimento sobre os fatores direcionadores das mudanças no uso da terra, ao passo que os modelos dinâmicos são empregados em projeções de mudanças futuras no uso da terra ou quando a trajetória de mudança é estudada (VERBURG et al., 2006);

- Modelos descritivos e prescritivos: os modelos descritivos analisam o funcionamento dos sistemas de uso da terra e dos processos dominantes que direcionam as mudanças nos mesmos, possibilitando a cálculo de projeções de usos futuros em diferentes cenários. Os modelos prescritivos objetivam calcular as configurações otimizadas de uso da terra que melhor se adequam a um conjunto de metas e objetivos. Tais modelos não levam em consideração a trajetória de mudanças no uso e cobertura da terra e são adequados para fins de planejamento e de políticas espaciais (VERBURG et al., 2006);

- Modelos dedutivos e indutivos: sua diferença reside no papel da teoria na análise das mudanças de uso da terra. Os modelos indutivos se baseiam na correlação estatística entre as mudanças no uso da terra e um conjunto de variáveis explicativas que fornecem informações sobre essas mudanças, utilizando para tal

finalidade métodos estatísticos multivariados, probabilidades de transição e calibração. Esses modelos tornaram-se populares devido à ausência de teorias abrangentes para explicar as mudanças e guiar as pesquisas. Os modelos dedutivos são embasados em teorias que predizem padrões a partir de processos. São estruturados a partir de relacionamentos críticos entre homem e ambiente identificados em uma teoria, e dão enfoque aos dados necessários para explorar esses relacionamentos e processos. Um exemplo clássico de modelo dedutivo, baseado na teoria econômica do estado isolado, é o modelo de Von Thünen. Para efeito de comparação, os modelos indutivos utilizam dados facilmente disponíveis, muitas vezes variáveis aproximadas que não explicam totalmente os processos em estudo. Embora a maioria dos estudos utilize a abordagem indutiva, as teorias e o conhecimento prévio dos processos de tomada de decisão são utilizados na seleção dos fatores direcionadores das mudanças de uso da terra e na sugestão de seu funcionamento. A quantificação das relações entre os fatores e a dinâmica do uso da terra, porém, é baseada em métodos indutivos (VERBURG et al., 2006);

- Modelos baseados em agentes e baseados em pixels: a distinção entre eles se dá pelo tipo de objeto simulado. Os modelos espacialmente explícitos baseados em pixels têm como unidades de análise os pixels, áreas de terra, polígonos representando campos agrícolas, parcelas, setores censitários, entre outros. No nível escalar local, essas unidades coincidem com os níveis de tomada de decisão (exemplo: campo agrícola e proprietário rural), mas em escalas menores (maior agregação dos dados), elas não coincidem com os níveis de tomadas de decisão. Os modelos baseados em agentes, por sua vez, usam agentes individuais como unidades de simulação. Os agentes são autônomos, compartilham um ambiente por meio da comunicação e interação, tomam decisões que vinculam seu comportamento ao ambiente e não necessariamente são indivíduos (podem ser associações, vilas, grupos políticos, etc.). Os sistemas multi-agentes enfatizam o processo de tomada de decisão dos agentes, a organização social e a paisagem na qual esses atores estão inseridos (VERBURG et al, 2006);

- Modelos regionais e globais: os modelos regionais de uso da terra variam em extensão, envolvendo desde estudos de caso locais de poucos quilômetros quadrados até o nível de país ou continente, com resoluções espaciais de 50 m² a 1.000 km². Quanto aos modelos globais, há poucos modelos disponíveis, os quais são geralmente estruturados não para investigar as mudanças no uso da terra por si

próprias, mas o seu papel nas análises de mudanças climáticas, perda de biodiversidade, produção agrícola e mercados mundiais (VERBURG et al., 2006).

Lambin, Rounsevell e Geist (2000) realizaram uma classificação dos modelos de mudanças no uso e cobertura da terra de acordo com a abordagem metodológica utilizada, os dados de entrada já conhecidos e o que se deseja conhecer na modelagem, de forma a responder uma ou mais das seguintes perguntas:

- Quais variáveis ambientais e culturais (socioeconômicas) mais contribuem para a explicação das mudanças na cobertura da terra – Por quê?

- Quais locais são afetados pelas mudanças na cobertura da terra – Onde?

- A quais taxas as mudanças na cobertura da terra progridem – Quando?

A referida classificação dos modelos LUCC é apresentada no Quadro 1.

Quadro 1. Categorias de modelos de mudança no uso e cobertura da terra (Continua)

O que já é conhecido no LUCC	O que se necessita conhecer no LUCC	Categoria do modelo	Abordagem da modelagem	Características e observações
Onde e quando no passado	Quando no futuro (curto prazo)	Estocástico	Modelos de probabilidade de transição	Esses modelos incorporam probabilidades de transição de uso da terra ou crescimento urbano para cada pixel baseado em uma variável estocástica (por exemplo, um número aleatório). As probabilidades de transição são calculadas por vários métodos estatísticos e determinam a transição de uma categoria para outra (ANURAG; SAXENA; PRADHAN, 2018)
	Por que no passado (causas aproximadas) Onde no futuro (curto prazo)	Empírico, Estatístico	Modelagem estatística multivariada Modelos estatísticos espaciais baseados em SIG	Estabelecem relação entre as mudanças no uso e cobertura da terra e suas variáveis explicativas por meio do ajuste de modelos estatísticos multivariados (regressão linear múltipla, logística, multinomial, logit, etc.) (ANURAG; SAXENA; PRADHAN, 2018). A associação estatística significativa entre uso da terra e fatores direcionadores não estabelece um relacionamento causal, e o ajuste do modelo para uma região não pode ser extrapolado para outra. Esse modelo pode "prever" com certo atraso a intensificação no uso da terra, sem estabelecer, no entanto, relação de causalidade (LAMBIN; ROUNSEVELL; GEIST, 2000)
Onde, quando e porque no passado	Onde no futuro (longo prazo)	Baseado em processos, Mecanicista	Modelos comportamentais e modelos de simulação dinâmica	Observam as teorias relacionadas à agricultura e os consequentes comportamentos dos agentes (produtores rurais, camponeses, etc.) quanto à finalidade da produção, escala, inovação tecnológica, entre outros aspectos. Esses modelos enfrentam o problema da escala, pois seus parâmetros derivam da observação de decisões locais e não podem ser usados para modelar comportamento agregado, em menores escalas, nem em nível de paisagem, no qual o comportamento é mais complexo tendo em vista as numerosas interações entre atores e o ambiente biofísico (LAMBIN; ROUNSEVELL; GEIST, 2000)
	Quando e onde no futuro (longo prazo)		Modelos de simulação espacial dinâmica	Imitam a ocorrência da interação entre os processos biofísicos e socioeconômicos que determinam as mudanças no uso da terra no tempo e no espaço, e seguem sua evolução. Esses modelos enfatizam as interações entre todos os componentes que formam um sistema e pressupõem o conhecimento a priori das forças que controlam suas mudanças. Os ecossistemas complexos são condensados e agregados em um número pequeno de equações diferenciais (LAMBIN; ROUNSEVELL; GEIST, 2000)

Quadro 1. Categorias de modelos de mudança no uso e cobertura da terra (Conclusão)

O que já é conhecido no LUCC	O que se necessita conhecer no LUCC	Categoria do modelo	Abordagem da modelagem	Características e observações
Onde, quando e por que no passado	Quando no futuro (causas subjacentes)	Analítico, Baseado em agentes, Econômico	Modelos de Von Thünen generalizados	Estão baseados na teoria da renda da terra agrícola (David Ricardo e Von Thünen), ou na teoria do estado isolado (Von Thünen), na qual os sistemas agrícolas se distribuem ao redor de um único mercado isolado, central, na forma de anéis concêntricos de intensidade de uso da terra, alocados de forma a se obter a maior renda da terra possível, a qual é determinada pelas demandas de mercado no centro consumidor, pelos custos de transporte e de produção e pelo grau de perecibilidade dos produtos agrícolas (LAMBIN; ROUNSEVELL; GEIST, 2000)
	Por que no futuro (causas subjacentes; cenários)		Modelos de otimização determinísticos estocásticos	Determinam a combinação ótima de variáveis exploratórias e os seus intervalos de valores para explicar as mudanças no uso da terra. São geralmente associados a modelos econômicos, empregando técnicas de programação linear no nível microeconômico e modelos gerais de equilíbrio no contexto macroeconômico. Permitem a investigação da influência de várias medidas políticas na alocação espacial dos usos da terra derivados (LAMBIN; ROUNSEVELL; GEIST, 2000; ANURAG; SAXENA; PRADHAN, 2018). As principais limitações desses modelos são: a definição um tanto quanto arbitrária dos objetivos e o comportamento não-ótimo das pessoas em função das diferenças culturais, de valores e atitudes. Essas limitações mais significativas em escalas maiores e quando a diversidade entre os agentes é maior (LAMBIN; ROUNSEVELL; GEIST, 2000)

Fonte: Lambin, Rounsevell e Geist (2000); Anurag, Saxena e Pradhan (2018)
Modificado por: Julio Cesar Demarchi.

Lambin, Rounsevell e Geist (2000) destacaram ainda o uso crescente de abordagens integradas nos modelos LUCC, que combinam os elementos das diferentes técnicas de modelagem para obter as respostas mais apropriadas para algumas questões específicas. Esses tipos de modelos são denominados integrados, embora em alguns casos a nomenclatura mais adequada seja modelos híbridos, porque o nível de integração entre as técnicas nem sempre é alto.

Pontius et al. (2018) propuseram nove desafios e recomendações a serem levados em consideração nas pesquisas futuras de modelagem de mudanças no uso e cobertura da terra, agrupados nas classes: mapeamento, modelagem e aprendizagem.

Os desafios de mapeamento são: preparar os dados adequadamente, selecionar resoluções relevantes e diferenciar os tipos de mudanças no uso da terra.

- Preparar os dados adequadamente: em relação à formatação dos dados, recomenda-se que os cientistas pensem cuidadosamente no objetivo da modelagem para escolherem as escalas espaciais, temporais e categóricas em termos de extensão e resolução. A complexidade aparente da paisagem dependerá do nível de detalhamento escolhido pelo cientista e refletirá nos procedimentos de mapeamento. O nível de detalhamento também influenciará a capacidade computacional de processamento dos dados e a capacidade preditiva de determinado modelo. Mais ou menos detalhes não necessariamente significam um estudo de caso mais apropriado, podendo resultar tanto em maior detalhamento quanto em maior erro nos resultados. O agrupamento de categorias de uso da terra minoritárias em pixels mistos de uso da terra para facilitar a modelagem também deve ser realizado com cuidado para evitar sua perda significativa de área. Tais procedimentos podem gerar maior diferença entre os mapas de uso da terra que as diferenças preditas nas modelagens. A simplificação dos dados é recomendada até o nível em que os procedimentos de calibração e validação detectem um sinal significativo de mudanças, e ela também pode ser realizada para que os algoritmos computacionais foquem apenas nas transições entre as categorias de uso da terra consideradas importantes para o objetivo da modelagem.

As decisões a respeito dos dados estão intimamente relacionadas ao nível de complexidade dos modelos. Modelos que realizam transição unidirecional entre apenas duas categorias podem ser mais simples que modelos que simulam todas as transições possíveis entre múltiplas categorias. A última recomendação diz respeito

à acurácia dos mapas de referência. Os erros de mapeamento devem ser menores que as diferenças devido à mudança no uso da terra entre os mapas simulado e de referência;

- Selecionar resoluções espaciais relevantes: a resolução espacial dos dados merece atenção na modelagem de mudanças de uso da terra porque ela pode ter forte influência nos resultados. Ademais, é um parâmetro que os cientistas geralmente podem influenciar, mas a escolha da resolução mais apropriada não é uma tarefa óbvia. Geralmente, ela é determinada pela disponibilidade de dados e pela capacidade computacional. De acordo com Kok et al. (2001), a seleção da resolução dos dados deve levar em consideração o objetivo da modelagem e as escalas dos processos de mudanças no uso da terra.

Se a avaliação de desempenho do modelo apontar mais erro de alocação que acerto na predição, na resolução de realização da modelagem, significa que os dados possuem resolução mais fina que a capacidade do modelo de predizer a alocação espacial dos usos da terra corretamente. Esta é uma característica desejável, pois mostra que a modelagem não foi limitada pela baixa resolução espacial dos dados. Se ocorrer o contrário (maior predição correta que erros de alocação espacial), pode significar que a modelagem foi limitada pela baixa resolução espacial dos dados. Dada a atual disponibilidade de imagens de satélite na resolução de metro, recomenda-se a simulação das mudanças no uso e cobertura da terra nas resoluções finas, mas a análise dos resultados em resoluções menores a fim de encontrar a resolução espacial na qual o modelo prediz as mudanças adequadamente, considerando os objetivos da modelagem (PONTIUS et al., 2018);

- Diferenciar os tipos de mudanças no uso da terra: antes de escolher o modelo a utilizar, os cientistas devem selecionar os tipos de mudanças no uso da terra a serem modelados, pois alguns deles constituem desafios para certos modelos. É útil pensar em dois principais tipos de mudanças: diferenças de quantidade (área) das categorias de uso da terra e diferenças em sua alocação espacial. Quando ocorrem diferenças substanciais na alocação do uso da terra, o modelo enfrenta o desafio de predizer ganhos simultâneos em alguns pixels e perdas simultâneas em outros para a mesma categoria de uso. Essa tarefa é mais desafiadora que a predição da transição unidirecional de uma categoria de uso da

terra para outra. Também são desafiadoras as situações em que mais de uma categoria compete pela alocação no mesmo pixel.

O segundo grupo de desafios nas modelagens LUCC, relacionado ao processo de modelagem, agrupa os temas: separação entre calibração e validação, predição de pequenas quantidades de mudanças e interpretação da influência do erro de quantidade (PONTIUS et al., 2018).

- Separar calibração de validação da modelagem: a calibração é o procedimento de estabelecer os parâmetros de um modelo baseado na informação anterior ou no tempo 1, e a validação é o processo de avaliar como a mudança predita se compara à imagem referência do tempo 1 ao tempo 2. A validação adequada do modelo requer que ela seja temporalmente separada da calibração, ou seja, deve-se evitar utilizar informações subsequentes ao tempo 1 para predizer as mudanças no tempo 2, tanto as relativas ao mapa de referência do período final da simulação quanto aos demais parâmetros do modelo, como os fatores direcionadores. O uso de informações subsequentes pode originar predições com acurácia elevada, porém aparente, que refletem um nível de concordância maior que o nível atribuível ao poder preditivo do modelo em um futuro desconhecido. Algumas razões pelas quais informações subsequentes são utilizadas na validação dos modelos LUCC estão relacionadas ao objetivo da modelagem e à disponibilidade de dados. No primeiro caso, alguns modelos simulam apenas a alocação espacial das mudanças de uso da terra, sendo as demandas de cada categoria de uso definidas por extrapolações de tendências ou por modelos comerciais, entre outros. Nessas situações, a quantidade (área) de mudança no tempo 2 é definida pelo usuário no processo de validação do modelo, tal como ocorre com os modelos da família CLUE (*Conversion of Land Use and its Effects*, ou Conversão do Uso da Terra e seus Efeitos), a serem utilizados nesta pesquisa na versão Dyna-CLUE (VERBURG; OVERMARS, 2009). No segundo caso, a total separação entre calibração e validação restringe o uso de variáveis desconhecidas no tempo 1 que influenciam a mudança de uso da terra, e que estão disponíveis em determinados pontos no tempo posteriores ao intervalo de tempo da calibração;

- Predizer pequenas quantidades de mudança no uso da terra: as mudanças no uso da terra em pequenos intervalos de tempo são geralmente eventos raros, e sua predição é geralmente caracterizada por níveis menores de acurácia. O desafio de detectar e predizer tais mudanças em curtos intervalos de

tempo é ainda maior quando há separação rigorosa entre calibração e validação dos modelos, especialmente quando os dados são escassos. Nessas situações, os modelos podem ter dificuldade em detectar um relacionamento forte entre as mudanças no uso da terra e as variáveis independentes (fatores direcionadores) durante a calibração, e os procedimentos de validação falham em encontrar um relacionamento forte entre as mudanças preditas e as observadas no intervalo correspondente à validação. A solução proposta seria digitalizar mapas históricos de uso da terra, de forma a obter maior extensão temporal, o que provavelmente aumentaria a quantidade de mudança no uso da terra e facilitaria a calibração e a validação do modelo;

- Interpretar a influência dos erros de quantidade: os modelos que não usam a quantidade (área) exata de uso da terra no tempo 2 devem de alguma forma predizê-la para cada categoria de uso no referido tempo. Os pesquisadores necessitam ter ciência de como os erros de quantidade influenciam outras partes do processo de validação. Os modelos geralmente falham em predizer a alocação correta precisamente. Então, os modelos que predizem mais mudanças em mapas de resolução espacial fina provavelmente produzirão mais alarmes falsos (erros devidos à predição de mudanças em locais onde se observa a persistência do uso da terra anterior) que modelos que predizem menos mudanças.

É difícil avaliar a alocação espacial realizada pelos modelos quando há erros elevados de quantidade, especialmente nas ocasiões em que eles predizem menor quantidade de mudança que a observada nos mapas de referência. Por esta razão, vários modelos exigem a definição das áreas corretas das categorias de uso da terra no tempo 2 antes da simulação. No entanto, se for utilizada apenas uma realização do mapa de saída do modelo, a especificação da alocação espacial pode ser confundida com a especificação única de quantidade. Nesse sentido, os autores sugerem o cálculo da TOC (*Total Operating Characteristic*, ou Característica de Operação Total), parâmetro que permite medir a capacidade do modelo de especificar a alocação espacial das mudanças no uso da terra de forma que permita ao usuário considerar várias especificações de quantidade, ou melhor, medir a habilidade do modelo de predizer os poucos locais que apresentaram mudança no uso da terra e a maioria dos locais cujo uso anterior persiste.

Por fim, os desafios relativos à aprendizagem em modelagem de mudanças no uso e cobertura da terra são: usar medidas adequadas de comparação de

mapas, aprender sobre os processos de mudança no uso da terra e colaborar abertamente (PONTIUS et al., 2018).

- Usar medidas adequadas de comparação de mapas: esse desafio objetiva responder a questão “Quão bem esses modelos desempenham a função de predizer mudanças no uso da terra e como nós comunicamos seu desempenho aos pares e outras pessoas?”, e implica a necessidade de medições úteis de comparação de mapas e de avaliação do desempenho dos modelos. Um conjunto de métricas intelectualmente acessíveis e cientificamente reveladoras para realizar tal função foi desenvolvido por Pontius et al. (2008). O critério da porcentagem de pixels simulados corretamente, utilizado por muitos pesquisadores, é extremamente enganador e falha em considerar a dinâmica da paisagem, pois a porcentagem correta não inclui o mapa de referência do tempo 1. Da mesma forma, os índices acurácia do produtor, acurácia do usuário e Kappa são muito comuns nos SIG, mas os resultados são enganadores na avaliação da acurácia dos modelos. Por outro lado, o método da figura de mérito tem propriedades mais desejáveis que as métricas geralmente utilizadas por avaliar a concordância entre os três mapas (tempo 1, tempo 2 observado e tempo 2 simulado), e é recomendado para ranquear diversas simulações em uma única medida. No entanto, a figura de mérito não informa a quantidade de mudança na imagem referência em relação à quantidade das mudanças preditas.

Nas análises de apenas uma simulação, recomenda-se avaliar o tamanho dos componentes da figura de mérito: *misses* (modelo prediz persistência, mas observa-se mudança no uso da terra), *hits* (mudança no uso da terra predita pelo modelo e observada), *wrong hits* (mudança predita e observada, mas na categoria ganhadora errada) e *false alarms* (modelo prediz mudança, mas observa-se persistência do uso da terra). A comparação entre esses componentes é útil em vários aspectos. A área dos *false alarms* é menor que a dos *misses* quando o modelo prediz menos mudança no uso da terra que a imagem referência, e é maior que a área dos *misses* quando o modelo prediz maior quantidade de mudança que a imagem referência. Se houver *false alarms* em algumas áreas e *misses* em outras, é resultado de erros de alocação. Além disso, é importante diferenciar erros de quantidade de erros de alocação pois eles podem ter diferentes implicações para a interpretação prática, a depender do objetivo da modelagem. Os autores citam ainda o desafio de melhorar

os métodos de comparação de mapas e de desenvolver ferramentas computacionais para implementá-los.

- Aprender sobre os processos de mudanças no uso da terra: durante as reuniões científicas internacionais sobre modelagem LUCC ocorridas na última década, os cientistas participantes entraram em acordo sobre a necessidade de melhorar o conhecimento dos processos de mudança no uso da terra, não apenas para aumentar a acurácia das simulações, e propuseram diferentes abordagens para a agenda de pesquisas futuras sobre o tema, tais como: a) a validação examina os mapas de saída das simulações, mas não avalia se a estrutura do algoritmo se adequa à teoria sobre os processos de mudanças, sendo necessário validar a estrutura do algoritmo dos modelos baseados em processos, sobretudo quando a trajetória de mudança é importante; b) o padrão de validação deve distinguir as boas das más explicações sobre o processo de mudança no uso da terra, e permitir a verificação do grau em que as mudanças simuladas correspondem às observadas; c) as pesquisas devem testar o grau em que as mudanças passadas no uso da terra são úteis para a predição das mudanças futuras, pois elas podem ser não-estacionárias no espaço e no tempo; d) a modelagem deve captar os processos gerais de LUCC, mas não necessariamente predizê-los acuradamente devido a imprevisibilidade inerente dos processos; e) os cientistas podem aprender mais a partir da análise inteligente das predições menos acuradas que das mais acuradas e, dessa forma, predições menos acuradas podem não necessariamente ser consideradas falha do modelo.

Essa diferença de visões mostra a comunidade LUCC dividida em dois grupos, em que um deles acredita que os modelos atuais são muito simples e que as pesquisas futuras devem priorizar o desenvolvimento de algoritmos mais complexos e considerar mais variáveis, e o outro grupo opina que o desenvolvimento de algoritmos mais complexos exacerbará os problemas ainda não solucionados, de que os modelos atuais já são complicados para permitir a comunicação clara, mesmo entre os especialistas. Nessa perspectiva, a falta de rigor científico dos modelos atuais não seria solucionada com o desenvolvimento de modelos mais complexos, a exemplo das falhas na separação das informações de calibração e validação, na aplicação de métodos úteis de comparação de mapas e nas medidas da influência da escala nas análises. A existência dessas dificuldades básicas não possibilitará avaliar se os modelos mais complexos de fato facilitarão a

aprendizagem sobre os processos. Essa tensão aparente pode ser resolvida se os cientistas que desenvolvem modelos complexos colaborarem com os cientistas que desenvolvem métodos mais claros de avaliação dos modelos.

- Colaborar abertamente: as experiências trocadas nas reuniões científicas sobre modelagem de mudanças no uso e cobertura da terra possibilitaram o compartilhamento de dados e a análise dos mesmos por outros modelos e por diferentes métodos de validação dos dados, sem a tentativa de responder a questão "Qual modelo é o melhor?".

Uma possibilidade de realizar a colaboração científica com pesquisadores de LUCC para compartilhar dados, informações e aumentar o conhecimento é construir uma biblioteca digital de dados LUCC para que os cientistas tenham acesso livre aos dados, modelos e resultados de outros pesquisadores. Os dados seriam revisados pelos pares e possuiriam metadados suficientes para que qualquer um pudesse realizar comparações entre os modelos. Essa iniciativa depende, no entanto, de motivação e reconhecimento profissional dos cientistas para participar, além de financiamento adequado.

As perspectivas futuras no estudo e modelagem das mudanças no uso da terra são diversas.

Kok, Verburg e Veldkamp (2007) destacam que intensificação das mudanças e a diversificação do uso da terra levam a mudanças rápidas nos ciclos biogeoquímicos, nos processos hidrológicos e na dinâmica da paisagem, influenciando o bem-estar humano, o que implica na necessidade da "avaliação integrada" das mudanças no uso da terra, definida como "o processo estruturado de lidar com questões complexas, usando o conhecimento de várias disciplinas científicas e/ou partes interessadas, de modo que o conhecimento produzido seja disponibilizado aos tomadores de decisão" (KOK; VERBURG; VELDKAMP, 2007, p. 517).

Nessa perspectiva, os autores destacam ser imperativa a necessidade da comunidade de modelagem LUCC se distanciar do uso de uma única abordagem na modelagem, em favor do integração de vários modelos, das diversas abordagens existentes (indutiva e dedutiva, por exemplo), e do uso integrado das ferramentas estatísticas e de simulação. Com relação à participação dos atores, a abordagem integrada clama pela interação entre as partes interessadas no desenvolvimento dos modelos e cenários e pela participação em todas as etapas da pesquisa, de forma a

definir questões e metodologias de análise relevantes a eles, como as relativas às mudanças climáticas e à erosão do solo, e que envolvam organizações não-governamentais (ONG) locais, tomadores de decisão, entre outros atores. No entanto, deve haver um equilíbrio entre diversificação e abrangência das abordagens e atores para aumentar a clareza sobre as áreas do conhecimento a serem abordadas e delimitar as questões a serem discutidas (KOK; VERBURG; VELDKAMP, 2007).

De acordo com Tang et al. (2009), os modelos LUCC possuem um módulo não-espacial que controla as taxas de mudanças, o que dá ênfase aos fatores diretos e potenciais que regulam as mudanças no uso da terra, principalmente os econômicos e sociais; e um módulo espacial, que determina a distribuição das mudanças, relacionando o padrão espacial do uso da terra à variabilidade dos fatores direcionadores, sobretudo os eco-ambientais. No entanto, a maioria dos modelos não dá atenção ao mecanismo temporal das mudanças no uso da terra, principalmente à interação entre as escalas espacial e temporal, o que resulta em análises estáticas, nas quais o relacionamento causal entre as mudanças no uso da terra e seus fatores direcionadores não muda no decorrer do tempo. Nesse sentido, os autores recomendam que os modelos LUCC futuros integrem os mecanismos espaciais e temporais, de forma a considerar a multiplicidade, a dinâmica e a heterogeneidade das relações homem-ambiente. Esse tipo de modelo dinâmico consideraria a não-linearidade, a multidimensionalidade, a dependência temporal (trajetória) e os mecanismos de feedback das mudanças no uso da terra, e poderia descrever melhor sua complexidade e explicar suas causas e processos.

Em relação aos mecanismos de feedback, Tang et al. (2009) destaca a necessidade do seu uso nos modelos LUCC com a finalidade de influenciar a direção e o padrão futuro das mudanças no uso da terra, superando a relação unidirecional entre as categorias de uso e os fatores direcionadores. Os mecanismos de feedback são importantes nos sistemas complexos de uso da terra, nos quais a distinção entre as forças direcionadoras e a influência do uso da terra pretérito é difícil. O poder de impacto dos mecanismos de feedback no uso da terra é variável, podendo retardar as mudanças no sistema devido à sua capacidade de recuperação e adaptação, ou causar mudanças repentinas e/ou o colapso do sistema, quando as forças do feedback são muito grandes ou estão acumuladas. O feedback também pode ser positivo, quando fortalece a correlação entre os impactos das mudanças no

uso da terra e os seus fatores direcionadores, ampliando-as; e negativo, quando o impacto das mudanças no uso da terra retardam ou enfraquecem as possíveis mudanças futuras. Os impactos dos mecanismos de feedback no uso da terra ocorrem em diferentes escalas espaciais (local, regional, nacional, etc.) e temporais. Por esta razão, são dependentes da trajetória de mudanças no uso da terra.

Outra dificuldade a ser enfrentada pelos modelos LUCC diz respeito à interação homem-ambiente. De acordo com Tang et al. (2009), as mudanças no uso e cobertura da terra são essencialmente uma questão de relacionamento “homem-ambiente”. No entanto, a maioria dos modelos disponíveis é do tipo “análise de equilíbrio parcial”, o qual dá ênfase a apenas um componente desta interação e analisa o possível impacto causado no outro componente. Nos modelos que enfatizam o componente ambiental, as unidades de tomada de decisão não correspondem às unidades de mudanças no uso da terra (pixels, parcelas, etc.), e o papel dos sujeitos humanos nos processos de mudança no uso da terra não é descrito explicitamente. Os modelos baseados em agentes, por sua vez, dão ênfase ao componente humano da relação homem-ambiente, mas enfrentam a dificuldade de se usar os sujeitos do uso da terra como objetos de análise, sendo difícil descrever suas decisões e escolhas em termos espaciais. Ademais, algumas decisões não são facilmente alocadas em certas unidades espaciais, sobretudo quando se analisam grandes áreas e escalas menores. Nesse sentido, o estudo do relacionamento homem-ambiente é um dos maiores desafios futuros da ciência das mudanças no uso da terra, dada a dificuldade de integração das ciências naturais e sociais no estudo dos sistemas de uso da terra, que são complexos e abertos em termos de processos, de diversidade de fatores direcionadores e mecanismos, de interação e de causalidade entre eles.

Em relação aos níveis escalares empregados nas análises das mudanças no uso da terra, os modelos LUCC estão em transição do uso de uma única escala espacial para o uso de escalas multi-espaço, pois as mudanças no uso da terra geralmente se desenvolvem ao longo de múltiplas escalas. As abordagens de cima para baixo (*top-down*) e de baixo para cima (*bottom-up*), já descritas, evidenciam que algumas mudanças são determinadas por processos e forças direcionadoras locais, enquanto outras mudanças advém de demandas e processos regionais, macroescalares. Essas mudanças de alto nível de agregação espacial, no entanto, podem constituir uma síntese das mudanças de baixo nível escalar, dos processos

locais. Embora a estrutura dos modelos priorize uma das abordagens ou combine as duas, a correlação e o mecanismo de feedback entre diferentes escalas espaciais não podem ser negligenciados, pois as tomadas de decisão quanto ao uso da terra na microescala podem ser afetadas por feedback de escalas maiores, e vice-versa. As mudanças escalares na modelagem LUCC, que incluem os processos de expansão e a contração da escala, necessitam ser mais bem compreendidas. As teorias e métodos sobre a questão escalar dos dados espaciais e temporais relacionados ao ambiente ecológico são relativamente maduras, mas as pesquisas relacionadas às escalas dos processos sociais e econômicos ainda estão na fase inicial, havendo necessidade de mais pesquisas (TANG et al., 2009).

Verburg et al. (2006) apontam como um dos desafios da modelagem LUCC a abordagem da interação urbano-rural. Segundo os autores, apesar da crescente interação entre cientistas que estudam a dinâmica dos dois componentes, cada abordagem se desenvolveu separadamente, com diferentes concepções e técnicas. A emergência da multifuncionalidade no uso da terra rural das hinterlândias das cidades nos países desenvolvidos e o desenvolvimento desigual entre as cidades e as áreas rurais nos países em desenvolvimento faz com que grandes impactos sejam esperados nestas áreas, sobretudo as de contato urbano-rural. O uso da terra multifuncional requer um abordagem que vá além da tradicional, na qual cada categoria de uso da terra é representada em unidades espaciais simples. Os modelos LUCC para essas regiões devem focar na funcionalidade do uso da terra e permitir funções de sobreposição de usos, o que requer inovações conceituais e práticas.

1.2.2 Modelos CLUE

O modelo CLUE (*Conversion of Land Use and its Effects*, ou Conversão do Uso da Terra e seus Efeitos), foi desenvolvido por Veldkamp e Fresco (1996) e Verburg et al. (1999) com o objetivo de simular mudanças no uso da terra usando relações empiricamente quantificadas entre o uso da terra e seus fatores condutores (ou direcionadores) em combinação com uma abordagem dinâmica. O modelo inicial foi concebido para aplicação em escala nacional ou continental, utilizando dados de escala pequena (resolução maior que 1 x 1 km) ou dados censitários, sendo aplicado, por exemplo, por Veldkamp e Fresco (1997) para simular diferentes

cenários de mudanças no uso da terra na Costa Rica, resultantes de processos como urbanização, extensão ou abolição de parques nacionais, degradação da fertilidade do solo por erosão, doenças em culturas agrícolas permanentes e erupção vulcânica.

Verburg et al. (2002) adaptou o modelo CLUE para aplicação nas escalas local a regional, a partir de dados de maior resolução espacial derivados de mapas ou produtos de sensoriamento remoto. O CLUE-S, assim denominado, é um modelo espacialmente explícito e multiescalar dividido em dois módulos distintos: o módulo não-espacial de demanda por uso da terra e o módulo espacialmente explícito de alocação do uso da terra. O primeiro determina a área coberta por cada classe de uso da terra em um ano específico, enquanto o segundo explora a relação entre a distribuição espacial do uso da terra e seus fatores direcionadores, assim como as restrições espaciais, a partir da competição entre os tipos de uso da terra por uma localidade específica.

No módulo de alocação espacial, a relação entre o uso da terra e os fatores direcionadores (fatores biofísicos e socioeconômicos) é avaliada pela regressão logística por *stepwise*, que indica a probabilidade de certo pixel ser dedicada a um determinado tipo de uso da terra considerando o conjunto de fatores direcionadores. O procedimento *stepwise* ajuda a selecionar os fatores de maior influência no padrão de uso da terra e descartar os de menor contribuição para ele (VERBURG, 2002).

A regressão logística por *stepwise* é dada por:

$$Log\left(\frac{P_i}{1-P_i}\right) = \beta_0 + \beta_1 X_{1,i} + \beta_2 X_{2,i} \ldots + \beta_n X_{n,i} \quad (1)$$

Em que: P_i é a probabilidade de ocorrência do tipo de uso da terra considerado em uma célula; X_i são os fatores direcionadores e β são os coeficientes estimados por regressão logística tendo o uso da terra do ano inicial da simulação como variável dependente.

A partir do resultado da regressão, um mapa de probabilidade é calculado para cada tipo de uso da terra e atualizado a cada ano da simulação, com valores dos fatores direcionadores também atualizados (VERBURG et al., 2002).

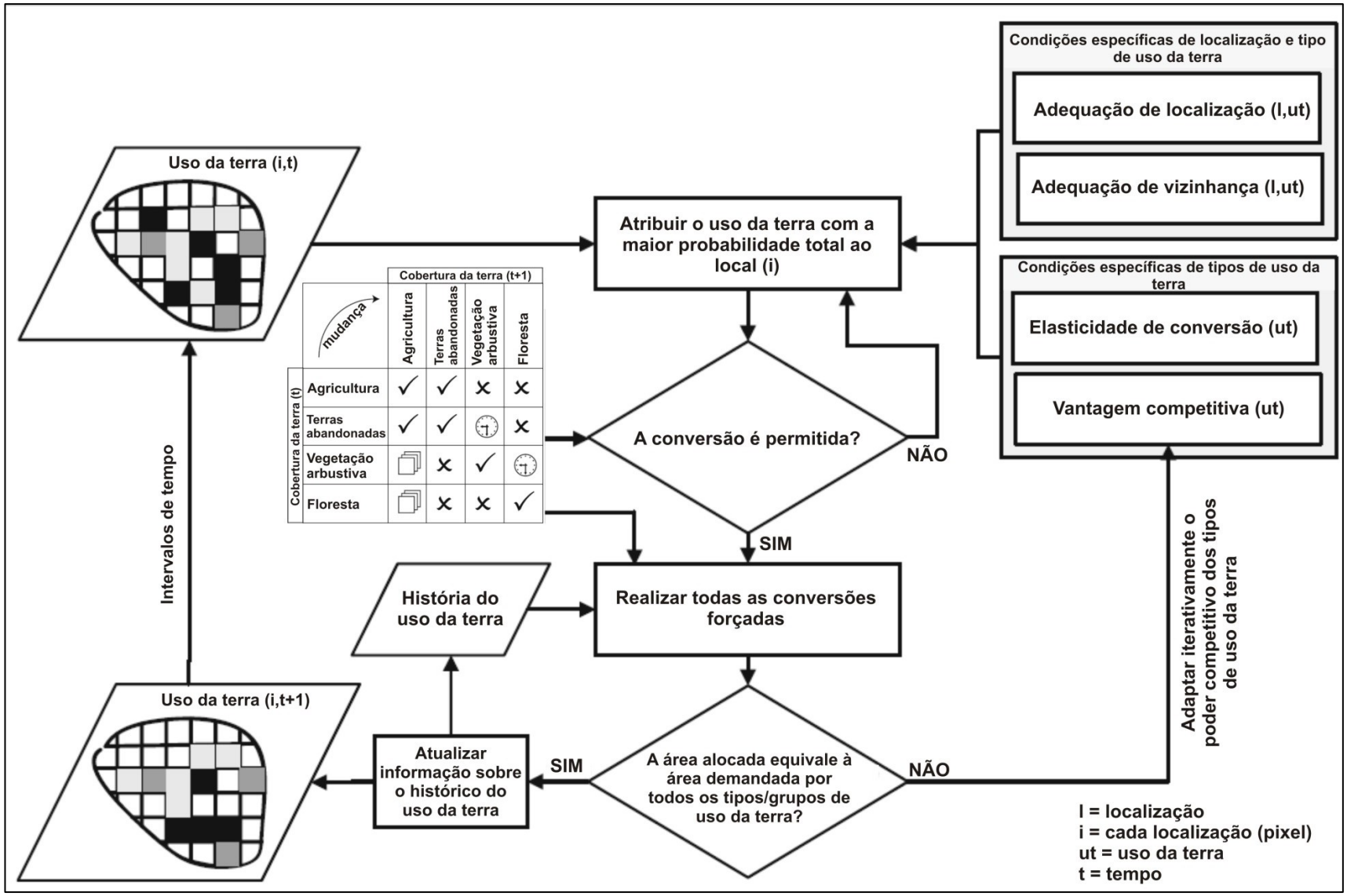
Classes fixas de uso da terra ou regras de decisão específicas de localização podem ser implementadas no modelo CLUE-S pelos usuários para dar a usos da terra específicos certa resistência à mudança e gerar estabilidade na estrutura do uso da terra, típica de diversas paisagens, como o estabelecimento de reservas florestais ou a definição de um período após o qual uma cultura agrícola permanente pode ser substituída por outra. A alocação das mudanças no uso da terra é um processo de iteração (repetição) que leva em consideração os mapas de probabilidade, as regras de decisão em combinação com o mapa de uso da terra atual e a demanda por diferentes tipos de usos da terra (VERBURG et al., 2002). Nesse processo, o modelo CLUE altera o poder competitivo dos tipos de uso da terra individualmente repetidas vezes até que as áreas alocadas se igualem à área da referida classe de uso da terra determinada no módulo não-espacial do modelo (VERBURG; OVERMARS, 2009). De acordo com Debolini et al. (2013), o desempenho do modelo CLUE-S tende a reduzir quando aplicado em escalas menores e o limiar a partir do qual isso ocorre é claramente visível pelo decréscimo do desempenho dos resultados da análise de regressão logística.

O estabelecimento e as mudanças no uso da terra são dirigidos tanto pelas demandas regionais ou nacionais, políticas governamentais, entre outros fatores externos a uma área, quanto por demandas, características naturais e condições específicas locais. A dinâmica de uso da maior parte das terras agrícolas do planeta, por exemplo, é resultado das mudanças nas condições de mercado e na demanda global por alimentação, nutrição e energia. Trata-se de um processo “de cima para baixo”. Outros tipos de uso da terra, como as florestas (semi-)naturais, têm suas áreas determinadas pela demanda por madeira e por designações políticas (preservação, produção florestal, entre outras). No entanto, as mudanças em sua área natural são o resultado da interação entre a demanda por terras agrícolas e propósitos residenciais/industriais, e as mudanças decorrentes de processos naturais de crescimento, regeneração e dispersão, os quais dependem das condições locais de hábitat, clima, solo, banco de sementes, possibilidades de dispersão, nível de perturbação ou abandono da área, entre outros fatores determinados localmente, “de baixo para cima” (VERBURG; OVERMARS, 2009).

Para simular as mudanças no uso da terra combinando processos dinâmicos de grande escala e processos locais, Verburg e Overmars (2009) criaram o modelo Dyna-CLUE (*Dynamic Conversion of Land Use and its Effects*), que combina os

processos “de cima para baixo” e “de baixo para cima” na alocação das mudanças de uso da terra. Inicialmente, a análise agrupa os tipos de uso da terra em dois grupos: os dirigidos pela demanda em escala regional e os usos para os quais nenhuma demanda agregada pode ser determinada. Além desses, alguns tipos de uso da terra não possuem demanda especificada, sendo classificados em outra categoria para a qual as mudanças totais em área correspondem à taxa de mudança líquida nos usos definidos por demandas regionais ou locais. As classes de uso da terra agrupadas nessa categoria são alocadas individualmente, mas somente a soma da área alocada dessas classes é comparada com a demanda no processo iterativo de alocação espacial, que segue o fluxograma apresentado na Figura 4.

Figura 4. Fluxograma do procedimento de alocação espacial do modelo Dyna-CLUE



Fonte: Verburg e Overmars (2009).
Adaptado por: Demarchi (2018).

Como se pode observar na Figura 4, o processo de alocação do tipo de uso da terra (ut) com a maior probabilidade total P_{tot} na célula i, no tempo t, é dado pela soma

$$Ptot_{i,t,ut} = Ploc_{i,t,ut} + Pnbh_{i,t,ut} + Elas_{ut} + Comp_{t,ut} \quad (2)$$

Em que: $Ploc_{i,t,ut}$ é a adequação de localização; $Pnbh_{i,t,ut}$ é a adequação de vizinhança; $Elas_{ut}$ é a elasticidade de conversão do uso da terra e $Comp_{t,ut}$ é a vantagem competitiva dos tipos de uso da terra.

A adequação de localização é o principal determinante da capacidade competitiva entre as classes de uso da terra em uma localização específica, e se baseia na análise empírica de preferências entre as classes de uso da terra e os fatores direcionadores potenciais. O modelo Dyna-CLUE utiliza a análise de regressão por *stepwise* para indicar a probabilidade de certa célula pertencer a um tipo de uso da terra dado um conjunto de fatores direcionadores potenciais (KHOURY, 2012).

A adequação de vizinhança consiste na consideração da influência dos usos da terra vizinhos a uma célula para a decisão sobre sua conversão em outro tipo de uso. A área urbana, por exemplo, tem maior probabilidade de crescer na franja de uma área urbana existente que em qualquer outro lugar. Para caracterizar a vizinhança de uma localização, um fator de enriquecimento F é utilizado. Ele é definido pela ocorrência de um tipo de uso da terra na vizinhança de um local em relação à ocorrência deste tipo de uso da terra na área de estudo como um todo e medido por

$$F_{i,k,d} = \frac{n_{k,d,i}/n_{d,i}}{N_k/N} \quad (3)$$

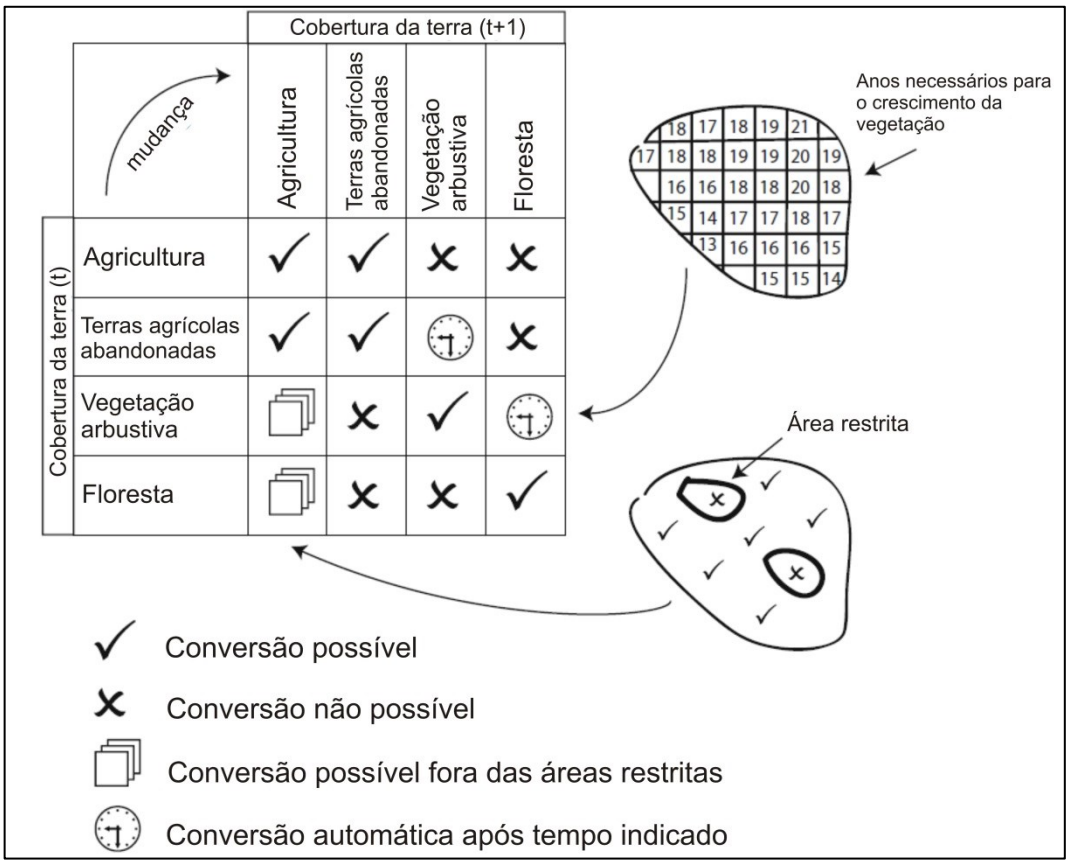
Em que: $F_{i,k,d}$ caracteriza o enriquecimento da vizinhança d de um local i com o uso da terra tipo k; $n_{k,d,i}$ é o número de células de uso da terra tipo k na vizinhança com tamanho d da célula i; $n_{d,i}$ é o número total de células na vizinhança; N_k é o número total de células de uso da terra tipo k na imagem raster inteira e N é o número total de células na imagem raster (VERBURG; VAN DE STEEG; SCHULP, 2005).

A elasticidade de conversão é a medida do custo (monetário ou institucional) de mudança de um tipo de uso da terra para outro no decorrer do tempo. Altos valores de elasticidade indicam alto custo de conversão e, portanto, maior probabilidade de permanência do mesmo tipo de uso da terra na célula, como é o caso das áreas urbanas, florestas e áreas de cultivo permanente. Os baixos valores de elasticidade, por outro lado, podem ser aplicados a cultivos anuais, pastagens e usos similares, cujos custos de estabelecimento são menores (VERBURG, 2010).

A vantagem competitiva é determinada para todas as classes de uso da terra durante o processo de iteração. Seu valor aumenta quando a área alocada é inferior à demanda, e reduz quando a área alocada supera a área demandada para aquele tipo de uso. Para os tipos agrupados de uso da terra, é determinado apenas o poder competitivo do grupo como um todo, uma vez que a demanda também é especificada para o grupo (VERBURG, 2010).

A probabilidade total de conversão do uso da terra é confrontada com um conjunto de regras especificadas em uma matriz de conversão, que indica as conversões possíveis e não possíveis entre todas as classes de uso, as áreas de restrição à conversão (reservas naturais, por exemplo), as conversões forçadas nos processos “de baixo para cima” em função do tempo, como a transformação de vegetação arbustiva em floresta após determinado tempo de transição, ou o período máximo estabelecido para a ocupação de uma área por culturas anuais devido à degradação causada ao solo, entre outros processos (VERBURG; OVERMARS, 2009), como destacado na Figura 5.

Figura 5. Matriz de conversão simplificada indicando possíveis conversões de uso da terra durante um intervalo de tempo da simulação



Fonte: Verburg e Overmars (2009).
Adaptado por: Demarchi (2018).

As conversões determinadas por fatores locais interferem, de alguma forma, na alocação dos tipos de uso determinados por demandas regionais em razão das elasticidades de conversão próprias dos fatores locais (VERBURG; OVERMARS, 2009).

Os modelos CLUE, CLUE-S e Dyna-CLUE já foram aplicados em diferentes continentes e escalas na simulação de mudanças e cenários futuros de uso da terra. Verburg, Veldkamp e Bouma (1999) avaliaram as mudanças no uso da terra na ilha de Java, Indonésia, que sofre grande pressão populacional e, consequentemente, por produção de alimentos desde as últimas décadas. A modelagem partiu dos anos 1979 e 1994, simulando adequadamente os padrões de mudanças no uso da terra no modelo CLUE, culminando com o cenário para o ano 2010, no qual houve redução nos campos de cultivo de arroz irrigado por inundação na planície costeira norte devido ao aumento das áreas de habitação, agricultura comercial em larga escala e agricultura de sequeiro, além de "*hot spots*" de urbanização nas

vizinhanças dos centros urbanos de Surabaya e Bandung, as principais cidades da ilha. Embora as terras altas da ilha sejam protegidas por lei, a possível degradação das terras baixas decorrentes da agricultura e da urbanização poderá ocasionar o aumento da pressão para que elas também se tornem produtoras de alimentos.

Barreto et al. (2013) e Debolini et al. (2013) aplicaram o modelo CLUE-S em conjunto com o modelo geomorfológico LAPSUS para simular cenários futuros de uso da terra e a (re)distribuição de sedimentos provenientes dos processos de erosão e deposição nas bacias hidrográficas do Rio Balsas, sul do Maranhão, Brasil, e do Rio Trasubbie, sul da Toscana, Itália, respectivamente. No primeiro estudo, as atividades agrícolas surgiram na década de 1970 e tiveram rápida expansão na década de 1990, sobretudo com o cultivo da soja. Foram utilizados mapas de uso da terra de 1984, 2000 e 2004, e projetado o cenário de uso da terra para 2020. Os fatores locacionais de uso da terra utilizados foram textura, drenagem e profundidade do solo, altitude e distância das rodovias. Na matriz de transição entre usos da terra, foram especificadas regras de transição, como o período mínimo de 10 anos de transição entre o cerrado e o campo cerrado, e de 5 anos entre este e os cultivos agrícolas, por exemplo. O cenário de 2020 apontou a conversão de 50 % das áreas de cerrado e de 13,4 % das áreas de campo cerrado para agricultura, sendo as perdas em áreas de cerrado de 20.000 ha/ano e de 10.000 ha/ano em áreas de campo cerrado de 2004 a 2020. O estudo também mostrou que as áreas que sofreram mudanças no uso da terra tiveram as maiores taxas de erosão e sedimentação, sendo que as deposições de sedimentos também ocorreram nas áreas adjacentes mais baixas do relevo e nos fundos de vale (BARRETO et al., 2013).

O estudo de Debolini et al. (2013) na bacia do Rio Trasubbie, Itália, mostrou a partir dos usos da terra de 1996, 2002, 2007 e do cenário para 2013 elaborado pelo modelo CLUE-S uma grande redução na área cultivada por cereais de inverno e forragens (cultivo anual) e um aumento nas áreas de vinhedos, olivais, pastagens e forragens (cultivo de vários anos), além do aumento considerável do abandono de campos agrícolas, tendências de uso da terra características da bacia do Mediterrâneo. As simulações de balanço de erosão pelo modelo LAPSUS mostraram um aumento nas taxas de erosão nas sub-bacias que tiveram grandes mudanças no uso da terra, sobretudo com o aumento dos vinhedos e das áreas abandonadas. Neste trabalho, os fatores biofísicos foram mais importantes que os

fatores socioeconômicos como direcionadores das mudanças no uso da terra, e os autores escolheram o cenário futuro de seis anos porque a confiabilidade do modelo CLUE-S reduz com o aumento da escala temporal.

You et al. (2017) analisaram três cenários de mudanças de uso da terra no Distrito Paisagístico de Wuyishan, localizado na província de Fujian, China, um patrimônio cultural e natural mundial que abriga o Monte Wuyi e que teve um aumento populacional e no número de turistas considerável nas últimas décadas, os quais provocaram o aumento das áreas construídas, a substituição de parte das florestas naturais de *Pinus massoniana* pelo cultivo de chá e a redução do cultivo de outros produtos agrícolas. Três cenários futuros de uso da terra para o ano 2020 (mudanças seguindo a tendência histórica, manejo não seletivo e manejo seletivo das plantações de chá) foram simulados no modelo CLUE-S, e o último cenário se mostrou uma solução potencial para os problemas de manejo, alocando as plantações de chá de alta qualidade em áreas que facilitam sua proteção e a conservação do Monte Wuyi enquanto patrimônio natural e cultural, além de promover um aumento no valor dos serviços ecossistêmicos propiciados pelo distrito. Os autores realizaram ainda os testes estatísticos de fatores de tolerância e inflação da variância para verificar a multicolinearidade entre os fatores direcionadores do uso da terra na análise de regressão logística conduzida pelo modelo CLUE-S, pois tal análise estatística é altamente sensível à multicolinearidade dessas variáveis independentes.

O modelo Dyna-CLUE foi aplicado por Gong et al. (2018) na região metropolitana de Guangzhou (Cantão), China, para simular o crescimento urbano no período de 1990 a 2020. Como consequência do crescimento econômico chinês, a população passou de 5,9 milhões em 1990 a 13,5 milhões de habitantes em 2015. O cenário de base envolveu os anos 1990 a 2005, e os três cenários simulados, de 2005 a 2020, apontaram no cenário 1 o crescimento urbano elevado nas áreas a noroeste e sudeste da metrópole, substituindo o uso agrícola, de acordo com a tendência histórica de crescimento, sem nenhuma política de restrição ao desenvolvimento. Nos cenários 2 e 3, resultantes do crescimento urbano planejado em consonância com o plano diretor da região sem e com restrições de ocupação em áreas protegidas de interesse ecológico, respectivamente, o crescimento foi menor, atingindo 24,26 % da área total da região, contra 28,05 % no cenário 1,

garantindo maior preservação das florestas, superfícies naturais de água e aumento da área destinada à agricultura.

Os valores médios da curva ROC, de ajuste da regressão logística entre os tipos de uso da terra e os fatores direcionadores foram de 0,854 no período 1990-2005 e 0,857 no período 2005-2010, revelando o bom poder de explicação da alocação espacial dos usos da terra. Os testes de acurácia da localização espacial e qui-quadrado realizados entre os mapas simulado e derivado de imagem de satélite do ano 2005 para validar o modelo mostraram a acurácia de 74,62 % da simulação realizada pelo modelo Dyna-CLUE, e o teste do qui-quadrado evidenciou que não há diferença significativa entre ambos os mapas, sendo a simulação considerada significativa (GONG et al., 2018).

Lima et al. (2011) realizaram simulação de mudanças no uso da terra na bacia do Riacho Dulce, província de Buenos Aires, Argentina, entre os anos 1997 e 2005, utilizando o modelo Dyna-CLUE. As classes de cobertura da terra foram agrupadas em quatro categorias: cultivos agrícolas anuais, pastagens semeadas, pastagens naturais com alguma intervenção humana e outros (campestre, floresta, área urbana, dunas e superfícies de água). A análise de regressão logística utilizou nove fatores direcionadores de mudanças no uso da terra, mas como optou-se por utilizar equações que tivessem o melhor ajuste e o menor número possível de variáveis, apenas os fatores produtividade do solo, formas do relevo, altitude e áreas inundáveis foram utilizados na simulação de LUCC. A estatística ROC apontou ajuste bom a excelente, variando de 0,886 a 0,937 para as categorias pastagem semeada e pastagem natural, respectivamente. A distribuição espacial dos cultivos agrícolas foi determinada pelos fatores produtividade do solo e formas de relevo, e as classes de pastagem, pelo fator áreas inundáveis, as quais produzem solos pobres e adequados a esse tipo de cobertura. Os mapas dos oito anos simulados apresentaram valores de concordância espacial com mapas de referência variando entre 36,78 % e 56,13 %.

Behera et al. (2018) estudaram a dinâmica do uso da terra nas bacias dos rios Mahanadi e Brahmaputra, duas das principais bacias hidrográficas da Índia, nos anos 1985, 1995 e 2005, simulando cenários de uso e cobertura da terra para o ano 2025 por meio do modelo Dyna-CLUE. A validação do modelo foi realizada pela comparação dos mapas simulados a partir das tendências de mudanças no uso da terra observadas nos mapas de 1985 e 1995 com o mapa de referência do ano

2005, cuja acurácia geral foi de 98 % e 97 %, respectivamente, nas bacias dos rios Mahanadi e Brahmaputra, comprovando a confiabilidade do modelo e a significância dos fatores direcionadores das mudanças no uso da terra.

Após a validação, foi simulado o cenário futuro de uso da terra para o ano 2015, mantendo o intervalo de vinte anos. Ambas as bacias hidrográficas apresentaram redução das áreas florestais (florestas mistas, decíduas e sempre-verdes) em favor do aumento das áreas agrícolas, urbanas e de cursos d'água (reservatórios), sobretudo em função do aumento da densidade populacional. Na bacia do Rio Brahmaputra, os fatores relacionados à população (população total, densidade demográfica, número de estabelecimentos e população trabalhadora) foram os mais importantes direcionadores da conversão da terra para cultivos agrícolas. Já na bacia do Rio Mahanadi, os principais fatores responsáveis pelo aumento das áreas agrícolas estão relacionados à distância dos cursos d'água e das florestas, enquanto os fatores proximidade das cidades, densidade demográfica e taxa de alfabetização foram responsáveis pelo crescimento das áreas urbanas (BEHERA et al., 2018).

No Brasil, além do trabalho de Barreto et al. (2013), os modelos CLUE foram aplicados em diferentes localidades e em várias escalas espaciais. Tornquist e Silva (2019) utilizaram o modelo CLUE-S na modelagem do uso futuro da terra em 2034 a partir das condições de uso do ano 2015 na bacia hidrográfica do Arroio Marrecas, Caxias do Sul – RS, cuja área é de 5.649 ha. Três cenários futuros foram simulados: pessimista (aumento das áreas de culturas anuais, silvicultura/fruticultura e urbana, com redução das áreas florestais), produtivista (aumento das culturas anuais em 7,5 % ao ano, contra 5 % ao ano no cenário anterior, e das áreas urbanas) e conservacionista (redução das culturas anuais e silvicultura/fruticultura em favor das pastagens). Os fatores direcionadores da alocação espacial foram a altimetria, hipsometria, distâncias da zona urbana, rodovias e estradas de terra e tipos de solo.

A alocação espacial do uso da terra foi determinada principalmente pelo tipo de solo e, secundariamente, pela altitude e declividade. A classe silvicultura/pomar, entretanto, foi alocada próxima aos rios e distante das rodovias em áreas adjacentes às já existentes, contrariando os coeficientes determinados na regressão logística, isso porque essas áreas não foram priorizadas na alocação espacial de outras classes de maior probabilidade de ocorrência, como as culturas anuais e pastagens.

Os autores argumentaram que a relação do uso da terra com os fatores direcionadores da alocação espacial é dependente da escala de trabalho, e que o modelo tem limitações na análise dos impactos de fatores de curta duração que afetam o uso da terra, como políticas públicas de incentivo a um produto agrícola específico durante poucos anos, iniciativas conservacionistas, entre outros (TORNQUIST; SILVA, 2019).

Galharte, Villela e Crestana (2014) simularam a alocação espacial de dois cenários futuros de uso da terra para o ano 2025 a partir das condições de uso do ano 2011 na microbacia hidrográfica do Ribeirão das Guabirobas, localizada em São Carlos – SP e municípios adjacentes com área de 5.146 ha, com o modelo CLUE-S, e estimaram a produção de sedimentos na bacia hidrográfica por meio do modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*). Os dois cenários simulados foram expansão da lavoura de cana-de-açúcar e expansão do cultivo de laranja. As demandas de área dos cenários foram obtidas por regressão linear seguindo tendências de usos passados, e os fatores direcionadores que influenciaram a probabilidade de alocação espacial foram o custo de distância às usinas sucroalcooleiras, a densidade populacional rural, a distância aos rios, a hipsometria, a renda per capita, as temperaturas mínima e máxima e a precipitação.

Como os Latossolos dominam amplamente a paisagem da bacia hidrográfica, as classes de solo não constituíram fator significativo na explicação da alocação espacial. Em relação às simulações com o modelo SWAT, o cenário de aumento da cana-de-açúcar apresentou maior produção de sedimentos que o cenário de aumento do cultivo de laranja. No primeiro cenário, a área cultivada por eucalipto era maior que no segundo cenário, embora inferior à do cenário base, o que também justifica a maior produção de sedimentos naquele cenário (GALHARTE; VILLELA; CRESTANA, 2014).

Uma consequência direta das mudanças no uso da terra que justifica o emprego da modelagem e criação de cenários futuros de uso é o aumento ou redução da suscetibilidade de uma região aos processos erosivos, responsáveis pela degradação do solo, redução de sua fertilidade e produtividade agrícola, assoreamento dos rios, entre outros impactos negativos ao ambiente. Por integrar os objetivos desta pesquisa, a erosão do solo, seus tipos, agentes causadores e dimensão do processo no Brasil serão abordados a seguir.

1.3 Erosão do solo

1.3.1 Processos erosivos e degradação do solo: fatores, formas e dinâmica

A erosão do solo consiste de uma série de transferências de energia e matéria provocadas por um desequilíbrio do sistema água/solo/cobertura vegetal, que resultam na perda progressiva de solo. A energia da chuva é aplicada à superfície do terreno e, após o limite de resistência ao cisalhamento ser ultrapassado, iniciam-se as transferências de matéria por processos de desestabilização de agregados do solo, de movimentação e transporte de partículas e de sedimentação em zonas mais rebaixadas do relevo. A atuação desse conjunto de ações promove a remoção da camada superficial e mais fértil do solo e, posteriormente, dos seus horizontes subsuperficiais (MAFRA, 2005).

A erosão natural do solo, também denominada erosão geológica, é tão antiga quanto a história do planeta Terra e se manifesta como uma ocorrência normal dos processos de modificação da crosta terrestre. Esse processo é demorado e benéfico, já que a partir dele foram formadas as colinas, planícies extensas e vales férteis. Sendo mantido o equilíbrio natural, o processo se desenvolve com um ritmo tal que a remoção de partículas se equilibra, em termos gerais, com a formação de um novo solo. No entanto, quando o homem destrói os anteparos naturais retirando a vegetação protetora e rompendo a superfície do solo com o arado para semear espécies vegetais úteis às suas necessidades de alimentação e abrigo, entre outras intervenções, repetindo o processo frequentemente, promove a aceleração dos processos erosivos, deixando-os agir livremente. Nessa condição de desequilíbrio, a natureza continua transformando a rocha em solo com a mesma lentidão, mas a espessura de solo que levou vários séculos para ser formada pode ser removida em poucos anos em um terreno declivoso e mal protegido (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005).

Entre os principais fatores condicionantes da aceleração do processo erosivo em áreas agrícolas, provocados pelo homem, destacam-se a substituição da vegetação natural pelos agrossistemas e demais usos, o manejo incorreto dos solos, a exploração inadequada de terras marginais, a pressão de ocupação da terra por usos competitivos, o uso intensivo das terras com potencial natural de erosão

elevado e, sobretudo, a falta de planejamento da ocupação (WEILL; PIRES NETO, 2007).

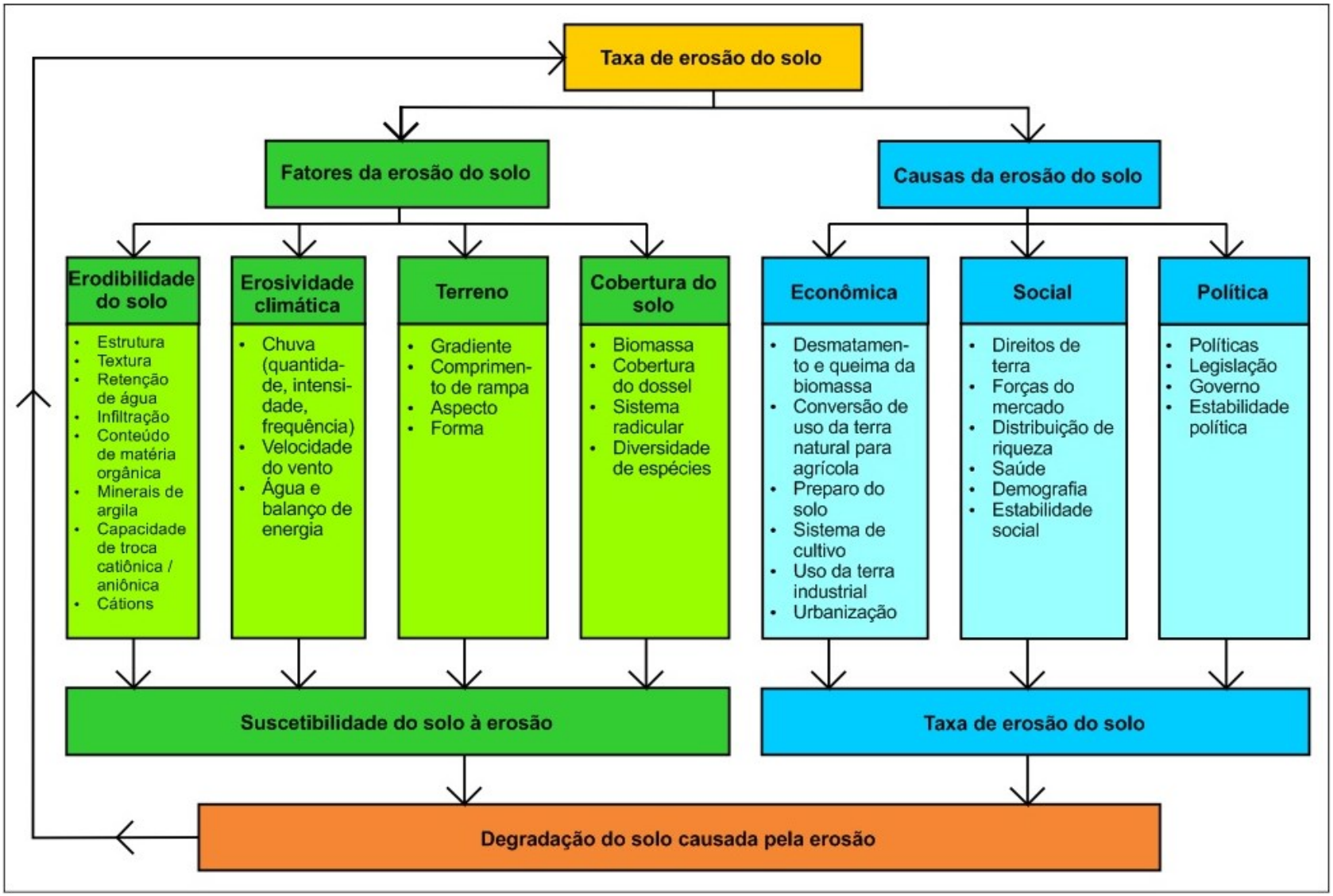
De acordo com Lal (2001), a erosão do solo é controlada por quatro fatores biofísicos (características do solo, clima, relevo e cobertura do solo) e pela interação entre eles, que determina sua suscetibilidade ao processo erosivo. As taxas reais de erosão, no entanto, são influenciadas por causas sociais, econômicas e políticas, que podem determinar o tipo de uso e manejo do solo e determinar a severidade da degradação do solo pela erosão, conforme abordado na Figura 6. Fatores como agricultura de subsistência, pobreza, subnutrição, instabilidade política e alta pressão demográfica podem, por exemplo, induzir ao aumento das taxas de erosão em uma região ou país, mesmo em condições de baixa suscetibilidade ao processo erosivo resultante da interação entre seus fatores biofísicos.

Em outras palavras, os fatores controladores da erosão são aqueles que determinam as variações em suas taxas, e em decorrência da interação entre eles, certas áreas erodem mais do que outras. São eles a erosividade da chuva, as propriedades do solo, as características das encostas e a natureza da cobertura vegetal. Os processos erosivos podem ainda ser apressados ou retardados pela intervenção do homem (GUERRA, 2005).

A chuva é o agente responsável pela energia necessária à ocorrência da erosão hídrica, tanto pelo impacto direto das gotas sobre a superfície do solo quanto pela sua capacidade de gerar escoamento superficial. O volume total anual de chuva tem pouca relevância na análise do processo de ocorrência da erosão, sendo muito importantes neste as características das gotas de chuva (distribuição do tamanho, velocidade de queda, número, energia cinética e “momento”, que compreende o produto entre a massa e a velocidade de queda), bem como a intensidade, a duração e a frequência da chuva. O conjunto dessas características é conhecido como **erosividade da chuva**, que constitui sua capacidade de provocar erosão (PRUSKI, 2009).

A **erodibilidade do solo** expressa sua susceptibilidade à erosão, ou o seu comportamento diante do processo erosivo, “constituindo uma propriedade intrínseca que depende da capacidade de infiltração e de armazenamento da água e das forças de resistência do solo à ação da chuva e do escoamento superficial” (PRUSKI, 2009, p. 45).

Figura 6. Fatores e causas da degradação do solo por erosão



Fonte: Lal (2001).
Modificado por: Demarchi (2017).

De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (2005), as propriedades físicas do solo, assim como suas características químicas e biológicas, conferem a ele maior ou menor resistência à ação da água. A textura, ou tamanho das partículas, influi na desagregação e no seu arraste pela erosão. Solos arenosos possuem espaços porosos grandes e podem absorver chuvas de pequena intensidade, mas devido à baixa proporção de partículas argilosas e à menor força de coesão entre as partículas, podem ser totalmente arrastados pela enxurrada, a despeito do seu maior peso. Já os solos argilosos têm espaços porosos bem menores e menor infiltração da água. Produzem maior escoamento superficial, mas a força de coesão das partículas é maior, o que faz sua resistência à erosão aumentar. A estrutura do solo possui dois aspectos fundamentais relacionados à erosão: a propriedade físico-química da argila, sobretudo da caulinita, que faz com que os agregados permaneçam estáveis em presença de água, e a propriedade biológica, causada pela matéria orgânica em estado de ativa decomposição. Tais propriedades conferem estabilidade aos agregados, promovem a redução da enxurrada e maior resistência ao processo erosivo. A estrutura pode ser preservada pelo manejo adequado do solo.

Outras propriedades que exercem influência na erodibilidade do solo são o conteúdo de matéria orgânica, que promove agregação, arejamento e aumento da retenção de água; a profundidade do solo e as características do subsolo, que regulam sua capacidade de armazenamento de água; a relação de dispersão da argila e silte em água sobre o conteúdo total destas partículas; a relação de coloides com equivalentes de unidade (porcentagem de água retida no solo submetido a uma força centrífuga mil vezes maior que a gravidade), e a relação de erosão (produto entre os dois índices anteriores) (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005). Guerra (2005) destaca ainda como fator controlador da erodibilidade a densidade do solo, que está relacionada à sua maior ou menor compactação e, apesar de poder aumentar em várias circunstâncias, é afetada principalmente pela agricultura em razão da redução do conteúdo de matéria orgânica e do uso de máquinas agrícolas. A densidade do solo está relacionada de maneira inversa à sua porosidade, que determina a infiltração da água no solo.

Em suma, de acordo com Pruski (2009), quanto menores forem a estabilidade dos agregados do solo, sua capacidade de infiltração de água, a presença de material cimentante (matéria orgânica e óxidos de ferro e alumínio), e maiores os

seus conteúdos de silte e areia, mais susceptível será esse solo ao processo erosivo em razão da pequena resistência oferecida ao desprendimento de partículas durante a precipitação.

Guerra e Botelho (2001) discorreram sobre a suscetibilidade à erosão das principais classes de solo do Brasil. Segundo os autores, as três classes de solo predominantes na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos apresentam graus distintos de suscetibilidade. Os Latossolos, caracterizados pela boa permeabilidade e drenabilidade, profundidade elevada e baixa relação textural B/A (pouca diferenciação no teor de argila do horizonte A para o B), são em geral bastante resistentes à erosão. Os Argissolos, apesar das características de agregação e estruturação (horizonte Bt em blocos angulares ou subangulares), apresentam maior suscetibilidade à erosão devido ao gradiente textural B/A da fração argila significativo, que constitui um obstáculo à infiltração da água ao longo do perfil, tendo sua permeabilidade reduzida no horizonte Bt e favorecendo o escoamento superficial e o subsuperficial na zona de contato entre os horizontes. A suscetibilidade à erosão será tão mais intensa quanto maiores forem as descontinuidades texturais e estruturais ao longo do perfil. Já os Nitossolos possuem baixo gradiente textural entre os horizontes A e B e porosidade elevada, o que possibilita, na maioria dos casos, uma boa permeabilidade apesar da textura pesada (argilosa ou muito argilosa). No entanto, em casos de drenagem moderada ou imperfeita e localização em terrenos mais declivosos, têm sua suscetibilidade à erosão elevada.

O papel das **encostas** (e do relevo em geral) como fator controlador da erosão está relacionado à sua amplitude, à inclinação das vertentes e à sua forma. A amplitude das formas de relevo determina a energia potencial atuante e a capacidade do agente erosivo de realizar o trabalho de destacamento e transporte do material erodido. Quanto maior o desnível em relação ao nível de base local, maior será a capacidade dos agentes erosivos de desagregação e transporte ao longo da vertente. Em relação à circulação da água pluvial, nos topos e relevos mais aplanados e de cimeira predominam processos de infiltração, enquanto nos terrenos mais inclinados prevalecem o escoamento superficial e/ou subsuperficial das águas. A inclinação e o comprimento das encostas determinam a velocidade de escoamento das águas superficiais, que cresce com o aumento da declividade e do comprimento de rampa. As formas das vertentes (côncava, retilínea e convexa), por

sua vez, definem o tipo de escoamento superficial, sendo que as encostas de contorno convexo são geralmente distribuidoras de água e as encostas de contorno côncavo são coletoras de água, produzindo escoamento concentrado (WEILL; PIRES NETO, 2007).

A relação entre o grau de declive do terreno, o volume e a velocidade das enxurradas é apresentada por Ayres (1936) apud Bertoni e Lombardi Neto (2005, p. 56) a partir de alguns princípios de hidráulica:

> (...) (a) a velocidade da água varia com a raiz quadrada da distância vertical que ela percorre, e a sua energia cinética, de acordo com o quadrado da velocidade; a energia cinética é a capacidade erosiva. Assim, se o declive do terreno aumenta quatro vezes, a velocidade de escorrimento da água aumenta duas vezes e a capacidade erosiva quadruplica; (b) a quantidade de material que pode ser arrastado varia com a quinta potência da velocidade de escorrimento; (c) o tamanho das partículas arrastadas varia com a sexta potência da velocidade de escorrimento. Assim, se duplicarmos a velocidade de escorrimento, a quantidade de material que pode ser transportado aumenta 32 vezes, e o tamanho das partículas que podem ser transportadas aumenta 64 vezes.

No tocante à **cobertura vegetal**, ela constitui a defesa natural do solo contra a erosão e seu efeito pode ser assim resumido:

> *(a)* proteção direta contra o impacto das gotas de chuva; *(b)* dispersão da água, interceptando-a e evaporando-a antes que atinja o solo; *(c)* decomposição das raízes das plantas que, formando canalículos no solo, aumentam a infiltração da água; *(d)* melhoramento da estrutura do solo pela adição de matéria orgânica, aumentando assim sua capacidade de retenção de água; *(e)* diminuição da velocidade de escoamento da enxurrada pelo aumento do atrito na superfície. (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005, p. 59).

Lepsch (2011) argumenta que devido à absorção da água da chuva, as plantas secam a parte mais superficial do solo, o que faz a taxa inicial de infiltração aumentar. Pruski (2009) acrescenta que a incidência direta da radiação solar sobre a superfície do solo, decorrente da retirada da cobertura vegetal, pode destruir a matéria orgânica e os microorganismos do solo em uma camada de aproximadamente 5 cm.

Além da cobertura vegetal, o autor destaca a importância dos sistemas de preparo e manejo agrícola do solo na prevenção do processo erosivo. Esses sistemas devem propiciar maior capacidade de infiltração da água e manter as maiores cobertura e rugosidade possíveis da superfície, não apenas para garantir a

dissipação da energia associada ao escoamento, mas também para aumentar a capacidade de armazenamento de água na superfície e no perfil do solo (PRUSKI, 2009). De acordo com Vasquez e Winck (2014), esses requisitos não são cumpridos pelos sistemas agrícolas convencionais que têm como prática a aração e a gradagem do solo. No preparo convencional, a mecanização incorpora o material orgânico da superfície e remove sua proteção física, quebra os agregados maiores, pulveriza o solo e diminui a proporção de macroporos em relação aos microporos. Como consequências, a taxa de infiltração da água da chuva é reduzida, a decomposição da matéria orgânica se acelera, comprometendo a formação e estabilização dos agregados, e o risco de erosão aumenta.

A ação e interação entre os fatores controladores dá origem a três formas básicas de erosão: a laminar, as ravinas e as voçorocas. A literatura ainda considera a erosão pelo impacto da chuva ou salpico, que corresponde ao início do processo erosivo, a quarta forma de erosão.

A **erosão por salpico (*splash*)** é resultado das forças causadas pelo impacto das gotas de chuva sobre o solo (GUERRA, 2005). Este impacto promove o desprendimento das partículas de solo, o transporte por salpicamento das partículas desprendidas, além de imprimirem energia à água da superfície em forma de turbulência. A água que escorre pela superfície exerce ação transportadora de partículas desprendidas, sobretudo nos minutos iniciais do processo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005). A energia do impacto das gotas de chuva pode também quebrar os agregados existentes no solo, formando crostas em sua superfície e promovendo seu selamento, o que dificulta a infiltração da água, aumentando consequentemente o escoamento superficial. Depois de formadas, as crostas podem provocar a redução da ação erosiva das gotas de chuva que encontrarão uma superfície mais resistente, mas a remoção de sedimentos para dentro do fluxo de água pode crescer à medida que aumenta a velocidade do *runoff*. Todo esse processo muda o sistema erosivo de elevada remoção / baixo transporte antes de ocorrer o escoamento superficial, para baixa remoção / elevado transporte durante a fase de escoamento (GUERRA, 2005).

A **erosão laminar**, entressulcos ou em lençol, é resultado do desprendimento de partículas pelo impacto das gotas de chuva e constitui a fase inicial da erosão hídrica, responsável pela remoção de camadas delgadas da superfície do solo (PRUSKI, 2009). O material liberado pela erosão laminar apresenta maior

concentração de partículas mais finas, em especial de argila, em relação à granulometria do solo original, pois a energia associada ao fenômeno é suficiente apenas para transportar as partículas mais leves, que se mantêm suspensas e propícias ao deslocamento mesmo em quantidades limitadas de água (WEILL; PIRES NETO, 2007). De acordo com Lepsch (2011), a erosão laminar não é percebida pela maioria dos agricultores e pecuaristas, que consideram natural a remoção de finas lâminas do solo e não adotam medidas de proteção do solo e controle da enxurrada para contê-la. Entretanto, o processo erosivo é constante e não necessita de um fluxo concentrado de água para se formar, atingindo áreas extensas de maneira contínua e podendo evoluir para erosão em sulcos.

As **ravinas** ou sulcos resultam do processo de destacamento e transporte de solo devido à ação da enxurrada ou do escoamento superficial concentrado. Esta forma de erosão, visível em campo em razão dos sulcos mais ou menos profundos que produz, é função do volume da enxurrada, que decorre não apenas da intensidade da precipitação, mas da posição na paisagem, do tipo de solo, da cobertura vegetal e do comprimento e declividade da encosta. Vertentes curtas estão associadas à erosão laminar, mas à medida que se alongam, a erosão em sulcos passa a ser dominante. Dado o grande volume de escoamento e sua velocidade, o material erodido apresenta granulometria semelhante à do solo original, não se restringindo às partículas mais finas (WEILL; PIRES NETO, 2007).

Em sua fase inicial, as ravinas podem ser desfeitas pelas operações normais de preparo do solo, mas em estágio mais avançado, atingem profundidade tal que interrompem o trabalho de máquinas agrícolas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005), podendo evoluir para formas mais extensas e profundas.

As **voçorocas** são feições erosivas relativamente permanentes nas encostas, caracterizadas pelas paredes laterais íngremes, fundo chato e fluxo de água em seu interior durante os eventos chuvosos. Algumas vezes, elas se aprofundam tanto que atingem o lençol freático. Estão associadas aos processos de erosão acelerada e, portanto, com a instabilidade na paisagem. São quase sempre causadas pelo desmatamento, pelo uso agrícola da terra, pelo superpastoreio e pelas queimadas, associados às características das chuvas e às propriedades do solo, mas têm origens variadas, podendo evoluir pela ação erosiva das águas na base e nas laterais das ravinas, alargando-as e aprofundando-as, causando um verdadeiro colapso de material tanto nas laterais quanto nas partes superiores, em direção ao

seu topo. Parte do material erodido é transportada e depositada em áreas mais baixas ou em algum canal fluvial próximo. Algumas voçorocas têm sua origem na erosão causada pelo escoamento subsuperficial da água, e outras a partir de antigos deslizamentos de terra que deixam cicatrizes nas paredes laterais íngremes das encostas, sendo formadas pelo escoamento superficial concentrado das águas de chuvas subsequentes dentro da cicatriz (GUERRA, 2005).

A distinção entre ravinas e voçorocas segue critérios dimensionais ou genéticos. Pelo critério dimensional, as ravinas seriam incisões de até 50 cm de largura e profundidade e acima desses valores seriam denominadas voçorocas. Para o Instituto Paulista de Tecnologia, no entanto, as ravinas seriam canais criados pela ação do escoamento superficial, e as voçorocas, canais esculpidos pelo afloramento do lençol freático (WEILL; PIRES NETO, 2007). Esses autores defendem o critério dimensional, de modo a diferenciar os estágios sulco-ravina-voçoroca e sua evolução no tempo, além de evitar o problema de considerar como ravina as incisões profundas superiores a dez metros e não associadas ao afloramento do lençol freático.

As consequências do processo erosivo são de ordem agrícola e ambiental e entre elas se destacam a redução da fertilidade do solo, a criação de ravinas e voçorocas, a deterioração das áreas agrícolas, o assoreamento de rios e lagos pelo material erodido das bacias hidrográficas, a contaminação das águas dos rios pelos defensivos agrícolas impregnados nas partículas transportadas pela água em áreas agrícolas, o desaparecimento de mananciais, a acentuação dos efeitos de inundações, entre outros impactos ambientais (GUERRA, 2005).

Merten e Minella (2013) estimaram a taxa de erosão atual em terras agrícolas no Brasil em 847 milhões de toneladas por ano, das quais 50 % ocorrem em pastagens degradadas, 13 % em áreas cultivadas por cana-de-açúcar, 8,5 % por soja, 6 % por milho e 6,5 % em áreas de pastagens não degradadas. No Estado de São Paulo, estima-se que 80% da área cultivada esteja sofrendo processos erosivos, causando uma perda de mais de 200 milhões de toneladas de solo por ano, sendo que 70% deste volume chega aos mananciais na forma de sedimentos transportados, causando assoreamento e poluição. O Estado possui também aproximadamente 220 mil quilômetros de estradas não pavimentadas, as quais são responsáveis por 50 % do solo carreado aos mananciais e 70 % das erosões existentes (ZOCCAL, 2007).

1.3.2 Modelagem de erosão e aporte de sedimentos com o modelo WaTEM/SEDEM

O WaTEM/SEDEM (*Water and Tillage Erosion Model / Sediment Delivery Model*, ou Modelo de Erosão pela Água e Preparo do Solo / Modelo de Aporte de Sedimentos) é um modelo espacialmente distribuído desenvolvido pelo Grupo de Pesquisa em Geografia Física e Regional da Universidade Católica de Leuven (KU Leuven), na Bélgica (VAN OOST; GOVERS; DESMET, 2000; VAN ROMPAEY et al., 2001), capaz de predizer as taxas anuais de perda de solo e deposição de sedimentos por erosão hídrica, além do aporte de sedimentos na saída da bacia hidrográfica, a partir de valores médios anuais dos parâmetros de entrada (VERSTRAETEN et al., 2002). O modelo leva em consideração a estrutura da paisagem, englobando os efeitos do uso da terra e dos limites dos campos agrícolas. O uso da terra determina a erodibilidade e a estrutura hidrológica das unidades de terra, enquanto os limites das áreas agrícolas regulam a conectividade (transferência de solo erodido e escoamento superficial) entre tais unidades (VAN OOST; GOVERS; DESMET, 2000).

O modelo WaTEM/SEDEM é estruturado em três componentes: avaliação da taxa de erosão média anual, avaliação da capacidade média anual de transporte de sedimentos dos pixels e algoritmo de roteamento de sedimentos, que redistribui o sedimento produzido sobre a bacia hidrográfica levando em consideração sua topologia e o padrão espacial da capacidade de transporte (VAN ROMPAEY et al., 2001). O componente de erosão consiste em uma versão adaptada da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) (RENARD; MEYER; FOSTER, 1997), ou seja:

$$E = R * K * L * S * C * P \quad (4)$$

Em que: E é a perda de solo média anual ($kg.m^{-2}.ano^{-1}$); R é o fator erosividade da chuva ($MJ.mm.m^{-2}.h^{-1}.ano^{-1}$); K é a erodibilidade do solo ($kg.ha.MJ^{-1}.mm^{-1}$); L é o comprimento da encosta; S é a declividade do terreno; C o fator de uso e manejo da cultura; e P o fator de práticas de controle da erosão.

Para adaptar o modelo à paisagem bidimensional, o comprimento da encosta (fator L) foi substituído pela área de contribuição a montante do pixel, cujo procedimento de determinação segue a metodologia de Desmet e Govers (1996).

A capacidade de transporte de sedimentos média anual (TC), que corresponde à máxima massa de solo que pode sair do pixel por unidade de comprimento do pixel a jusante (kg.m^{-1}), é dada por:

$$TC = K_{TC} * E_{PR} \quad (5)$$

Em que: K_{TC} corresponde ao coeficiente de capacidade de transporte (m) e E_{PR} é o potencial de erosão em sulcos (kg.m^{-2}.ano^{-1}).

Considerando que E_{PR} resulta da diferença entre o potencial de erosão total (produto entre os fatores R, K, L e S) e o potencial de erosão entressulcos, e combinando as equações, a capacidade de transporte é dada por (SHI et al., 2012; DIDONÉ; MINELLA; EVRARD, 2017):

$$TC = K_{TC} * R * K * (LS - 4{,}12 * S^{0,8}) \quad (6)$$

Os valores de K_{TC} para os diversos usos e condições de cobertura da terra são determinados por meio de calibração.

A transferência dos sedimentos erodidos da fonte para a rede de drenagem é realizada por meio de um algoritmo de fluxo múltiplo, que determina o caminho do fluxo da vertente em direção à drenagem. Para cada pixel, os sedimentos recebidos dos pixels a montante são somados à quantidade de sedimentos produzida nele. Se o total de sedimentos for inferior à capacidade de transporte, todo o sedimento é transferido para jusante. Se a soma excede a capacidade de transporte, a saída de sedimentos do pixel é limitada a esta capacidade, o que reduz a taxa de erosão. Caso a capacidade de transporte seja inferior à entrada de sedimentos, há deposição de sedimentos no pixel (VAN ROMPAEY et al., 2001). Ao atingir o rio, o sedimento é direcionado ao exutório da bacia, já que o modelo não leva em consideração a erosão/deposição no canal de drenagem nem em suas margens (KEESSTRA et al., 2009). O WaTEM/SEDEM produz um mapa representando a quantidade de erosão ou de deposição de sedimentos em cada pixel e calcula a quantidade de sedimentos que atinge a rede de drenagem e é aportada na saída da

bacia. Este dado é expresso em valores totais ($t.ano^{-1}$) ou relativo à área da bacia ($t.ha^{-1}.ano^{-1}$).

Por ser um modelo espacialmente distribuído de escala temporal anual utilizado na predição dos processos de erosão, deposição e aporte de sedimentos, o modelo WaTEM/SEDEM agregou parâmetros de um modelo físico baseado em eventos, como a capacidade de transporte de sedimentos, a um modelo empírico de longo prazo, a RUSLE, que estima as perdas anuais de solo por erosão (VAN ROMPAEY et al., 2005).

De acordo com Merritt, Letcher e Jakeman (2003), os modelos físicos baseiam-se na solução de equações físicas fundamentais que descrevem a geração de escoamento superficial, sedimentos e nutrientes associados em uma bacia hidrográfica. Por serem mais complexos, esses modelos exigem um grande número de parâmetros, geralmente de diferentes naturezas, que implicam a necessidade de calibração a partir de dados medidos e aumentam sua incerteza quanto aos valores medidos e ao desempenho do modelo.

Os modelos empíricos ou estatísticos, por sua vez, são baseados primeiramente nas análises de observações na tentativa de representar as respostas dos dados observados. São mais simples e menos exigentes computacionalmente que os modelos de base física ou conceitual, demandam menor número de variáveis e possuem nível elevado de agregação espacial e temporal. Sendo um modelo empírico incorporado ao WaTEM/SEDEM, a RUSLE não leva em consideração o processo físico de desprendimento e transporte de partículas de solo, mas discrimina a significância dos fatores que regem o processo erosivo e que constituem suas variáveis (AMORIM; SILVA; PRUSKI, 2009).

Segundo Merritt, Letcher e Jakeman (2003), as principais críticas que se fazem aos modelos empíricos se devem ao fato de adotarem suposições irreais sobre a física do sistema, ignorando a heterogeneidade das contribuições e das características da bacia hidrográfica, como a precipitação e características do solo, e por desconsiderarem a não linearidade dos processos envolvidos. Amorim, Silva e Pruski (2009) afirmam que esses modelos são baseados na suposição de estacionaridade, ou seja, supõem que dadas condições físicas permanecem imutáveis durante o período de estudo, o que limita sua aplicação na predição do efeito das mudanças nas características das bacias hidrográficas. Essas críticas são válidas, mas os modelos mais complexos e dinâmicos podem não apresentar melhor

desempenho que os empíricos quando os dados meteorológicos e de discretização da heterogeneidade espacial do solo e das outras variáveis são insuficientes.

De acordo com Pandey et al. (2016), embora praticamente não exista um modelo cem por cento físico, uma vez que as equações que descrevem os processos físicos individuais são baseadas em suposições e abordagens empíricas/conceituais, os modelos físicos espacialmente distribuídos podem ser utilizados para identificar áreas críticas de produção de sedimentos e escoamento superficial nas bacias hidrográficas com maior acurácia que os demais modelos, e a grande quantidade de parâmetros requerida possibilita um melhor ajuste dos dados observados e resultados mais confiáveis nas simulações realizadas.

Para os autores, um modelo desejável deve satisfazer os requisitos de aceitabilidade universal, confiabilidade, robustez, facilidade de uso com o mínimo de dados e capacidade de levar em consideração as mudanças no uso da terra, clima e práticas de conservação do solo. Os autores revisaram cinquenta modelos físicos de erosão, hidrológicos e/ou de transporte de sedimentos, entre eles o WaTEM/SEDEM, e enumeraram suas forças e limitações, sendo as forças: a exigência de poucos dados de entrada, a interface amigável, a capacidade de simular o efeito das técnicas de conservação do solo e das mudanças no uso da terra para a gestão integrada das bacias hidrográficas e a possibilidade de modelar a erosão hídrica e a provocada pelo preparo do solo, além de ser um modelo espacialmente distribuído. Como limitações, os autores citaram a necessidade de informações detalhadas sobre uso da terra e do uso de modelo digital de elevação de alta resolução como pré-requisito para a obtenção de bons resultados, o que limita sua aplicação em grandes bacias (PANDEY et al., 2016).

Embora o modelo WaTEM/SEDEM combine a natureza empírica da RUSLE, da conectividade e da eficiência de retenção de sedimentos nas parcelas, com a modelagem física da capacidade de transporte de sedimentos, obtida por calibração, a opção pelo seu uso em detrimento de outros modelos mais robustos como o EROSION-3D, o openLISEM e o SWAT, se deu pela sua simplicidade e pela possibilidade de determinar e/ou mapear todos os seus parâmetros, além de realizar as medições de vazão e concentração de sedimentos em suspensão em campo para a calibração.

Ademais, esta pesquisa adaptou o modelo concebido para predizer a erosão, deposição e aporte de sedimentos na escala anual para a estimativa por evento de

chuva intensa, abordagens já realizadas pelos demais modelos supracitados. Embora sua calibração demande o conhecimento do peso total de sedimentos exportado da bacia hidrográfica e o modelo desconsidere a estrutura temporal do hidrograma de cheia e do aporte de sedimentos, esperou-se obter calibrações adequadas para a validação em condições distintas de uso da terra e manejo do solo, que garantam sua repetibilidade, além de testar sua capacidade de modelar os processos erosivos na escala de evento de chuva.

Ressalta-se ainda a quase total ausência de aplicação do modelo WaTEM/SEDEM no Brasil e em outros países tropicais. Os trabalhos abordados a seguir foram todos realizados em regiões temperadas, cujas características climáticas e do solo são distintas das brasileiras, e a única utilização no Brasil foi a pesquisa de Didoné, Minella e Evrard (2017), realizada no estado do Rio Grande do Sul e na escala anual.

O modelo WaTEM/SEDEM foi aplicado ao estudo de erosão e produção de sedimentos com relativo sucesso em áreas agrícolas em diferentes países e escalas. Além da pesquisa em bacias hidrográficas da Bélgica para desenvolvimento e calibração do modelo, foi utilizado por Jordan et al. (2005), que realizaram análise histórica da bacia Kali, área de contribuição importante do Lago Balaton, na Hungria, e constataram que apesar da redução no processo erosivo na bacia mais acentuado a partir do ano 1960, houve um aumento no aporte de sedimentos ao lago em função do processo de fragmentação da paisagem. Van Rompaey, Krasa e Dostal (2007) estudaram a bacia de drenagem Orlice, na República Tcheca, durante e após o fim do regime comunista, e verificaram uma redução na produção de sedimentos a partir dos anos 1990, quando as grandes propriedades agrícolas coletivas e fazendas do Estado foram desmembradas em propriedades menores e houve o abandono de parte das terras agrícolas, com o aumento das áreas de pastagem. Os cenários futuros simulados evidenciaram que o padrão espacial do uso e cobertura da terra pode ser mais eficiente no controle da erosão que as mudanças no uso da terra, como a conversão das áreas agrícolas em pastagem.

Keesstra et al. (2009) avaliaram a dinâmica dos processos erosivos nas sub-bacias dos rios Rokava e Alto-Dragonja, pertencentes à bacia do Rio Dragonja, sudoeste da Eslovênia, resultante das mudanças socioeconômicas ocorridas no país após a Segunda Guerra Mundial, caracterizadas pela redução populacional, abandono de campos agrícolas e ocorrência do reflorestamento natural de áreas

consideráveis das sub-bacias. O modelo WaTEM/SEDEM foi calibrado a partir de dados de vazão e concentração de sedimentos em suspensão medidos no ano 2002, e das taxas de sedimentação nos terraços inferiores, localizados 0,5 m acima dos canais de drenagem, estimadas em 20 e 30 % de perdas de sedimentos durante o transporte. Mantidos constantes os fatores da RUSLE, sobretudo a erosividade da chuva e os coeficientes de transporte kTc, e alterado o fator C, observou-se em todos os cenários simulados e em ambas as sub-bacias a redução do aporte de sedimentos, sobretudo no período 1954-1975, e a estabilização das taxas de erosão e sedimentação até o ano 2002, com pequena redução ao longo do período. Calibradas a partir da concentração de sedimentos em suspensão nos cursos d'água, a sub-bacia do Alto-Dragonja apresentou redução de 76 % no aporte de sedimentos no período 1954-2002, enquanto na sub-bacia do rio Rokava a redução foi de 53 %, já que esta sub-bacia possui relevo de menor declividade e está localizada mais próxima a algumas cidades locais, o que facilita sua ocupação agrícola.

Shi et al. (2012) analisaram por meio do modelo WaTEM/SEDEM os efeitos da implantação do programa de manejo integrado de pequenas bacias hidrográficas na bacia do Rio Wangjiaqiao, nas proximidades da Usina de Três Gargantas, na China, e verificaram que as práticas de manejo dos cultivos e do solo promoveram a redução das taxas de erosão e o aumento da deposição de sedimentos, provocando a redução do aporte de sedimentos de 8,4 para 3,9 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$ no período de dez anos. Porém, as medidas de controle de sedimentos simuladas (lagoas de retenção de água e de sedimentos) tiveram desempenho inferior ao esperado na atenuação da produção de sedimentos.

Didoné, Minella e Evrard (2017) analisaram vários cenários de manejo do solo e práticas conservacionistas para o controle da erosão na bacia do Rio Conceição, no estado do Rio Grande do Sul, Brasil, amplamente dominada por cultivos agrícolas sob plantio direto. Os cenários simulados pelo modelo WaTEM/SEDEM evidenciaram que o sistema de plantio direto por si só não foi eficaz na redução da erosão e do aporte de sedimentos na saída da bacia, mas que conjugado a práticas conservacionistas como o plantio em nível, terraceamento e manutenção de áreas de preservação permanente cobertas com vegetação, reduziu o aporte de sedimentos no exutório da bacia em até 541 %.

Sheng e Fang (2014) analisaram a estrutura do modelo WaTEM/SEDEM e alguns estudos de caso de aplicação em bacias hidrográficas de diversos países do mundo. As principais vantagens do modelo enumeradas pelos autores são: ser um modelo espacialmente distribuído de estrutura relativamente simples, porém capaz de avaliar os efeitos e as contribuições de vários fatores nos processos de erosão e sedimentação; simular a produção de sedimentos em diferentes segmentos de rios de uma bacia hidrográfica e a retenção de sedimentos por corpos d'água como os açudes e reservatórios; a calibração é relativamente simples, exigindo o ajuste de apenas um parâmetro (o coeficiente de capacidade de transporte); utilizar poucos parâmetros; permitir a incorporação da estrutura da paisagem ou a organização espacial das diversas unidades de terra e sua conectividade, o que possibilita sua utilização no delineamento de áreas fontes de sedimentos na paisagem agrícola e na simulação do impacto de vários cenários de manejo integrado das bacias hidrográficas nas taxas e padrões de erosão do solo e de aporte de sedimentos.

As principais desvantagens do modelo apresentadas pelos autores são: a incapacidade de simulação do escoamento superficial e da deposição de sedimentos nas planícies de inundação; e a suposição de que todos os sedimentos que entram no canal do rio podem ser exportados da bacia, sem considerar fatores como a erosão no canal e nas margens e a erosão por gravidade (SHENG; FANG, 2014).

Como as características dos solos constituem fator condicionante dos processos erosivos que neles ocorrem, o conhecimento dos tipos de solos e de suas propriedades físicas, químicas e hídricas é fundamental para o estudo e a modelagem desses processos. Nesse contexto, serão abordados a seguir os métodos de levantamento e mapeamento de solos, com destaque para os métodos utilizados nesta pesquisa.

1.4 Levantamento de solos e fotopedologia

Um levantamento de solos é o inventário cartográfico da pedologia de uma parte da superfície terrestre. Consta de um mapa (com legendas resumidas) e de um texto com explicações detalhadas denominado relatório de levantamento. O mapa mostra a distribuição espacial dos solos e na legenda é indicada a composição das unidades de mapeamento em classes taxonômicas. Já o relatório

do levantamento traz uma descrição geral dos aspectos físicos da área mapeada, detalhes sobre a classificação dos solos, as descrições morfológicas e os dados relativos às análises de laboratório dos perfis representativos dos solos da região. Os levantamentos de solos obedecem a um sistema de classificação natural e sintetizam informações pertinentes à formação, constituição e distribuição geográfica de diferentes solos de uma localidade, revelando seus potenciais agrícolas, geotécnicos e ambientais (LEPSCH, 2011).

A identificação de solos em campo segue o paradigma “solo-paisagem”, cujos princípios são (HUDSON, 1992):

1. Dentro de uma unidade solo-paisagem, os cinco fatores de formação do solo (material parental, clima, organismos, relevo e tempo) interagem de forma única e, como resultado, todas as áreas da mesma unidade solo-paisagem tendem a desenvolver o mesmo tipo de solo. Em outras palavras, onde os cinco fatores de formação forem similares, é de se esperar que os solos sejam idênticos (LEPSCH, 2011);

2. Quanto mais diferentes duas unidades solo-paisagem adjacentes são, mais abrupta e notável será a descontinuidade separando-as. Portanto, seus limites serão mais facilmente definidos no mapeamento;

3. Quanto mais semelhantes duas unidades de paisagem são, mais similares tenderão a ser os solos associados;

4. Áreas adjacentes de diferentes unidades solo-paisagem têm relação espacial previsível uma com a outra. Por exemplo, uma área sempre está localizada acima de outra na paisagem, ou entre outra área e um rio;

5. Uma vez que o relacionamento entre os solos e as unidades de paisagem foi determinado para uma área, os tipos de solos do levantamento podem ser inferidos identificando a relação solo-paisagem característica, devendo o solo ser examinado diretamente apenas para validar tal relação, se necessário.

Hudson (1992) ainda afirma que o paradigma solo-paisagem é fortemente baseado no conhecimento tácito do pedólogo, ou seja, aquele proveniente de informações e técnicas adquiridas pela experiência, sobretudo a prática de campo.

As fotografias aéreas constituem importante fonte de informação em um levantamento de solos. A parte da Fotointerpretação que trata do estudo dos solos a partir de fotografias aéreas e imagens de satélite é denominada Fotopedologia (AMARAL; AUDI, 1972).

Partindo da premissa de que “solos são paisagens, assim como perfis”, Goosen (1967) esclarece que a fotointerpretação pode contribuir no levantamento de solos na análise dos aspectos espaciais e da paisagem dos solos, tais como o relevo, a declividade, a posição de uma mancha de solo com relação à outra e as condições de drenagem dos solos da paisagem. É essencial na compreensão da relação entre solo e paisagem e no planejamento preciso dos pontos de análise e descrição de perfis de solos em campo, reduzindo sua densidade, apesar de não eliminar tal necessidade.

Os três métodos utilizados na interpretação de fotografias aéreas para o levantamento de solos, segundo Goosen (1967), são:

- Análise de padrões: desenvolvido por Frost em 1960, consiste na identificação de grandes padrões regionais que servem para dividir a área em unidades de paisagem principais, seguido da análise de elementos padrões locais por meio de estereoscopia. Os elementos padrões são: forma do relevo, drenagem, características de erosão, vegetação, tonalidade fotográfica e características culturais. Este método requer o conhecimento completo da geomorfologia do local ou a representação adequada das formas de relevo em um guia ou chave para identificação de padrões e tipos de solos. Por esta razão, seu uso é recomendado apenas para áreas em que a história geomorfológica é conhecida, e a extrapolação de um padrão ou combinação de padrões em uma área desconhecida como indicador de certas condições dos solos não é adequada;

- Análise de elementos: preconizado por Buringh em 1960, este método consiste na análise de elementos individuais nas fotografias aéreas, baseado no princípio de que a maioria das características da superfície está de alguma maneira conectada com as condições do solo e com seus fatores de formação, este incluindo a atividade humana. Alguns elementos, como o relevo, têm conexão direta com os tipos de solo, enquanto outros têm relação indireta com eles, mas podem indicar mudança de tipo de solo na paisagem, a exemplo da vegetação. Os principais elementos utilizados na fotointerpretação e mapeamento de solos são: tipos de terras ou paisagens, relevo, forma das vertentes, condições da drenagem, sistemas de drenagem construtivos e destrutivos, vegetação natural, material parental, cor (tonalidade da foto) e uso da terra. A análise dos elementos é individual e, geralmente, exaustiva, e sua posterior análise conjunta possibilita a “convergência de evidências” no delineamento das unidades de mapeamento e de seus limites;

- Análise fisiográfica: desenvolvido por Butler, Goosen e Vink nas décadas de 1950 e 1960, baseia-se no conhecimento da relação entre fisiografia e solos e no reconhecimento de processos dinâmicos no lugar da análise de elementos estáticos. Os elementos são igualmente importantes, mas são utilizados inicialmente no entendimento dos processos fisiográficos da paisagem, ou seja, os fenômenos observados são traduzidos em termos dos processos que os originaram e/ou responsáveis por sua origem. Os principais processos fisiográficos são a erosão e a sedimentação, sendo também importantes os movimentos tectônicos, o vulcanismo e outros processos locais. Este método requer um elevado nível de conhecimento em fotointerpretação.

De acordo com Goosen (1967), o método de análise de padrões pode ser descrito como **abordagem de referência**, no qual o usuário se refere a um padrão de solos já estabelecido; o método de análise de elementos é conhecido como **abordagem pragmática** no sentido de ser mais instrutivo, fácil de ensinar e menos dependente da experiência do profissional; já o método de análise fisiográfica é também denominado **abordagem genética**, pois aborda os processos que dão origem às paisagens e aos solos. Na prática, é difícil diferenciar os três métodos e uma mistura das três abordagens pode ser usada, dependendo do tipo de levantamento a ser executado, do conhecimento prévio e da experiência do fotointérprete. Em um levantamento de reconhecimento de solos, por exemplo, pode ser utilizada inicialmente a análise fisiográfica para realizar a divisão fisiográfica da paisagem, seguida da análise de amostras da área pelo método da análise de elementos e, a partir dela, se estabelecem chaves de interpretação a serem utilizadas no mapeamento do restante da área (análise de padrões).

De acordo com Amaral e Audi (1972), os principais critérios utilizados pela Fotopedologia, em ordem decrescente de importância, são: relevo, drenagem, cabeceiras de erosão, vegetação natural, uso atual e tonalidade.

O **relevo** é o critério mais importante no levantamento de solo por meio da Fotopedologia. Os principais parâmetros utilizados para sua avaliação e diferenciação das unidades de solos são: tipo, que representa a relação entre infiltração e deflúvio da água pluvial (normal, quando infiltração é maior que deflúvio; excessivo, quando deflúvio é maior que infiltração, e subnormal, quando infiltração é igual ao deflúvio); classe de declividade (relevo plano – 0 a 3 %; suave ondulado – 3 a 8 %; ondulado – 8 a 20 %; forte ondulado – 20 a 45 % e montanhoso e escarpado

– maior que 45 %); forma da vertente (côncava, convexa ou plana); comprimento (longa, média ou curta); uniformidade (pouco uniforme, uniforme ou desuniforme) e gradiente (forte, moderado ou baixo) (DEMATTÊ et al., 2011).

Demattê, Rizzo e Bortoletto (2011) analisaram a relação entre solos de áreas retangulares e heterogêneas demarcadas em levantamento semidetalhado de solo na quadrícula de Piracicaba - SP e os parâmetros qualitativos e quantitativos do relevo. Aqueles foram obtidos por fotointerpretação, e estes a partir dos mapas hipsométrico e de declividade, gerados a partir dos dados SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) disponibilizados pela EMBRAPA. Os resultados mostraram que os solos bem drenados (Latossolos e Neossolos Quartzarênicos) possuem relevo de tipo normal e classe plana a suave ondulada. A uniformidade e o gradiente também são semelhantes entre estes dois tipos de solo, sendo diferenciados apenas na forma da vertente, convexa para os Latossolos e plana para os Neossolos Quartzarênicos. Os Argissolos e Neossolos Litólicos também apresentaram classificações parecidas (tipo excessivo, classe de declive ondulada ou forte ondulada, e comprimento de vertente médio), mas foram diferenciados na uniformidade e no gradiente, os quais são, respectivamente, pouco uniforme e forte a muito forte para os Neossolos, e uniforme e moderado para os Argissolos. O parâmetro declividade não diferenciou, por si só, as unidades de mapeamento. Apenas os Latossolos apresentaram declividades médias de 3 a 6 %, e máxima de 19,15 %. Em relação às altitudes, os Latossolos foram encontrados em locais mais altos, e as demais classes de solos não tiveram padrão definido quanto à sua variação.

A **rede de drenagem** é uma das características mais importantes do relevo a indicar diferenças entre solos e rochas, pois suas características advêm da integração de fatores associados ao relevo, clima, geologia, vegetação, textura e permeabilidade do solo. O padrão da rede de drenagem, definido como o arranjo espacial dos rios e seus afluentes, também tem sido amplamente utilizado na definição de zonas homólogas em estudos de segmentação do meio físico, como os levantamentos de solos (DEMATTÊ et al., 2011). A análise da rede de drenagem superficial fornece uma indicação sobre a relação infiltração/deflúvio, capacidade de infiltração, permeabilidade e textura dos materiais que ocorrem em uma área. Um padrão de drenagem bem desenvolvido (densidade de drenagem alta) indica a ocorrência de baixa infiltração e materiais relativamente pouco permeáveis,

enquanto a drenagem superficial escassa (baixa densidade) indica altas taxas de infiltração e permeabilidade, o que possibilita ao fotointérprete inferir sobre a composição do solo (DEMATTÊ, 2017).

De acordo com Demattê et al. (2011), os parâmetros qualitativos e quantitativos da rede de drenagem utilizados na diferenciação de unidades de solo em fotointerpretação são: tipo ou modelo (aspecto do conjunto de canais), grau de integração (caminhamento dos canais entre dois pontos, sendo maior a integração quanto mais curto for o caminhamento), densidade de drenagem (número de canais por unidade de área), grau de uniformidade (uma rede de drenagem é uniforme quando o padrão não se altera se examinado como um todo), grau de controle (presença de fatores que alteram o sentido normal da rede de drenagem), orientação (presença de aspectos direcionais no caminhamento descendente normal dos cursos d'água), angularidade (presença de mudanças abruptas no caminhamento dos canais) e ângulo de confluência (ângulo formado na foz de um tributário com o seu receptor). Em duas bacias hidrográficas hipotéticas de terceira ordem, a bacia que apresenta menor densidade de drenagem tende a apresentar relevo mais suave, solos mais profundos e permeáveis e maior resistência à erosão que a bacia de maior densidade de drenagem (DEMATTÊ, 2017).

O critério **cabeceiras de erosão** se preocupa em estudar as formas e dimensões dos sulcos em início de formação dos canais, moldados pela ação da água. Está bastante relacionado à drenagem e fornece informações seguras para a avaliação da textura do solo. Nesse sentido, os solos arenosos são mais facilmente erodidos em razão da falta de agregação, mas por serem mais pesados e de difícil transporte, tendem a formar canais mais profundos, menos largos e menos estreitos. Em materiais argilosos, como a desagregação e erosão são dificultadas pela agregação, mas o transporte é facilitado devido à menor massa, o entalhamento em profundidade é mais difícil e o lateral facilitado, resultando canais de formas mais suaves e seção transversal mais larga. Os solos siltosos, por sua vez, são de fácil desagregação e transporte, produzindo canais de entalhamento profundo e ataque lateral mais intenso (AMARAL; AUDI, 1972).

O critério **vegetação natural** é utilizado em poucas situações no mapeamento de solos, pois a vegetação natural, com raras exceções, já está devastada. Porém, mudanças no tipo de vegetação podem indicar mudanças de solo. O critério uso atual relaciona o uso do solo à fertilidade, ou seja, solos intensamente utilizados são

férteis. No entanto, o homem pode modificar a fertilidade dos solos e igualá-los pelo uso, além do fato do uso do solo se modificar rapidamente, principalmente em culturas anuais, o que reduz a utilidade do critério (AMARAL; AUDI, 1972).

A **tonalidade fotográfica** pode ser bastante útil para complementar as informações sobre o relevo, drenagem e erosão, assim como na avaliação de variações nos conteúdos de umidade e de matéria orgânica, classe textural, porosidade do solo e limites entre áreas com diferenças significativas de condições. Os solos úmidos possuem tonalidade mais escura que os solos secos; os aluviões, mantos arenosos, terrenos despidos de vegetação e terrenos arados são de tonalidades muito claras; solos de textura mais grosseira apresentam tonalidades mais claras que os finos; solos vermelhos tendem a apresentar padrões de tons de cinza mais escuros que os solos amarelos, entre outros atributos diferenciados pela tonalidade (RANZANI, 1969).

Os solos e suas propriedades físico-hídricas, aliados à cobertura vegetal, ao relevo e às características das chuvas, controlam a infiltração da água da chuva e, consequentemente, exercem influência no ciclo hidrológico. Portanto, os mapas de solos constituem instrumentos importantes no estudo do ciclo hidrológico e de seu componente escoamento superficial, tanto em condições próximas às naturais quanto em ambientes mais antropizados, como as cidades.

1.5 Ciclo hidrológico em áreas urbanas e rurais

O ciclo hidrológico global é um modelo conceitual que descreve o armazenamento e o movimento da água entre a biosfera, a atmosfera, a litosfera e a hidrosfera, e pode ser descrito de acordo com nove processos físicos que promovem o movimento contínuo da água, impulsionados pela energia solar: evaporação, condensação, precipitação, interceptação, infiltração, percolação (aos aquíferos), transpiração, escoamento (superficial, subsuperficial e subterrâneo) e armazenamento (na superfície, no solo e nos aquíferos) (POLETO, 2014).

O intercâmbio da água entre a superfície terrestre e a atmosfera ocorre em dois sentidos fechando o ciclo hidrológico: sentido superfície-atmosfera, no qual o fluxo da água ocorre fundamentalmente na forma de vapor como resultado dos processos de evaporação e de transpiração, este último um fenômeno biológico; e sentido atmosfera-superfície, no qual a transferência da água se dá em qualquer

estado físico, sendo as precipitações de chuva e neve as mais significativas em termos mundiais. O ciclo hidrológico é um sistema fechado apenas em nível global, pois o volume evaporado em determinado local do planeta não precipita necessariamente no mesmo local, já que os movimentos são contínuos e com dinâmicas diferentes na atmosfera e na superfície terrestre, e à medida que áreas menores de drenagem são consideradas, fica mais caracterizado como ciclo aberto em nível local (SILVEIRA, 2007). De acordo com o referido autor, os fatores que contribuem para a grande variabilidade de manifestações do ciclo hidrológico em diferentes regiões do globo são:

> (...) a desuniformidade com que a energia solar atinge os diversos locais, o diferente comportamento térmico dos continentes em relação aos oceanos, a quantidade de vapor de água, CO_2 e ozônio na atmosfera, a variabilidade espacial de solos e coberturas vegetais, e a influência da rotação e inclinação do eixo terrestre na circulação atmosférica, sendo esta última a razão da existência das estações do ano (SILVEIRA, 2007, p. 36).

O ciclo hidrológico é normalmente estudado para fins de planejamento e gestão na escala de bacia hidrográfica. De acordo com Rodrigues e Adami (2011), a bacia hidrográfica é um sistema que compreende um volume de materiais, predominantemente sólidos e líquidos, próximos à superfície terrestre, delimitado interna e externamente por todos os processos que, a partir do fornecimento de água pela atmosfera, interferem no fluxo de matéria e de energia de um rio ou de uma rede de canais fluviais. Inclui todos os espaços de circulação, armazenamento e saídas de água e do material por ela transportado, que mantêm relações com os canais.

Para Silveira (2007), a bacia hidrográfica constitui uma área de captação natural da água da precipitação que converge os escoamentos para um único ponto de saída, seu exutório. Compõe-se de um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos de água que confluem até resultar um leito único em sua saída. Pode ser considerada um sistema físico, no qual a entrada é o volume de água precipitado e a saída compreende o volume de água escoado pelo exutório, considerando-se como perdas intermediárias os volumes evaporados, transpirados e os infiltrados no solo.

Coelho Netto (2005), citando Chorley (1962), expõe que a organização interna do sistema bacia de drenagem, com seus elementos de forma e processos

característicos, influencia as relações de entrada e saída, e que mudanças externas no suprimento de massa e energia conduzem a um auto-ajuste das formas e dos processos na bacia para adaptá-la a essas mudanças. Seguindo o princípio do auto-ajuste, a autora argumenta que mudanças significativas na composição ambiental de determinada porção da bacia hidrográfica podem afetar outras áreas situadas a jusante, ou seja, os efeitos hidrológicos e geomorfológicos dos processos naturais e antrópicos podem se refletir em determinado ponto de saída da bacia ou se propagar até mesmo em bacias de drenagem adjacentes. Esses aspectos necessitam ser levados em consideração no planejamento das formas de intervenção humana, mesmo que o interesse recaia em uma área restrita da bacia, pois ela constitui uma unidade conveniente ao entendimento da ação dos processos hidrológicos e geomorfológicos e de suas ligações espaciais entre áreas distintas que podem afetar tanto o planejamento local quanto o regional.

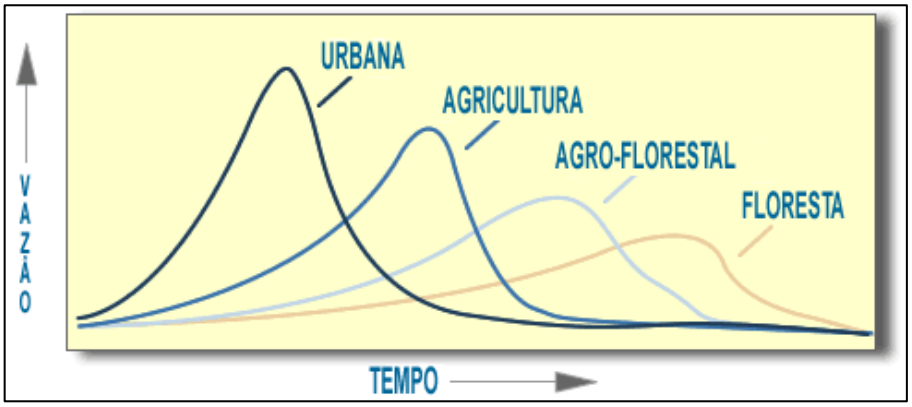
Analisando o ciclo hidrológico nas bacias hidrográficas naturais, quando a água da chuva atinge a superfície de uma área natural com cobertura vegetal, como uma floresta tropical, ela pode seguir vários caminhos: ser interceptada pela copa das árvores e evaporada para a atmosfera; ser armazenada nas copas e troncos e depois precipitar ou escorrer sobre eles; atingir diretamente o solo, ser armazenada ou escoar sobre a serapilheira; escoar superficialmente; infiltrar no solo e percolar até grandes profundidades ou escoar lateralmente em subsuperfície; e ser absorvida pelas raízes das plantas, participando da ciclagem de nutrientes e sendo eliminada por transpiração, ou seja, não há alterações significativas no ciclo hidrológico (BOTELHO, 2011). Nessas condições, a taxa de infiltração média se aproxima do total de precipitação, podendo chegar a mais de 80 % da água precipitada nas chuvas de intensidade média, e todo esse volume de água infiltrado fica disponível para alimentar nascentes, aquíferos e para uso pelas plantas. Como resultado, os rios são mantidos caudalosos e com poucas variações de volume ao longo do ano (PIROLI, 2016).

Nas áreas urbanas, no entanto, essa diversidade de caminhos do sistema natural é reduzida ao binômio escoamento e infiltração, com o predomínio do escoamento. Em virtude da quase total ausência da cobertura vegetal e da serapilheira, as demais possibilidades de trajetória da água são praticamente eliminadas nessas áreas. Os elementos adicionados pelo homem ao espaço urbano, como edificações, pavimentação, canalização e retificação de rios, entre outros,

promovem a redução drástica da infiltração e favorecem o escoamento das águas, que atingem o exutório das bacias mais rapidamente e de forma mais concentrada, gerando o aumento da magnitude das enchentes nessas áreas. Quando comparadas às condições anteriores à urbanização, as bacias hidrográficas urbanas são marcadas pela diminuição do tempo de concentração de suas águas e pelo aumento do pico das cheias (BOTELHO, 2011). Nas áreas de produção agropecuária, a compactação do solo e a redução da cobertura vegetal fazem com que as taxas de infiltração da água das chuvas se reduzam a menos da metade das taxas anteriores às alterações das condições originais de uso da terra (PIROLI, 2016).

Jorge (2011) apresentou o hidrograma típico de diferentes usos e coberturas da terra (Figura 7), o qual mostra que a mais elevada vazão de pico e o menor tempo de pico de vazão ocorrem nas áreas urbanas, seguidos das áreas agrícolas, agroflorestais e de florestas nativas, evidenciando que as alterações nos hidrogramas são maiores à medida que a antropização e alteração das características naturais avançam sobre as bacias hidrográficas, corroborando com o exposto por Botelho (2011). Atesta também que a impermeabilização das áreas urbanas provoca as maiores cheias, que ocorrem logo após o início das chuvas em função da impossibilidade de haver infiltração nos seus terrenos impermeabilizados e compactados (JORGE, 2011).

Figura 7. Vazões máximas e tempo de pico em vários tipos de cobertura da terra



Fonte: Jorge (2011).

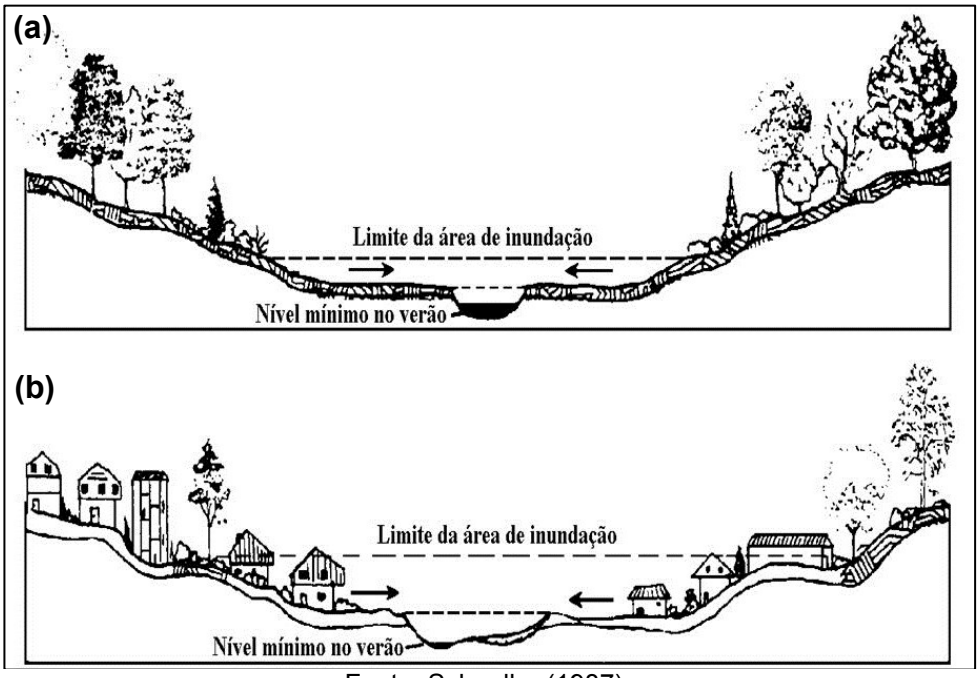
Em relação às definições de enchente, cheia e inundação, Pinheiro (2007) opina que esses termos são sinônimos e representam o mesmo fenômeno. Segundo o autor, a seção transversal de um curso de água pode ser dividida em canal

principal e canal secundário, ou leito menor e leito maior, sendo este último também denominado planície de inundação. O canal principal sempre apresenta escoamento, enquanto o canal secundário pode ter escoamento durante certos períodos de tempo, de forma temporária. Quando a elevação do nível do rio atinge a parte superior da seção, extravasando, tem-se a inundação das áreas laterais ao canal principal. Esse fenômeno é temporário e após a passagem da onda de cheia a superfície lateral retorna ao seu estado natural.

Piroli (2016), no entanto, destaca que a cheia é um processo natural de aumento do volume de escoamento superficial esperado ao longo do ano nos grandes rios, caracterizado pela enchente (subida do nível da água) e pela vazante (descida no nível). Porém, atualmente os rios estão mais ligados ao processo de inundação, que ocorre quando a cheia encontra pessoas, casas, estradas, plantações e criações na planície de inundação. Esse fenômeno é provocado pelas mudanças no uso e na cobertura da terra e se intensifica a cada ano pelo fato de as pessoas viverem cada vez mais próximas aos rios.

O autor apresenta ainda, na Figura 8, o efeito das mudanças no uso da terra, sobretudo em decorrência da urbanização, no leito regular do rio e na planície de inundação (leito maior).

Figura 8. Nível mínimo do rio e limite da área de inundação em condição (a) natural e (b) urbanizada



Fonte: Schueller (1987).
Modificado por: Piroli (2016).

Quando os canais dos rios estão cobertos por vegetação arbórea, o nível mínimo do rio é maior e o limite da planície de inundação é menor, ocorrendo menor distanciamento entre ambos e maior regularidade da vazão durante o ano. Ao substituir a vegetação nativa por casas e outros usos ao longo da bacia hidrográfica, no entanto, o nível mínimo do rio diminui e o limite da área de inundação se amplia, ocorrendo picos de inundação maiores e em menor tempo após as chuvas. Caso o leito maior esteja ocupado pela população e pelas estruturas urbanas, os impactos negativos e prejuízos serão ainda mais significativos (PIROLI, 2016).

De acordo com Tucci (2008), o escoamento pluvial nas áreas urbanas pode produzir inundações e impactos negativos em razão de dois processos que ocorrem isoladamente ou combinados: as inundações em áreas ribeirinhas e as inundações em razão da urbanização. As **inundações em áreas ribeirinhas** são processos naturais que ocorrem no leito maior dos rios devido à variabilidade temporal e espacial da precipitação e do escoamento na bacia hidrográfica. O leito menor, onde a água escoa na maior parte do tempo, é limitado pelo risco de 1,5 a 2 anos. Quando o escoamento atinge níveis superiores ao leito menor e alcança o leito maior (ou planície de inundação), ocorre esse tipo de inundação, que geralmente se dá em bacias médias e grandes (área superior a 100 km²).

Tucci (2007b) destaca que as inundações em áreas ribeirinhas impactam negativamente as cidades porque a população, sobretudo a carente, ocupa as áreas de alto risco de inundação, resultando em problemas sociais que se repetem por ocasião de cada cheia na região, ao contrário da população de maior poder aquisitivo, que tende a habitar locais seguros. Ademais, quando a frequência das inundações é baixa, a população ganha confiança e despreza o risco, ampliando significativamente o investimento e a densificação nas áreas inundáveis, o que faz as enchentes assumirem características catastróficas. A ocupação dessas áreas pode ser evitada por meio do planejamento do uso do solo, que deve ser regulado pelo Plano Diretor Urbano. As áreas hoje desocupadas devido às inundações, porém, sofrem pressão considerável para serem ocupadas. Já as áreas de médio risco de inundação, segundo Tucci (2008), também sofrem prejuízos significativos quando ocupadas, apesar da frequência menor dos episódios de inundação.

A impermeabilização do solo, somada à construção de redes de condutos fluviais e de obstruções ao escoamento em áreas urbanas, tais como aterros, pontes e drenagens inadequadas, além do assoreamento, podem promover o aumento da

frequência e da magnitude das inundações nesses espaços, originando as denominadas **inundações em razão da urbanização**, as quais envolvem bacias hidrográficas pequenas (< 100 km², mas frequentemente bacias < 10 km²) (TUCCI, 2008).

Tucci (2008) enumera os impactos negativos que as cidades passam a sofrer à medida que a urbanização se intensifica: aumento das vazões máximas e de sua frequência e redução do tempo de pico, em virtude do aumento da capacidade de escoamento através de condutos e canais e da impermeabilização das superfícies; aumento da produção de sedimentos em razão da baixa proteção da superfície e da produção de resíduos sólidos; deterioração da qualidade da água superficial e subterrânea devido à lavagem das ruas, ao transporte de material sólido e às ligações clandestinas de esgoto cloacal e pluvial; e implantação desordenada da infraestrutura urbana (obstrução do escoamento por pontes e taludes de estradas; redução de seção do escoamento por aterros de pontes e por construções em geral; obstrução de rios, canais e condutos por lixos e sedimentos, e obras de drenagem mal dimensionadas, com redução do diâmetro dos condutos a jusante).

As inundações podem ser atenuadas ou agravadas por diversos fatores naturais ou artificiais que interferem na formação do escoamento superficial e de sua propagação ao longo da bacia hidrográfica, entre os quais Pinheiro (2007) destaca:

- Topografia do terreno: as altas declividades das vertentes e dos cursos d'água reduzem o tempo de resposta[4] das bacias às precipitações, aumentando o escoamento superficial à jusante e reduzindo seu tempo de pico. As vazões máximas são proporcionais à declividade da rede de drenagem e à altura da precipitação. A velocidade do escoamento é, igualmente, proporcional ao declive do terreno;

- Capacidade de escoamento dos rios: representa a vazão que o rio pode escoar e depende da rugosidade do leito e das margens, do perímetro da seção molhada, da área da seção transversal e da declividade do rio. Para uma mesma vazão, um rio com margem sem cobertura vegetal apresentará nível de água menor do que um rio com margem vegetada. Leitos e margens impermeabilizados e pouco rugosos drenarão a água de maneira mais rápida. Porém, a cobertura vegetal nas vertentes e margens reduz os volumes escoados no sistema de drenagem e a

[4] Tempo decorrido entre o início da chuva na bacia hidrográfica e a ocorrência da vazão máxima (nível máximo) em uma seção do rio (PINHEIRO, 2007).

magnitude das enchentes ao promover a interceptação e infiltração da água pluvial e retardar o escoamento. A vegetação também é importante à montante das áreas suscetíveis à inundação por controlar a geração de escoamento superficial;

- Permeabilidade dos solos: exerce influência na geração de escoamento superficial, mas seu papel passa a ser secundário em caso de chuvas intensas, em que o solo pode se saturar rapidamente em sua camada superficial e se tornar quase impermeável, sobretudo nas vertentes de elevada declividade e com pouca cobertura vegetal;

- Estrutura temporal das precipitações: as chuvas de maior intensidade concentradas no final do tempo de resposta da bacia hidrográfica são mais prejudiciais que as concentradas no início do período chuvoso, pois atingem os solos mais saturados e favorecem o escoamento superficial;

- Forma da bacia hidrográfica: determina o tempo de concentração das águas pluviais. Uma bacia mais alongada é menos propensa a enchentes e inundações que uma bacia de mesma área, porém mais arredondada, pois os pontos mais afastados da seção de saída da bacia estão localizados a uma mesma distância média dela, o que faz com que as águas provenientes das áreas mais distantes (divisores de água) atinjam o exutório aproximadamente ao mesmo tempo, ou seja, o tempo necessário para que toda a bacia passe a contribuir com o escoamento superficial provocado por uma precipitação é reduzido (ZUFFO, 2007).

Outros fatores artificiais que agravam o fenômeno das inundações em áreas urbanas, citados por Pinheiro (2007), são: a urbanização e impermeabilização do solo; os aterramentos de terrenos baixos situados ao longo dos cursos d'água; a deposição de resíduos sólidos nas margens dos rios; e o mau dimensionamento de pontes, bueiros e sistemas de drenagem, sem levar em consideração o aumento futuro da urbanização nas áreas de contribuição à montante. Como fator atenuante das inundações, o autor cita a possibilidade de criação de leis municipais visando reter os excessos de escoamento superficial nas áreas fontes do escoamento.

Moraes et al. (2012) simularam episódios de inundação na bacia hidrográfica do Córrego da Servidão, localizada na zona urbana do município de Rio Claro – SP, em três estágios de urbanização: impermeabilização parcial da área (1958), período mediano de urbanização e canalização do canal principal do córrego (1972) e forte impermeabilização decorrente do crescimento urbano atual (2006). Os hidrogramas e hietogramas simulados para diferentes intensidades pluviométricas e períodos de

retorno mostraram que os primeiros episódios de inundação surgiram no cenário de 1972, como resultado do aumento do volume e da velocidade do escoamento superficial em razão da redução da rugosidade da superfície, o que foi confirmado pelos registros históricos. No cenário de 2006, com a canalização de parte do córrego principal em condutos fechados e aumento da impermeabilização do solo, as inundações foram transferidas para as áreas a jusante da bacia. Este estudo evidenciou a forte relação entre as mudanças de uso da terra, alteração da dinâmica natural do ciclo hidrológico e os consequentes episódios de inundações que afetam cidades de diferentes tamanhos.

Pesquisa semelhante foi realizada por Benini e Mediondo (2015) na bacia do Córrego do Mineirinho, município de São Carlos – SP, na qual está em implantação o Campus 2 da Universidade de São Paulo (USP). Os cenários simulados foram: ano 1972 (situação passada, com menores interferências antrópicas, urbanização e degradação ambiental), ano 2000 (antes da implantação do câmpus), ano 2025 SPD (pós-ocupação com aumento da urbanização e sem obediência ao Plano Diretor) e 2025 CPD (pós-ocupação e aumento da urbanização com observância ao Plano Diretor Municipal de São Carlos, que estipula o coeficiente de permeabilidade de 15 % nos novos lotes a serem implantados, e ao Plano Diretor de Ocupação do Campus 2, que prevê a restauração florestal no interior do câmpus de acordo com o Código Florestal).

As simulações hidrológicas, realizadas pelo modelo IPH II utilizando os quinze maiores eventos de chuvas de novembro de 2004 a março de 2005, mostraram o aumento na vazão máxima de 388 % no cenário 2025 SPD em relação ao cenário 1972, e de 319,4 % quando comparada ao ano 2000. Entre os cenários 2015 SPD e CPD houve redução em 22,3 % na vazão máxima e diminuição do tempo de pico em 50 minutos. As áreas impermeáveis de todos os cenários, em relação à área total da bacia, eram de 5,5 % em 1972, 33,4 % no ano 2000, 66,4 % no cenário 2025 CPD e 76,64 % no cenário 2025 SPD, e os tempos de pico médios de vazão foram 11,4 h, 2,8 h, 1,08 h e 0,58 h, respectivamente. A observância aos planos diretores do cenário 2025 CPD não foi suficiente para conter a ocorrência de inundações na bacia hidrográfica, o que evidencia a necessidade de medidas mais drásticas para a regularização do ciclo hidrológico, como a reestruturação da arborização urbana e das áreas verdes, sistemas adequados de drenagem e reservação das águas nos lotes, entre outros (BENINI; MEDIONDO, 2015).

De acordo com a UFSC CEPED (2013), as enxurradas[5] e as inundações[6] foram os tipos de desastres naturais mais frequentes no estado de São Paulo no período 1991-2012, equivalentes a 41 % e 17 % das ocorrências, respectivamente, totalizando juntos 831 registros. Já os alagamentos[7] representam 8 % dos desastres naturais ocorridos, tendo sido registrados 112 episódios. As definições de enxurradas, inundações e desastres naturais aqui utilizadas integram a Classificação e Codificação Brasileira de Desastres (COBRADE) (BRASIL, 2013). Em nível regional/nacional, a Região Sudeste contabilizou 47,31 % das enxurradas e 52,94 % dos alagamentos ocorridos no país no ano 2012, a maior porcentagem entre as regiões brasileiras como provável resultado do fenômeno da urbanização e da drenagem deficiente, e 38,16 % das inundações, abaixo apenas da Região Norte (39,47 %), que registrou cheias recordes na bacia Amazônica (BRASIL, 2013).

O município de Santa Cruz do Rio Pardo registrou, no período de 1991 a 2012, cinco episódios de enxurradas (2001, 2002, 2012 e dois episódios em 2005) e um episódio de inundação (2012). A inundação provavelmente foi observada no Rio Pardo, curso d'água que banha a zona urbana do município cuja nascente principal se localizada no município de Pardinho – SP, a 131 km de Santa Cruz do Rio Pardo. Já as enxurradas podem ter ocorrido no Ribeirão São Domingos, área de estudo desta pesquisa, por ter área pequena (78,77 km²), banhar a zona urbana e ter parte de sua bacia hidrográfica impermeabilizada em seu baixo curso, próximo à foz no Rio Pardo (UFSC CEPED, 2013). Alguns episódios de enxurradas ocorridos no Ribeirão São Domingos, referidos nesta pesquisa como episódios de inundação, são apresentados na Figura 9.

[5] Enxurrada: "escoamento superficial de alta velocidade e energia, provocado por chuvas intensas e concentradas, normalmente em pequenas bacias de relevo acidentado. Caracterizada pela elevação súbita das vazões de determinada drenagem e transbordamento brusco da calha fluvial. Apresenta grande poder destrutivo" (BRASIL, 2013, p. 77). Estão associadas também a áreas urbanas impermeabilizadas, que provocam a rápida elevação do nível dos rios (UFSC CEPED, 2013).

[6] Inundação: "submersão de áreas fora dos limites normais de um curso de água em zonas que normalmente não se encontram submersas. O transbordamento ocorre de modo gradual, geralmente ocasionado por chuvas prolongadas em áreas de planície" (BRASIL, 2013, p. 77).

[7] Alagamento: "extrapolação da capacidade de escoamento de sistemas de drenagem urbana e consequente acúmulo de água em ruas, calçadas ou outras infraestruturas urbanas, em decorrência de precipitações intensas" (BRASIL, 2013, p. 77).

Figura 9. Inundações do Ribeirão São Domingos na zona urbana de Santa Cruz do Rio Pardo – SP

Inundação de residência no Bairro São José (04/11/2015)

Armazenamento de água na Lagoa Pantanal, que atua como bacia de detenção (11/01/2016)

Inundação do Ribeirão São Domingos nas proximidades da foz (11/01/2016)

Leito regular do Ribeirão São Domingos no local da inundação de 11/01/2016 (foto à esquerda)

Nível do Ribeirão São Domingos se aproximando da ponte no Bairro São José (31/12/2017)

Cheia do Ribeirão São Domingos nas proximidades da Vila Saul (03/02/2019)

Fotos: Demarchi (2015, 2016, 2017, 2019).

Cumpre destacar também o papel da vegetação e das florestas na regulação do ciclo hidrológico nas bacias hidrográficas, promovendo a redução do deflúvio e o

controle das enchentes, em especial as vegetações ribeirinhas ou matas ciliares. Lima e Zakia (2009) enumeram os efeitos das matas ciliares na manutenção das funções hidrológicas e ecológicas das zonas ripárias, áreas intimamente ligadas aos cursos d'água e com limites laterais e a montante variáveis, geralmente se estendendo até o alcance da planície de inundação e às áreas côncavas das cabeceiras de drenagem: aumento da capacidade de infiltração e armazenamento de água na bacia hidrográfica, o que contribui para o aumento da vazão dos rios na estação seca; regulação da qualidade da água mediante filtragem superficial de sedimentos provenientes de áreas mais elevadas, retenção e redução da concentração de herbicidas nos cursos d'água; ciclagem geoquímica de nutrientes pelo efeito da filtragem de particulados e nutrientes em solução; estabilização das margens dos rios pelas raízes e redução da velocidade do fluxo da água pela rugosidade das margens, que favorece o processo de deposição de partículas e sedimentos e cria micro habitats favoráveis para alguns organismos aquáticos; e atenuação da radiação solar, que favorece o equilíbrio térmico da água e influencia positivamente a produção primária do ecossistema lótico.

Nesse contexto, a recente alteração do Código Florestal Brasileiro no ano 2012 constituiu um retrocesso na legislação ambiental brasileira por permitir a redução da proteção da vegetação nativa e, consequentemente, do solo e dos recursos hídricos, promovendo desequilíbrios no ciclo hidrológico nas áreas afetadas.

O Código Florestal até então vigente (Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965) (BRASIL, 1965) e suas alterações posteriores consideram, em seu Artigo 2º, Área de Preservação Permanente (APP) como sendo faixas ao longo dos rios ou de qualquer curso d'água desde seu nível mais alto em faixa marginal até um limite superior definido em função da largura do curso d'água, entre outras áreas (nascentes, topos de morros, montes, montanhas e serras, encostas de declividade superior a 45º, restingas, bordas de tabuleiros ou chapadas e em áreas de altitude superior a 1.800 metros). No caso das APP de faixas marginais aos rios, seu limite inferior correspondia ao nível mais alto do curso d'água em faixa marginal, equivalente ao limite da planície de inundação. A referida lei também definia como Reserva Legal uma porcentagem mínima de terra de cada propriedade rural, variável conforme o bioma em que está localizada (no caso da Mata Atlântica, 20 % da área das propriedades) (Artigo 16), a ser conservada com vegetação nativa, e

apenas autorizava o cômputo das APP no cálculo do percentual de Reserva Legal nas ocasiões que não implicavam em conversão de novas áreas para uso alternativo do solo e que a soma dos dois instrumentos legais de proteção excedesse 80 % da propriedade rural localizada na Amazônia Legal, 50 % da propriedade nas outras regiões do país e 25 % da área das pequenas propriedades rurais.

A legislação florestal atual (Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012, alterada pelas Leis Federais nº 12.727 de 17 de outubro de 2012, nº 13.295 de 14 de junho de 2016 e nº 13.465 de 11 de julho de 2017) (BRASIL, 2012a, 2012b; BRASIL, 2016; BRASIL, 2017), considera APP, em áreas rurais ou urbanas, entre outras áreas, as faixas marginais de qualquer curso d'água marginal, desde a borda da calha do leito regular até um limite superior definido de acordo com a largura do rio. Embora a largura mínima das APP seja semelhante à da lei anterior segundo a largura do rio, a lei atual desloca o limite inferior das APP para o leito menor dos cursos d'água, passando as APP a abrangerem a planície de inundação, reduzindo seu limite superior, ou seja, o tamanho da área protegida, já que o leito maior corresponde à planície de inundação do rio e abriga vegetação de característica distinta da vegetação da APP por sofrer inundação sazonal, devendo ser naturalmente protegida da ocupação. Nos rios de planície, cuja planície de inundação é extensa, a APP pode passar a não ocupar toda sua área, a depender da largura do curso d'água.

A referida lei, em seu Artigo 15, também autoriza o cômputo das APP no cálculo do percentual de Reserva Legal dos imóveis desde que não haja conversão de novas áreas para uso alternativo do solo, que a área a ser computada esteja conservada ou em processo de recuperação, e que o proprietário ou possuidor tenha requerido a inclusão do imóvel no Cadastro Ambiental Rural (CAR), ou seja, eliminou-se a porcentagem mínima de terra a ser preservada e/ou realizada a recomposição florestal, permitindo-se ainda a conversão de áreas para uso alternativo do solo quando as APP conservadas ou em processo de recuperação, somadas às demais florestas e outras formas de vegetação existentes no imóvel, ultrapassarem 80 % da área do imóvel rural situado em áreas de floresta da Amazônia Legal.

Além das mudanças já discutidas, a legislação florestal de 2012 reduz a necessidade de recomposição da vegetação nas áreas de ocupação consolidada em APP e Reserva Legal. Em seu Artigo 61-A, autoriza a continuidade das atividades

agrossilvipastoris, de ecoturismo e de turismo rural nas APP rurais consolidadas até 22 de julho de 2008[8] e estabelece, para as APP ao longo de cursos d'água naturais, lagos e lagoas naturais com ocupação consolidada, uma faixa marginal a ser recomposta com vegetação contada da borda da calha do leito regular de tamanho variável conforme a área do imóvel medida em módulo fiscal[9], e independente da largura do rio. Para imóveis rurais de até 1 módulo fiscal, a faixa a ser recomposta é de cinco metros; para áreas de 1 a 2 módulos fiscais, a faixa é de 8 metros; de 2 a 4 módulos fiscais, a lei define a necessidade de recomposição da faixa de 15 metros. Em imóveis com área superior a 4 módulos fiscais, o inciso que define a largura da faixa a ser recuperada ao redor dos cursos d'água foi vetado, e no caso da APP dos lagos e lagoas naturais em imóveis de mesma área, necessidade de recomposição é de faixa marginal com largura de 30 metros. Para os entornos de nascentes e olhos d'água em áreas rurais consolidadas, a recomposição deverá ocorrer no raio de 15 metros, contra 50 metros de raio no entorno de nascentes preservadas.

Deve-se considerar que o tamanho do módulo fiscal varia de 5 a 110 hectares entre os municípios brasileiros, possibilitando que nos imóveis rurais situados em municípios com módulos fiscais de tamanho elevado a proteção das florestas seja menor. O município de Santa Cruz do Rio Pardo, objeto deste estudo, possui módulo fiscal de 20 hectares (INCRA, 2013). Nesse caso, uma propriedade de 60 hectares (3 módulos fiscais) tem a necessidade de recompor a vegetação na faixa marginal aos rios de 15 metros. A título de comparação, na cidade de Corumbá - MS o módulo fiscal mede 110 hectares (INCRA, 2013). Nesse município, um imóvel de mesma área terá menos de 1 módulo fiscal, e será obrigado a recompor apenas 8 metros de faixa marginal ao longo dos rios. Além de o tamanho das faixas ser menor em relação às APP preservadas, ele não segue a largura dos cursos d'água, perdendo sua "função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora,

[8] Data da assinatura do Decreto nº 6.514/2008, da Presidência da República, que dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências.

[9] Unidade de medida expressa em hectares determinada para cada município levando-se em conta os seguintes fatores: a) o tipo de exploração predominante no município (hortifrutigranjeira, cultura permanente, cultura temporária, pecuária e florestal); b) a renda obtida no tipo de exploração predominante; c) outras explorações existentes no município que, embora não predominantes, sejam expressivas em função da renda ou da área utilizada; d) o conceito de "propriedade familiar" (art. 50, § 2º da Lei Federal nº 6.746 de 10 de dezembro de 1979, que altera o disposto nos arts. 49 e 50 da Lei nº 4.504, de 30 de novembro de 1964 (Estatuto da Terra), e dá outras providências).

proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas", conforme definido no art. 3º, inciso II da Lei nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012a).

Em relação à Reserva Legal, a Lei nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012a) e suas alterações determinam a recomposição, regeneração natural e/ou a compensação da vegetação em outros imóveis na ocasião de a propriedade deter área de reserva inferior ao estabelecido no referido instrumento legal antes de 22 de julho de 2008, tendo o proprietário aderido ou não ao Programa de Regularização Ambiental (PRA) instituído pela mesma lei. A recomposição deverá ser concluída em até vinte anos, no prazo de 1/10 da área total necessária a cada dois anos. No entanto, os imóveis rurais com áreas de até 4 módulos fiscais que detinham remanescentes de vegetação nativa em percentuais inferiores ao previsto em lei em 22 de julho de 2008 não necessitarão recompor e/ou compensar a porcentagem faltante. Embora a lei vete a conversão de novas áreas para uso alternativo do solo, acaba por regulamentar a redução da proteção da vegetação já ocorrida nesses imóveis, sobretudo aqueles localizados nos municípios cujos módulos fiscais possuem área maior.

Na sequência, serão conceituadas e contextualizadas as medidas voltadas à drenagem nas cidades e ao controle de enchentes urbanas, no sentido de controlar o ciclo hidrológico por meio de medidas estruturais e não-estruturais, e/ou fazê-lo retornar, na medida do possível, às condições anteriores à urbanização.

1.6 Drenagem urbana e controle de enchentes

A **drenagem urbana** pode ser entendida como o conjunto de medidas que têm por objetivo minimizar os riscos a que as populações estão sujeitas, reduzir os prejuízos causados por inundações e possibilitar o desenvolvimento urbano de maneira harmônica, articulada e sustentável (PORTO et al., 2007). De acordo com Zuffo (2007), drenagem é o termo dado ao sistema natural ou artificial condutor de água pluvial ou subterrânea para fora de uma determinada área. Nas áreas urbanas, ela tem por objetivo afastar rapidamente as águas para garantir o funcionamento adequado do sistema de transporte urbano e dos serviços essenciais da cidade durante a chuva. Divide-se em sistemas de micro-drenagem e de macro-drenagem.

O **sistema de micro-drenagem** tem a função de deixar as ruas e avenidas em condições de funcionalidade, livres do obstáculo “água” (ou seja, dos

alagamentos). É composto pelas ruas, sarjetas, bocas-de-lobo, poços de visita e pequenas galerias, e é dimensionado para vazões correspondentes ao período de retorno de 2 a 10 anos. O correto dimensionamento e a manutenção da limpeza das bocas-de-lobo são fundamentais para o bom funcionamento e a capacidade de drenagem do sistema. Já o sistema de **macro-drenagem** compreende os fundos de vale, que recebem os afluxos dos escoamentos das ruas e pequenas galerias e fazem a drenagem de maiores volumes de águas. São constituídos, comumente, por cursos d'água naturais que drenam pequenas vazões durante o período seco, mas que são responsáveis pela transferência de grandes vazões durante as chuvas, além dos córregos, rios e ribeirões que cortam as cidades e recolhem as águas provenientes de todo o sistema de micro-drenagem das bacias urbanas. Por essa razão, o período de retorno para o seu dimensionamento deve ser maior que o utilizado no dimensionamento da micro-drenagem, sendo recomendado o período de 25 a 100 anos (ZUFFO, 2007).

De acordo com Porto et al. (2007), o processo de urbanização tende a aumentar a necessidade de ampliar a capacidade dos condutos de drenagem, e normalmente esse processo evolui a partir de pequenas áreas no contexto de aprovação de novos loteamentos, com consequente aumento de custo. A drenagem secundária, constituída dos principais condutos pluviais, é sobrecarregada pelo aumento do fluxo de escoamento, mas os principais impactos ocorrem sobre a macrodrenagem. A ocupação das bacias hidrográficas tende a ocorrer de jusante para montante em razão das características do relevo, mas quando o poder público não controla a urbanização desenfreada das cabeceiras da bacia ou não amplia a capacidade de macrodrenagem, as enchentes aumentam significativamente em frequência e volume, causando a desvalorização das propriedades e prejuízos constantes. Nesse processo, devido à ocupação a montante, a população residente a jusante é quem sofre as piores consequências.

Nesse contexto, é necessária a adoção de medidas para o controle das inundações tanto pelo poder público, quanto pelos agentes imobiliários e pela população urbana em geral. Tais medidas podem ser do tipo estrutural e não-estrutural. As **medidas estruturais** consistem na modificação do sistema fluvial, geralmente por meio de obras de engenharia, para evitar os prejuízos decorrentes das enchentes. As **medidas não-estruturais**, por sua vez, compreendem os tipos

de medidas que possam proporcionar o convívio da população com as enchentes, reduzindo os danos e/ou suas consequências (TUCCI, 2007a).

As medidas estruturais podem ser classificadas em extensivas e intensivas. As medidas extensivas agem na bacia, procurando modificar as relações entre a precipitação e a vazão. Como exemplo, o aumento da cobertura vegetal reduz e retarda os picos de cheias e controla a erosão do solo. Podem ser pequenas ações ou obras distribuídas ao longo da bacia que, integradas, têm efeito importante no conjunto da bacia hidrográfica. Já as medidas intensivas agem no rio, podendo acelerar o escoamento (diques, *polders* e melhoramentos fluviais), retardá-lo (reservatórios e bacias de amortecimento) ou desviá-lo (canais de desvio e retificações dos cursos de água). A aceleração e o desvio do escoamento buscam resolver o problema das inundações em trechos isolados da bacia, mas geralmente transferem o problema para áreas situadas a jusante (ZUFFO, 2007).

Uma prática muito comum de drenagem nas cidades brasileiras, amplamente difundida na década de 1970, é a retificação de córregos e ribeirões segundo o conceito higienista de drenagem. A retificação consiste na diminuição do percurso natural desses córregos que, em planícies fluviais, são meandrantes, tornando seu percurso mais curto, menos tortuoso e diminuindo as áreas originalmente alagáveis, que poderão ser ocupadas a partir de então. O pensamento higienista iniciou-se no final do século XVIII e, segundo seus princípios, a água “parada” está relacionada às doenças, a criadouros de mosquitos e à presença de parasitas, devendo todo rio com água circulando em velocidade muito baixa ser afastado das cidades. Nessa lógica, muitos rios urbanos foram retificados para aumentar a velocidade de escoamento de suas águas, que foram levadas para longe das áreas urbanas, reduzindo a distância até o exutório das bacias. Suas várzeas naturais, mangues e lagoas foram rapidamente drenadas, aterradas e ocupadas. Tal prática ocorreu com os rios Tietê e Pinheiros em São Paulo (ZUFFO, 2007).

Inicialmente, essa medida estrutural pode ser eficaz no controle das enchentes urbanas e na melhoria das condições sanitárias para a população, mas com o passar do tempo e o crescimento das áreas urbanas, sobretudo das grandes cidades e regiões metropolitanas, que é acompanhado pela impermeabilização do solo, novos problemas são criados, pois as obras que afastam rapidamente as águas para fora das cidades reduzem também o tempo de concentração das áreas de contribuição, provocando crescentes e frequentes enchentes, as quais são

transferidas para a jusante da bacia hidrográfica, ora urbanizadas, ora em áreas rurais. Hoje, a ocupação adensada das bacias e de suas planícies de inundação, sem planejamento e sem controle ambiental, é um dos principais fatores responsáveis pela intensificação das inundações (ZUFFO, 2007).

De acordo com Miguez, Veról e Rezende (2016), a expansão da urbanização para regiões mais altas da bacia hidrográfica, a montante, implica o aumento do volume de água produzido nessas áreas que alcançarão as regiões mais baixas demandando novas intervenções na rede de drenagem para readequação de sua capacidade hidráulica em decorrências das novas vazões geradas. Ao longo do tempo, a simples adaptação das dimensões da rede de drenagem às novas condições de escoamento se torna um problema, requerendo áreas cada vez maiores em um ambiente que, na maioria das vezes, já se encontra densamente ocupado. As novas soluções, portanto, conduzem à necessidade de expropriação e relocação de moradias, o que torna os trabalhos de reabilitação do sistema de drenagem inviável em muitos casos, tanto em termos econômicos como sociais.

Crítico desse paradigma, Tucci (1999) aponta duas consequências dos projetos de drenagem implantados na maioria das cidades brasileiras: a primeira deve-se ao fato de partirem do pressuposto equivocado de que “a melhor drenagem é aquela que retira a água excedente o mais rápido possível do seu local de origem”, e a segunda é o fato de não considerar a bacia hidrográfica como sistema de controle, já que todos os impactos gerados em cada projeto são transferidos de um ponto a outro da bacia através de condutos e canalizações.

Segundo o autor, nas obras de macro-drenagem, a canalização de trechos críticos de rios segue a visão particular de um trecho da bacia, sem que as consequências sejam previstas para o restante da mesma ou dentro de diferentes perspectivas de crescimento urbano. Como resultado, a inundação é apenas transferida de um lugar para outro na bacia. Os projetos de micro-drenagem, por sua vez, aumentam a vazão e esgotam todo o seu volume para jusante, sendo que cada novo loteamento amplia a vazão máxima da ordem de seis vezes comparada às condições preexistentes (TUCCI, 1999).

De acordo com Botelho (2011), os cursos d’água realizam três processos geomorfológicos básicos: erosão, transporte e deposição. Sua extensão, largura, profundidade, velocidade das águas e padrão de canal resultam da atuação desses processos, que evoluem com o tempo dinâmica e equilibradamente. Qualquer

intervenção no curso d'água altera esse equilíbrio, obrigando-o a buscar um novo ajuste. Os meandros dos rios se formam porque eles necessitam dissipar a energia acumulada a montante, em trechos de maior declive. Em áreas de menor declividade, os rios meandram e o processo predominante é o de deposição.

Quando o baixo curso de um rio é retificado, o rio como um todo é alterado, pois a maior velocidade das águas a jusante incide sobre os trechos a montante, intensificando os processos erosivos e de transporte no alto e no médio curso, já que se trata de um único sistema, sobretudo se as margens desses trechos não estiverem protegidas por mata ciliar. Esses sedimentos erodidos e transportados irão se depositar a jusante, quando houver redução da declividade, causando ao longo do tempo o assoreamento dos trechos retificados e provocando a diminuição da área da seção transversal do canal. Para esse processo contribui também o lixo que é jogado diretamente no canal ou em suas margens. Durante as chuvas, portanto, pode ocorrer o transbordamento das águas dos canais e a inundação das áreas marginais, evidenciando que a medida adotada para solucionar o problema das enchentes tem efeito reverso e remontante (BOTELHO, 2011).

Em contraponto ao paradigma higienista, surgiu na Europa e na América do Norte na década de 1970 uma nova abordagem sobre o controle de enchentes que trouxe à tona a necessidade de reduzir o escoamento superficial e de retardar o tempo de percurso das águas pluviais nas bacias hidrográficas, e não mais de acelerá-las. São medidas simples, de pequeno porte e grande abrangência denominadas soluções alternativas ou compensatórias, que favorecem a infiltração da água no solo no sentido de compensar o efeito da impermeabilização pela urbanização. Ao contrário do pensamento higienista, esta abordagem moderna propõe a adoção de um conjunto de medidas para a redução do volume do escoamento superficial, como a retenção da água no terreno ou ao longo do trajeto de escoamento, facilitando sua infiltração. Os tipos de medidas e de obras a serem adotadas constituem decisões locais, em função das características regionais. No Brasil, exemplos de medidas que seguem esse paradigma são os reservatórios de retenção, como os "piscinões", as bacias de amortecimento, os pavimentos e pisos permeáveis, os instrumentos legais municipais que exigem a obrigatoriedade de compensação do aumento do escoamento superficial para novas ocupações do espaço urbano, entre outros (ZUFFO, 2007).

De acordo com Vaz (2004, s. p.),

> Os fundamentos da drenagem urbana moderna estão basicamente em não transferir os impactos a jusante, evitando a ampliação das cheias naturais, recuperar os corpos hídricos, buscando o reequilíbrio dos ciclos naturais (hidrológicos, biológicos e ecológicos) e considerar a bacia hidrográfica como unidade espacial de ação.

Dentre as estratégias de reequilíbrio hidrológico nas bacias hidrográficas existe o processo de revitalização e/ou renaturalização de rios urbanos. De acordo com Souza e Kobiyama (2003), a renaturalização objetiva devolver ao rio sua condição mais natural ou original possível por meio da recuperação da qualidade da água, da estabilização das encostas e margens com a eliminação do processo erosivo, da recuperação da biodiversidade do ecossistema (fauna e flora), do restabelecimento das áreas naturais de inundação, da recuperação da paisagem natural e do aumento do número de espécies.

Como os rios sofrem as alterações mais profundas nas cidades, com grande comprometimento de suas relações biológicas, a renaturalização dos cursos d'água na área urbana torna-se mais difícil. Ainda que tal processo não signifique o retorno do rio ao seu estado original exato, ele pressupõe algumas medidas que implicariam a remoção da população e de todo o artefato urbano que ocupam a planície de inundação, o que nem sempre é factível, sobretudo nas grandes cidades. Nesses casos, é mais adequado que os rios e planícies de inundação passem pelo processo de revitalização, com ações que minimizem os impactos ambientais negativos, restaurem sua função ecológica e revalorizem esses espaços como elementos paisagísticos e patrimônios da comunidade, que resultem em melhorias nas condições de vida da população local (BOTELHO, 2011).

Em consonância com os paradigmas higienista e moderno de drenagem urbana, Walesh (1989) classifica as diretrizes gerais de projeto de controle de inundações em "conceito de canalização" e "conceito de reservação". O primeiro conceito refere-se à prática da canalização convencional levada a cabo por décadas no mundo todo e no Brasil, voltada à implantação de galerias e canais de concreto, ao tamponamento de córregos, à retificação dos traçados e ao aumento da declividade de fundo, entre outras intervenções que objetivam promover o afastamento rápido dos escoamentos e o aproveitamento dos fundos de vale como vias de tráfego, tanto laterais aos canais quanto por sobre os mesmos.

O conceito de reservação, por sua vez, compreende as tecnologias de detenção do escoamento, que podem ser implantadas em lotes individuais, em sub-bacias ou a céu aberto, além das ações que objetivam o retardamento dos escoamentos na calha, que remetem aos conceitos de conservação e de restauração das condições naturais originais ou mais próximas a ela dos rios e córregos urbanos, tanto quanto possível, e das estratégias de derivação dos escoamentos e implantação de *polders* (CANHOLI, 2005). O Quadro 2 apresenta uma comparação entre os dois conceitos aplicados à drenagem urbana em termos de função, componentes principais, aplicabilidade, impactos qualitativos e quantitativos nos trechos de jusante, manutenção, operação e necessidade de estudos hidrológicos.

Em suma, o conceito de canalização integra o paradigma higienista de drenagem urbana, enquanto o conceito de reservação do escoamento faz parte do paradigma moderno. Como na maioria dos municípios brasileiros predominam os sistemas tradicionais de drenagem que obedecem ao conceito de canalização, e a realização de obras de redimensionamento para atender ao aumento crescente da vazão mostra-se inúmeras vezes inviável devido ao adensamento urbano, a coexistência dos dois conceitos se faz necessária, tanto nas áreas urbanas já consolidadas onde as medidas para retardar e reservar o escoamento superficial devem ser adotadas, quanto nas novas áreas de expansão urbana, nas quais o planejamento da ocupação levando em consideração o ciclo hidrológico e o conceito de reservação se mostra fundamental.

Entretanto, a visão convencional de mera adaptação dos sistemas de drenagem à urbanização e à alteração do uso da terra é ainda adotada com frequência, principalmente nos países periféricos como o Brasil, caracterizando um processo de urbanização desordenado e sem planejamento, com investimentos vultosos em obras de drenagem sem levar em consideração as diversas relações entre os componentes do ciclo hidrológico e o funcionamento da bacia hidrográfica como um sistema (MIGUEZ; VERÓL; REZENDE, 2016).

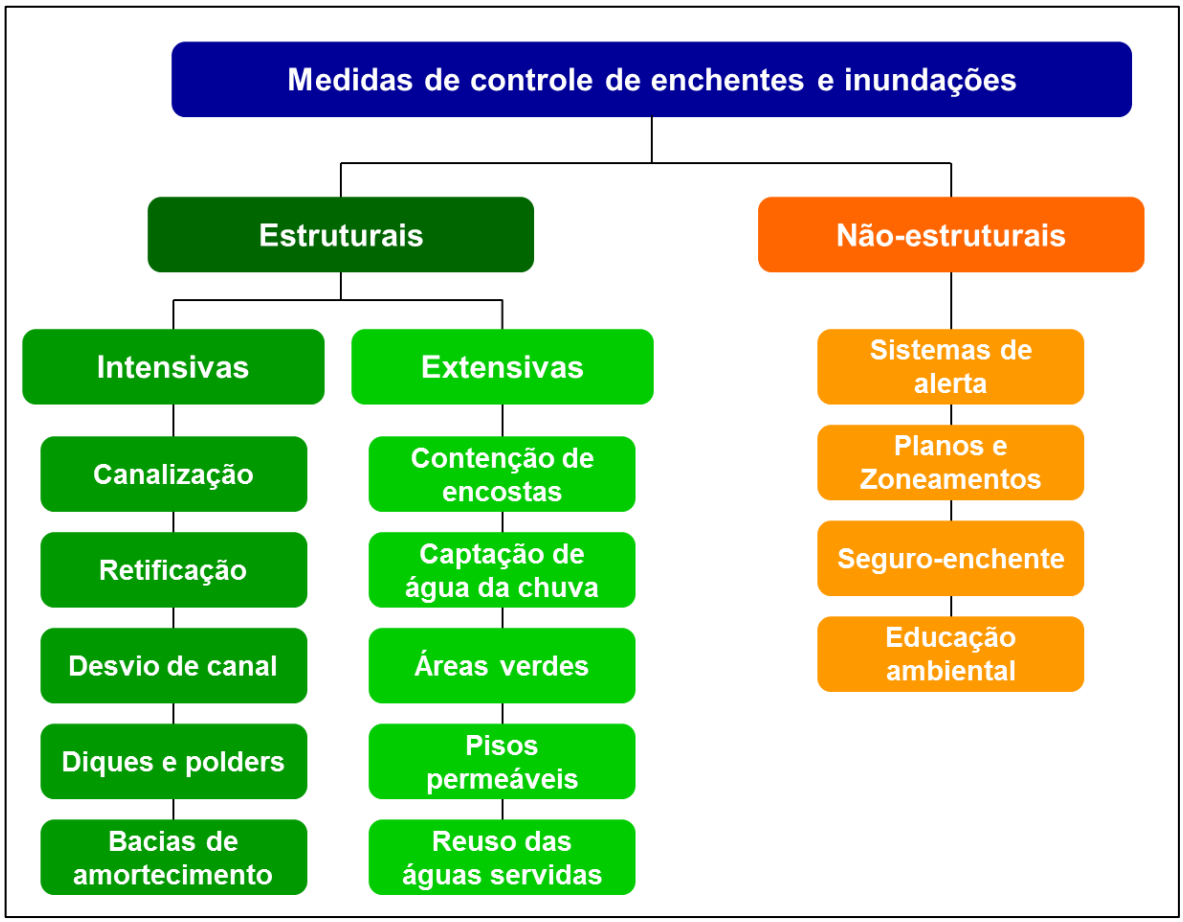
Quadro 2. Conceito de canalização *versus* conceito de reservação do escoamento superficial

Característica	**Canalização**	**Reservação**
Função	Remoção rápida dos escoamentos	Contenção temporária para subsequente liberação
Componentes principais	Canais abertos / galerias	Reservatórios a superfície livre Reservatórios subterrâneos Retenção sub-superficial
Aplicabilidade	Instalação em áreas novas Construção por fases Ampliação de capacidade pode se tornar difícil (centros urbanos)	Áreas novas (em fase de implantação) Construção por fases Áreas existentes (à superfície ou subterrâneas)
Impacto nos trechos de jusante (quantidade)	Aumenta significativamente os picos das enchentes em relação à condição anterior Maiores obras nos sistemas de jusante	Áreas novas: podem ser dimensionadas para impacto zero (legislação EUA) Reabilitação de sistemas: pode tornar vazões a jusante compatíveis com a capacidade disponível
Impacto nos trechos de jusante (qualidade)	Transporta para o corpo receptor toda a carga poluente afluente	Facilita a remoção de material flutuante por concentração em áreas de recirculação dos reservatórios e dos sólidos em suspensão, pelo processo natural de decantação
Manutenção / operação	Manutenção em geral pouco frequente (pode ocorrer excesso de assoreamento e de lixo) Manutenção nas galerias é difícil (condições de acesso)	Necessária limpeza periódica Necessária fiscalização Sistemas de bombeamento requerem operação / manutenção Desinfecção eventual (insetos)
Estudos hidrológicos / hidráulicos	Requer definição dos picos de enchente	Requer definição dos hidrogramas (volumes das enchentes)

Fonte: Canholi (2005).
Modificado por: Demarchi (2018).

Retornando à questão do controle de enchentes nas zonas urbanas, a Figura 10 apresenta as principais medidas estruturais (extensivas e intensivas) e não-estruturais adotadas no Brasil e no mundo.

Figura 10. Principais medidas estruturais e não-estruturais de controle de enchentes



Fonte: Botelho (2011).
Modificado por Julio Cesar Demarchi.

As medidas estruturais intensivas não tratam da causa das enchentes, mas tentam minimizá-las por meio de medidas compensatórias, sendo custosas e pouco eficientes a médio e longo prazo (BOTELHO, 2011). A **canalização** e a **retificação** de rios e córregos ocorrem geralmente de modo conjugado e visam aumentar sua vazão, reduzindo a frequência de ocorrência de enchentes. As modificações realizadas consistem de aumento da seção transversal ou da velocidade do escoamento. O aumento da velocidade é obtido com a redução da rugosidade do leito, que reduz as obstruções ao escoamento, a dragagem do rio, o aumento da declividade pelo corte dos meandros ou o aprofundamento do rio (TUCCI, 2007a). Os **desvios de canais** alteram diretamente o traçado e/ou a direção dos cursos d'água por meio de canais paralelos e canais extravasores (BOTELHO, 2011).

Os ***polders*** visam proteger áreas ribeirinhas e litorâneas situadas em cotas inferiores às dos níveis da água em períodos de enchentes ou marés altas, e são compostos de diques de proteção, redes de drenagem e sistemas de bombeamento.

Os diques isolam e protegem essas áreas, e sua drenagem interna é realizada por um sistema de bombeamento que recalca as vazões drenadas por sobre os diques de volta ao corpo d'água. Em alguns casos, a proteção é efetuada por meio de válvulas ou comportas unidirecionais. A cota de coroamento dos diques é estabelecida em função dos riscos de galgamento assumidos (CANHOLI, 2005).

As **bacias de amortecimento**, ou reservatórios, retêm parte do volume da enchente e mantêm no rio uma vazão inferior àquela que provocava o extravasamento do leito, escoando o volume retido após a redução da vazão natural (TUCCI, 2007a). Estão associadas ao conceito de reservação do escoamento e são geralmente instaladas a jusante de suas áreas-fonte. Além do controle da quantidade das águas drenadas, as bacias podem também controlar sua qualidade, retendo sólidos em suspensão e poluentes. As obras de reservação se dividem em três tipos: **bacias de retenção**, reservatórios de superfície que contêm volume substancial de água permanente para atender a finalidades paisagísticas, recreacionais ou mesmo para abastecimento da população, cujo volume de água se eleva temporariamente durante ou imediatamente após as cheias; **bacias de detenção**, reservatórios normalmente secos durante as estiagens que têm o papel de reter as águas superficiais apenas durante e após as chuvas, guardando relação com os picos de vazão requeridos a jusante e com os volumes armazenados; e as **bacias de sedimentação**, que têm a função principal de reter sólidos em suspensão e absorver poluentes carreados pelo escoamento superficial, além de controlarem cheias e servirem a outros usos. As bacias de amortecimento podem ser on-line, se instaladas na linha principal do sistema de drenagem, ou off-line, quando desviam os volumes de água da rede de drenagem principal e os restituem após o alívio dos picos de vazão (CANHOLI, 2005).

Uma medida estrutural extensiva que reflete na melhora do funcionamento do ciclo hidrológico e na quantidade e qualidade das águas urbanas é a **contenção de encostas e margens** de rios, que pode ser realizada por meio de técnicas mecânicas com estruturas como cimento, pedras, pneus, etc., técnicas vegetativas ou a combinação entre elas, devendo ser priorizadas as duas últimas devido à maior eficiência em longo prazo e menor custo. A finalidade dessa medida é controlar a erosão, impedindo o assoreamento de rios, lagos e reservatórios pelos sedimentos carreados (BOTELHO, 2011).

A **captação da água da chuva** por residências e condomínios por meio de reservatórios (“piscininhas”) e outras estruturas é uma medida estrutural extensiva com efeito de médio e longo prazo que tem tripla função: aumentar a área permeável do solo, diminuir o risco de enchentes e reservar a água para usos não potáveis. Porém, esses reservatórios devem ter limpeza e manutenção adequadas sob o risco de serem focos de criação de larvas e de incidência de doenças transmitidas por insetos (PINHEIRO, 2007).

As **áreas verdes** urbanas incluem o reflorestamento das Áreas de Preservação Permanente (APP) tanto nos topos de morro quanto nas margens de rios, os parques urbanos, a arborização urbana e as áreas livres verdes. A criação, ampliação e manutenção dessas áreas propiciam a redução do escoamento superficial e o aumento da infiltração da água, favorecendo o equilíbrio hidrológico da bacia, a qualidade ambiental e exercendo também função paisagística, de lazer e de atenuação dos efeitos do clima urbano (“ilhas de calor” nas grandes cidades) (BOTELHO, 2011). Piroli (2016) aponta a necessidade de espaços adequados para que os troncos e sistemas radiculares das árvores nas ruas e calçadas possam se desenvolver e para que a água das chuvas possa infiltrar no solo. Destaca também a importância de a cidade manter muitos espaços vegetados em praças, parques e fragmentos de florestas primárias, que estruturam o solo, equilibram o ciclo da água e o clima local e regional, além de servirem de abrigo para a fauna silvestre que pode auxiliar no controle de vetores de doenças e pragas urbanas.

Os **pisos permeáveis** utilizados em estacionamentos promovem o aumento da infiltração das águas de chuvas no solo e permitem melhor conforto térmico. Porém, têm eficiência muito pequena quando implantados de maneira pontual, limitada espacialmente (PINHEIRO, 2007).

Canholi (2005) apresenta uma série de estruturas de reservação de águas (disposição no local) a serem instaladas em lotes residenciais e vias de circulação com a finalidade de incrementar a infiltração e a percolação das águas coletadas, reduzir o pico de vazão da água pluvial na rede de drenagem e, alternativamente, aproveitar as águas reservadas para usos diversos. Essas estruturas consistem de **superfícies de infiltração** vegetadas em terrenos, nas quais podem ser instalados subdrenos; as **valetas de infiltração abertas**, áreas adjacentes a ruas e estradas ou junto a estacionamentos recobertas por vegetação, em geral grama, que podem ser acompanhadas de trincheiras de infiltração; as **bacias de percolação** instaladas

nos terrenos, que consistem em valetas preenchidas com brita ou cascalho e superfícies reaterradas; e os poços de infiltração, dispositivos implantados em pequenos espaços nos terrenos de ocupação consolidada e que requerem nível freático suficientemente baixo e camadas arenosas no subsolo.

As **águas servidas** ou **residuárias** podem ser reaproveitadas ao invés de serem lançadas na rede de esgoto e nos cursos d'água. As águas cinzas, que foram utilizadas para limpeza de tanques, pias, nos chuveiros, entre outros usos, podem ser utilizadas para fins não-potáveis, como para limpeza em tanques, pias, vasos sanitários e chuveiros após medidas simples e menos custosas de filtragem. Já as águas marrons, que foram utilizadas em vasos sanitários e contêm coliformes fecais, exigem procedimentos de filtragem e desinfecção como os existentes nas estações de esgoto para que possam ser reutilizadas (BOTELHO, 2011).

Uma das medidas não-estruturais de controle de enchentes adotadas em alguns municípios que sofrem constantemente com o fenômeno é a implantação de **sistemas de previsão e alerta de cheias**. Esses sistemas objetivam alertar e informar a população em caso de elevação dos níveis das águas dos rios que possam apresentar perigo de inundação. São baseados no monitoramento hidrometeorológico e no conhecimento da dinâmica dos processos hidrológicos, que permitem acompanhar e projetar a evolução das cheias nas áreas de risco de inundação. O monitoramento em tempo real dos níveis fluviométricos de seções de interesse e a previsão de níveis futuros possibilitam a atuação da defesa civil em situações identificadas como emergenciais, nas ações de evacuação da população e retirada de bens materiais das áreas de risco, mobilização de abrigos, entre outras. Os sistemas de previsão e alerta de cheias permitem evitar o fator surpresa, reduzindo prejuízos devidos ao alagamento das ruas, aprisionamento de veículos, perdas de bens materiais e equipamentos nas edificações residenciais, comerciais e industriais, e de perdas de vidas humanas (PINHEIRO, 2007).

O **plano diretor de drenagem urbana**, peça técnica que também constitui uma medida não-estrutural, é um instrumento legal altamente recomendável e estratégia essencial para a obtenção de boas soluções de controle de inundações. Planos bem elaborados possibilitam: estudar a bacia hidrográfica como um todo e chegar a soluções de grande alcance no espaço e no tempo, evitando medidas espacialmente restritas que deslocam ou agravam as inundações em outros locais; estabelecer normas e projetos uniformes para toda a bacia, como o período de

retorno, dimensionamento de obras, etc.; identificar áreas a serem preservadas e/ou que possam ser adquiridas pelo poder público antes da ocupação e/ou do aumento de preço; elaborar o zoneamento da várzea de inundação; estabelecer um calendário de implantação das medidas necessárias considerando os critérios técnicos necessários e os recursos disponíveis; ter articulação com os demais documentos legais (planos viários, de transporte público, de abastecimento de água, entre outros); esclarecer à população a magnitude dos problemas de drenagem e as soluções propostas; dar respaldo técnico e político à busca de recursos e privilegiar a adoção de medidas preventivas de menor custo e maior alcance (PORTO et al., 2007).

O **zoneamento de áreas inundáveis** consiste na definição de um conjunto de regras para a ocupação das áreas de maior risco de inundação, com vistas à minimização futura das perdas materiais e humanas decorrentes das grandes cheias, o que pode propiciar um desenvolvimento racional das áreas ribeirinhas. A regulamentação do uso das zonas de inundação apoia-se em mapas que demarcam áreas de diferentes riscos e nos critérios de ocupação dessas zonas, tanto quanto ao uso como quanto aos aspectos construtivos. Para que possa ser utilizado em benefício das comunidades, o zoneamento deve se integrar à legislação municipal sobre loteamentos, construções e habitações, a fim de garantir sua observância (TUCCI, 2007a).

O **seguro-enchente** não previne sua ocorrência, mas dá aos indivíduos e empresas uma proteção econômica contra as perdas materiais eventuais provocadas pelas inundações (TUCCI, 2007a). A contratação de seguros contra enchentes, no entanto, não é uma prática constante nem no Brasil, nem nos países mais severamente atingidos por esses processos (BOTELHO, 2011). Por fim, as atividades de **educação ambiental** podem ser levadas a cabo por diferentes atores e instituições, como no ensino básico, nas associações de bairro, pelo poder público, entre outros, no sentido de incentivar a manutenção de áreas permeáveis nos terrenos, a captação de água das chuvas, a destinação correta dos resíduos sólidos, a não ocupação dos fundos de vale e planícies de inundação e a adoção de medidas que favoreçam a infiltração da água no solo.

A implementação das obras de macro e micro-drenagem urbana e das medidas de controle de enchentes e inundações pressupõe o conhecimento prévio do ciclo hidrológico nas bacias hidrográficas a que pertencem. Diante da dificuldade

de obtenção de dados precisos dos processos hidrológicos para determinar seus impactos negativos, sobretudo em cidades pequenas e bacias hidrográficas de grande porte, a modelagem hidrológica é a cada dia mais utilizada como ferramenta no estudo desses processos e impactos, com ênfase aos componentes precipitação, infiltração e escoamento superficial do ciclo hidrológico.

1.7 Modelagem hidrológica em bacias hidrográficas

De acordo com Tucci (2005, p. 17), “modelo é a representação de algum objeto ou sistema, numa linguagem ou forma de fácil acesso e uso, com o objetivo de entendê-lo e buscar suas respostas para diferentes demandas”.

Um modelo hidrológico busca simular o comportamento de uma bacia hidrográfica, que é um sistema ativado por um estímulo, a precipitação, e por meio de vários fenômenos do ciclo hidrológico, a bacia transforma a precipitação em vazão (MENDES; CIRILO, 2001). Para Tucci (2005), constitui uma das ferramentas que a ciência desenvolveu para melhor entender e representar o comportamento das bacias hidrográficas, e prever condições diferentes das observadas. O grande número de modelos desenvolvidos, que se diferenciam em função dos dados utilizados, discretização, das prioridades de representação dos processos e dos objetivos a serem alcançados decorre do fato de ser a simulação hidrológica limitada pela heterogeneidade física da bacia e dos processos envolvidos. São utilizados na antecipação aos eventos, representando o impacto da urbanização de uma bacia antes que ela ocorra, para que medidas restritivas ou o planejamento da ocupação sejam adotados, a previsão de uma enchente em tempo real, o impacto da alteração em um rio, a ocorrência de eventos extremos estatisticamente possíveis, entre outros.

Várias classificações de modelos hidrológicos estão definidas na literatura, segundo diferentes critérios apresentados abaixo:

- **Contínuos e baseados em eventos**: são aplicados principalmente aos modelos de escoamento superficial. Um modelo baseado em eventos simula uma chuva individual, enquanto um modelo contínuo simula um período maior, predizendo a resposta da bacia hidrográfica durante e entre os eventos de precipitação (FORD; HAMILTON, 1996);

- **Concentrados e distribuídos**: os modelos concentrados (*lumped*) não levam em conta a variabilidade espacial dos parâmetros e variáveis, utilizando apenas o tempo como variável independente. Já nos modelos distribuídos (*distributed*), as variáveis e parâmetros dependem do espaço e/ou do tempo, o que permite estudar a variabilidade do comportamento físico em diferentes partes do sistema (TUCCI, 2005);

- **Conceituais e empíricos**: os modelos são conceituais quando as funções utilizadas em sua elaboração levam em consideração os processos físicos, e empíricos (ou "caixa-preta") quando se ajustam os valores calculados aos dados observados por meio de funções que não têm nenhuma relação com os processos físicos envolvidos. Alguns autores subdividem os modelos conceituais em físicos e semi-conceituais, sendo que os primeiros utilizam as principais equações diferenciais do sistema físico para representar os processos e seus parâmetros são os que mais se aproximam da física do sistema, e os segundos relacionam as características dos processos, mas mantêm um razoável empirismo nos parâmetros das equações envolvidas (TUCCI, 2005);

- **Determinísticos e estocásticos**: os modelos determinísticos seguem as leis e equações da física que envolvem o processo em estudo para descrevê-lo. São baseados no formalismo matemático e seus resultados são soluções exatas. Os modelos estocásticos, por sua vez, são regidos pelas leis da probabilidade, seguindo uma abordagem estatística, ou seja, os resultados se baseiam na esperança de que dado valor seja alcançado, considerando a aleatoriedade do processo em análise e as chances de que determinado evento aconteça (MANZIONE, 2014);

- Parâmetros medidos ou ajustados: nos modelos de parâmetros medidos, seus parâmetros podem ser determinados pelas propriedades do sistema, seja por medidas diretas ou por métodos indiretos baseados em medidas. Os modelos de parâmetros ajustados, por sua vez, incluem parâmetros que não podem ser medidos, devendo ser encontrados pelo ajuste do modelo com valores observados de entrada e de saída (FORD; HAMILTON, 1996).

Um modelo hidrológico que possibilita o estudo da relação chuva – escoamento superficial em bacias hidrográficas dendríticas é o HEC-HMS (*Hydrologic Engineering Center – Hydrologic Modeling System*), desenvolvido pelo Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos (USACE) e amplamente utilizado no mundo todo. Os hidrogramas produzidos pelo modelo são usados em

estudos de disponibilidade de água, drenagem urbana, previsão de fluxo, análise do impacto de urbanização futura, projetos de reservatórios, redução dos danos das inundações, regularização de vazões em planícies de inundação e na operação de sistemas estruturais (SCHARFFENBERG, 2016).

Os algoritmos (modelos) de taxa de perda da precipitação, de transformação da chuva em escoamento superficial, de escoamento de base e de roteamento do fluxo disponíveis no programa HEC-HMS são, em sua maioria, baseados em eventos de chuvas, concentrados (*lumped models*) e determinísticos. Alguns modelos são empíricos e outros são conceituais. Podem conter parâmetros medidos ou ajustados, ou seja, obtidos a partir de calibração (FELDMAN, 2000). Apesar de a maioria dos modelos empregados no HEC-HMS ser categorizada como concentrada, ele é distribuído por sub-bacias, considerando suas variáveis físicas individuais no cômputo dos hidrogramas de cada sub-bacia.

O modelo HEC-HMS simula o escoamento superficial em bacias hidrográficas a partir de quatro modelos que representam os componentes do escoamento: os que computam o volume total do escoamento superficial, os que computam o escoamento superficial direto (nas superfícies permeáveis e impermeáveis), os modelos de escoamento basal e os de fluxo nos canais de drenagem (FELDMAN, 2000). Serão descritos a seguir os métodos a serem utilizados na modelagem hidrológica na presente pesquisa em cada um dos quatro modelos de escoamento superficial.

Entre os **modelos que computam o volume total do escoamento superficial** (*Loss Rate*, no HEC-HMS), um modelo mundialmente utilizado é do **Número da Curva** (*Curve Number* – CN), também referido como Curva Número, desenvolvido em 1947 pelo Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos (SCS), atual NRCS (Serviço de Conservação dos Recursos Naturais) do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) para estimar o escoamento superficial em pequenas bacias hidrográficas rurais deste país a partir de informações como tipo e grupo hidrológico do solo, umidade antecedente e cobertura vegetal (SCS, 1986). Com o seu aprimoramento, foi adaptado para aplicação em pequenas bacias urbanas e para as condições dos solos e uso da terra de outros países. Este modelo será aqui referido como SCS-CN, Número da Curva ou Curva Número.

O modelo SCS-CN é baseado em eventos, concentrado, empírico, determinístico e de parâmetros ajustados (FELDMAN, 2000). Muito utilizado no planejamento agrícola e de obras de engenharia, reuniu os solos dos Estados Unidos em quatro grandes grupos hidrológicos (A a D), conforme seu potencial de geração de escoamento superficial, desde os solos com grande potencial de infiltração como os siltes bem graduados e profundos e/ou as areias profundas (grupo A) até as argilas compactas com potencial de infiltração praticamente nulo (grupo D) (SCS, 1986).

De acordo com Bielenki Jr. e Barbassa (2012), a classificação dos solos em grupos hidrológicos proposta pelo SCS é feita em função da textura do solo e da velocidade básica de infiltração. Contudo, levando em consideração que os solos brasileiros apresentam taxas de infiltração mais elevadas e características diferentes das dos solos estadunidenses, diversos pesquisadores adaptaram os critérios de classificação dos solos em grupos hidrológicos à realidade brasileira a partir da sua resistência e tolerância à erosão, profundidade, permeabilidade saturada ou taxa mínima de infiltração e razão textural entre os horizontes superficiais e subsuperficiais, como Lombardi Neto et al. (1989), que apresentaram uma nova abordagem para a classificação dos solos aplicada ao cálculo do espaçamento dos terraços agrícolas, e Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005), que atualizaram a proposta de Lombardi Neto et al. (1989), enquadrando nela os tipos de solo do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos de 1999.

No método SCS-CN, a chuva excedente, ou precipitação efetiva responsável pela geração do escoamento superficial em uma bacia hidrográfica, pode ser determinada pela seguinte equação (SCS, 1972; FELDMAN, 2000):

$$P_{ef} = \frac{(P-Ia)^2}{P-I_a+S}\text{, para } P > Ia \quad (7)$$

$$P_{ef} = 0\text{, para } P < Ia \quad (8)$$

Sendo P_{ef} a precipitação efetiva ou excedente (mm); P a precipitação total de um episódio de chuva (mm); I_a a abstração inicial (perdas iniciais de água por interceptação, infiltração e retenção superficial) e S o potencial máximo de retenção (mm).

A relação entre a abstração inicial e o potencial máximo de retenção é derivada da análise de resultados em pequenas bacias hidrográficas e dada por:

$$I_a = 0{,}2 * S \quad (9)$$

Portanto, a precipitação efetiva acumulada no intervalo de tempo t é dada por:

$$P_{ef} = \frac{(P-0{,}2*S)^2}{P+0{,}8*S} \quad (10)$$

O parâmetro S é estimado em função da curva número (CN) de escoamento superficial, por meio da equação:

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (11)$$

Os valores da curva número (CN) foram determinados pelo SCS (1986) para as condições de uso, ocupação, manejo e grau de impermeabilização dos solos rurais e urbanos dos Estados Unidos em função dos seus diferentes grupos hidrológicos, e adaptados para os sistemas de cultivo, manejo e ocupações urbanos e rurais brasileiros por diversos pesquisadores, como Tucci (2007b), Bielenki Jr. e Barbassa (2012), entre outros. Seu limite inferior (zero) corresponde a uma cobertura muito permeável do solo, que não produz escoamento superficial, e seu limite superior (cem), à cobertura completamente impermeável, que produz escoamento (TUCCI, 2007b).

Em um mesmo episódio de precipitação, o escoamento superficial direto pode variar em função da umidade antecedente do solo, pois este pode estar mais seco ou mais úmido. Os coeficientes CN determinados na equação 11 se referem à condição de umidade antecedente média do solo (AMC-II). As três condições de umidade antecedente incorporadas pelo modelo SCS-CN são: AMC-I, na qual o solo encontra-se seco; AMC-II, condição de umidade média e AMC-III, na qual o solo encontra-se úmido, praticamente saturado com as precipitações antecedentes. Os limites de índices pluviométricos nos períodos seco e úmido que caracterizam cada AMC são definidos por Bielenki Junior e Barbassa (2012).

As Curvas Número para as condições de umidade antecedente AMC-I e AMC-III são obtidas a partir da CN para a condição AMC-II, por meio das seguintes equações:

$$CN_I = CN_{II} / (2{,}3 - 0{,}013 * CN_{II}) \quad (12)$$

$$CN_{III} = CN_{II} / (0{,}43 + 0{,}0057 * CN_{II}) \quad (13)$$

Como as bacias hidrográficas usualmente possuem diferentes usos da terra e solos de diferentes grupos hidrológicos, o modelo HEC-HMS utiliza como parâmetro de entrada a média ponderada de valores CN, obtida por meio da equação

$$CN_{médio} = \frac{\sum A_i * CN_i}{\sum A_i} \quad (14)$$

Em que: i é o índice de subdivisões da bacia hidrográfica contendo tipo de uso da terra e de solo uniforme; A_i é a área de drenagem da subdivisão i e CN_i é o valor CN para a subdivisão i (FELDMAN, 2000).

O parâmetro *Transform*, que computa a **transformação da precipitação em escoamento superficial direto**, o faz a partir do cálculo do hidrograma unitário (HU), que é definido como “o hidrograma resultante de um escoamento superficial unitário (1 mm, 1 cm, 1 polegada) gerado por uma chuva uniformemente distribuída sobre a bacia hidrográfica, com intensidade constante e de certa duração” (STUDART, 2006, p. 17). De acordo com Feldman (2000), o hidrograma unitário possui quatro suposições implícitas:

1. A precipitação efetiva é uniformemente distribuída no espaço e possui intensidade constante em todo o intervalo de tempo;

2. As ordenadas de uma hidrógrafa de escoamento superficial direto, correspondentes à precipitação efetiva de uma dada duração são diretamente proporcionais ao volume desta precipitação. Portanto, a precipitação efetiva em dobro produz o dobro do escoamento superficial, e a metade da precipitação efetiva produz metade do escoamento, no que é chamada hipótese de linearidade;

3. A hidrógrafa do escoamento superficial direto resultante de um dado aumento da precipitação efetiva é independente do tempo de ocorrência desta precipitação e da chuva antecedente. É a hipótese de invariância temporal;

4. Assume-se que precipitações efetivas de igual duração produzem hidrogramas com tempos de base equivalentes a despeito da intensidade da precipitação (FELDMAN, 2000).

O **modelo do hidrograma unitário do SCS**, presente no HEC-HMS, deriva de valores médios de HU obtidos em pequenas bacias hidrográficas agrícolas dos Estados Unidos nas quais foram medidos a precipitação e o escoamento superficial, estando sua descrição completa publicada em SCS (1986). É categorizado como baseado em eventos, concentrado, empírico, determinístico e de parâmetros ajustados. O hidrograma unitário é adimensional e unimodal, e expressa a vazão U_t como uma parcela do pico de vazão, U_p, para um tempo t que é uma fração do tempo de pico T_p.

A vazão de pico U_p e o tempo de pico T_p são relacionados por:

$$U_p = C(\frac{A}{T_p}) \tag{15}$$

Em que: A é a área da bacia hidrográfica e C é a constante igual a 2,08 no Sistema Internacional de unidades.

O tempo de pico T_p é relacionado à duração da precipitação efetiva unitária por:

$$T_p = \frac{\Delta t}{2} + t_{lag} \tag{16}$$

Em que: Δt é a duração da precipitação efetiva e t_{lag} é o tempo de retardo da bacia, definido como a diferença de tempo entre o centro de massa da precipitação efetiva e o pico do hidrograma unitário (FELDMAN, 2000).

De acordo com o referido autor, o SCS sugere, para bacias hidrográficas sem dados hidrológicos, que o t_{lag} seja relacionado ao tempo de concentração t_c da precipitação pela equação:

$$t_{lag} = 0{,}6 * t_c \tag{17}$$

De acordo com Scharffenberg (2016), o tempo de retardo t_{lag} pode ser calculado pela divisão da precipitação unitária por 2, seguido da soma de 60 % do tempo de concentração.

Segundo Fleming e Doan (2010), a extensão HEC-GeoHMS do SIG ArcGIS, ferramenta responsável por produzir os arquivos de geometria da bacia hidrográfica e alguns parâmetros de entrada do modelo HEC-HMS, calcula o t_{lag} de todas as sub-bacias da bacia hidrográfica analisada, utilizando para tal a equação descrita por SCS (1972), que é expressa no sistema métrico por:

$$t_{lag} = \frac{L^{0,8} * (2540 - 22.86 * CN)^{0,7}}{(14104 * CN^{0,7} * S^{0,5})} \quad (18)$$

Em que: t_{lag} é o tempo de retardo (h); L é o comprimento do talvegue da sub-bacia (m); CN é o valor do Número da Curva e S é a declividade média da sub-bacia (m/m).

O uso desta equação é recomendado para bacias hidrográficas pequenas, de área inferior a 8,09 km² (2.000 acres).

Após definição do t_{lag} pelo usuário, de acordo com o tamanho da bacia ou a metodologia utilizada, o modelo HEC-HMS calcula o T_p e, em seguida, obtém a vazão U_p, construindo na sequência o hidrograma unitário.

O parâmetro *Routing* do modelo HEC-HMS possui vários **modelos que calculam o hidrograma efluente nos canais de escoamento** (rios), dado um hidrograma afluente como condição limite, levando em consideração a capacidade da calha dos rios, córregos e canais de amortecer e retardar as ondas de cheias. Para atingir esse objetivo, os modelos disponíveis resolvem as equações de continuidade e de *momentum*, mais conhecidas como equações de Saint Venant ou de onda dinâmica. A equação de *momentum* considera as forças que agem no corpo d'água no trecho de um canal aberto, e equivale à soma das forças de pressão, gravitacional e de atrito, como produto entre a massa do fluido e a aceleração. Já a equação de continuidade calcula o volume de água em um trecho de um canal aberto, levando em consideração o fluxo de entrada, de saída e o armazenamento no trecho (FELDMAN, 2000).

O **método de Muskingum**, que constitui um dos modelos de roteamento do escoamento nos canais disponíveis no HEC-HMS, permite o cômputo do hidrograma

efluente amortecido na seção jusante de um canal, dado o hidrograma afluente na seção montante. Dependendo do comprimento do canal e das características de uniformidade do mesmo, pode-se representá-lo por meio de uma seção típica ou dividi-lo em várias seções (CANHOLI, 2005). Assim como os outros modelos a serem utilizados neste trabalho, é baseado em eventos, concentrado, empírico, determinístico e de parâmetros ajustados.

O armazenamento de água em uma seção do canal é dado por:

$$\frac{dS}{dt} = I - Q \tag{19}$$

Onde: S é o volume de água armazenada na seção do canal; t é o tempo; I a vazão afluente e Q a vazão efluente.

Como os termos S e Q da equação são desconhecidos, o método de Muskingum estabelece uma relação linear entre S, I e Q para resolver o problema do amortecimento da vazão, que é dada por (CANHOLI, 2005):

$$S = K * [X * I + (1 - X) * Q] \tag{20}$$

Em que: K é o tempo médio de trânsito da onda de inundação e X um fator de ponderação das vazões, adimensional, variando de 0 a 0,5. Esses coeficientes são denominados parâmetros de ajuste do canal e não possuem significado físico preciso.

A expressão $K * [X * I + (1 - X) * Q]$ representa uma vazão ponderada. Se o armazenamento no canal é controlado por condições a jusante, fazendo com que o armazenamento e a vazão efluente sejam altamente correlacionados, então X = 0. Se o mesmo peso for atribuído às vazões afluente e efluente, e o resultado for uma onda uniformemente progressiva que não atenua à medida que se move sobre o canal, então X será igual a 0,5 (FELDMAN, 2000).

A equação de armazenamento pode ser escrita na forma de diferenças finitas, com um intervalo de tempo $\Delta t = t_2 - t_1$, ou seja:

$$\frac{S_2 - S_1}{\Delta t} = \frac{I_1 + I_2}{2} + \frac{Q_1 + Q_2}{2} \tag{21}$$

Como a equação descrita para o tempo t_1 representa a relação entre S_1, I_1 e Q_1, e a equação do tempo t_2 gera a relação entre S_2, I_2 e Q_2, então $Q_2 = f(Q_1)$, podendo ser descrita como (FELDMAN, 2000):

$$Q_2 = \left(\frac{\Delta t - 2KX}{2K(1-X)+\Delta t}\right) * I_2 + \left(\frac{\Delta t + 2KX}{2K(1-X)+\Delta t}\right) * I_1 + \left(\frac{2K(1-X)-\Delta t}{2K(1-X)+\Delta t}\right) * Q_1 \quad (22)$$

A soma das variáveis multiplicadas por I_2, I_1 e Q_1 equivale a 1. Como a única variável desconhecida é Q_2, é necessário calibrar os coeficientes K e X (CANHOLI, 2005).

De acordo com Scharffenberg (2016), o coeficiente K pode ser estimado a partir do conhecimento das propriedades das seções transversais e do fluxo, podendo ser obtido por calibração em alguns casos. Já o coeficiente X constitui um balanço entre a vazão afluente e a efluente e, em termos práticos, o valor 0 resulta em máxima atenuação do escoamento e o valor 0,5 constitui sua não atenuação. A maioria dos segmentos de rios (*river reaches*) requer um valor intermediário de X, obtido por calibração.

O modelo HEC-HMS possibilita ainda a **modelagem do fluxo de base** e de sua contribuição ao escoamento superficial, constituindo o escoamento das águas resultante de chuvas anteriores, que estavam armazenadas na bacia, e do escoamento subsuperficial atrasado da chuva analisada. Três modelos de fluxo de base estão presentes no HEC-HMS: o fluxo constante mensal, o modelo de recessão exponencial e o modelo linear de cômputo do volume do reservatório (FELDMAN, 2000). Neste trabalho, porém, o fluxo de base foi utilizado apenas nas tentativas de calibração do modelo para ajustar a vazão anterior e posterior aos eventos de chuva e às ondas de cheia, pois sua contribuição para o escoamento superficial durante os eventos de chuvas é pequena e a calibração do hidrograma de cheia no modelo ocorreu a partir de vazões medidas na bacia hidrográfica nos eventos de chuvas intensas.

A aplicação dos modelos hidrológicos e hidrodinâmicos na análise hidrológica e no mapeamento de áreas inundáveis em bacias hidrográficas e planícies de inundação é vasta. Du et al. (2015) calibraram o modelo HEC-HMS para estudar o impacto da urbanização e da localização das áreas impermeáveis na vazão de pico e volume de inundação na bacia Longhua, em Shenzhen, China. Al-Zahrani, Al-

Areek e Sharif (2016) utilizaram os modelos HEC-HMS e HEC-RAS para simular inundações na cidade de Hafr Al-Batin, situada próximo ao exutório da bacia de mesmo nome, na Arábia Saudita, uma vez que a cidade não possui estruturas hidráulicas de controle de inundações, que são provocadas por chuvas na porção seca e árida da bacia.

Asadi e Boustani (2003) calibraram o modelo HEC-HMS para a análise hidrológica de uma sub-bacia do Rio Delibajak, localizada no sudeste do Irã, e avaliaram o desempenho do modelo concentrado e semi-distribuído (por sub-bacias). Foram utilizados os modelos SCS – Número da Curva para estimar as perdas por infiltração, o hidrograma unitário do SCS para transformação da precipitação efetiva em escoamento superficial direto, a constante mensal para modelar o escoamento basal e o modelo de Muskingum para o roteamento do escoamento nos trechos. Os parâmetros Número da Curva, abstração inicial e tempo de retardo foram utilizados na calibração. Embora ambos os modelos tiveram desempenho razoavelmente bom, o modelo semi-distribuído detectou melhor a vazão de pico e o volume total do escoamento que o modelo concentrado. O parâmetro de maior sensibilidade do modelo foi a abstração inicial.

Cabral et al. (2016) realizaram a modelagem hidrológica e hidrodinâmica com os modelos HEC-HMS e HEC-RAS de uma chuva de período de retorno de 100 anos para simular as áreas inundáveis na bacia do Rio Granjeiro, município de Crato – CE, resultados da impermeabilização dos interflúvios pelo crescimento urbano, da disposição inadequada de resíduos sólidos e da falta de áreas vegetadas ao longo do rio principal.

CAPÍTULO 2. MATERIAL E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

2.1 Caracterização geográfica da área de estudo

A bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos está situada na porção central do município de Santa Cruz do Rio Pardo, que se localiza no centro-oeste do estado de São Paulo (Figura 11). É limitada pelas coordenadas geográficas: 22º48’35.25”S a 22º54’34.91”S e 49º32’47.45”W a 49º40’57.29ºW, e compreende a área de 78,77 km².

Figura 11. Localização da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos

Organização: Demarchi (2015).

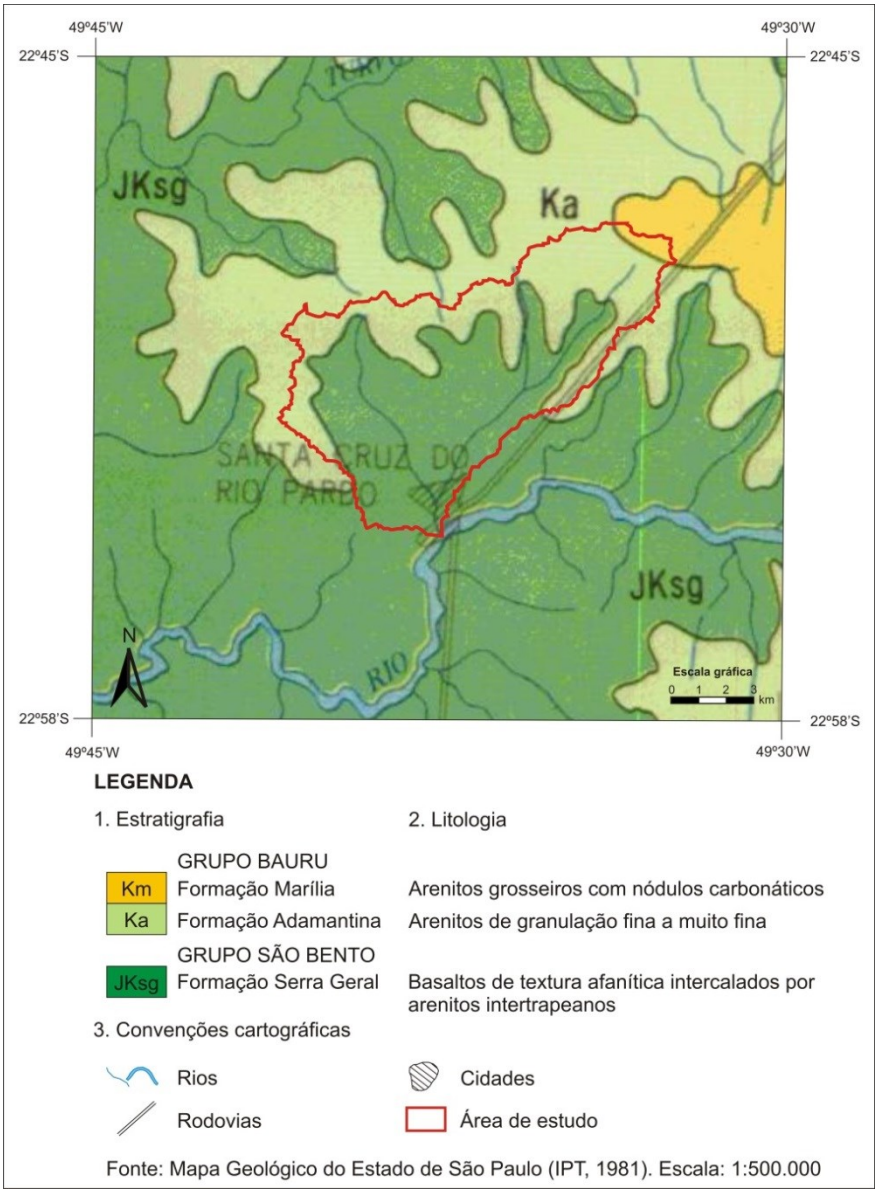
2.1.1 Aspectos geológicos

O município de Santa Cruz do Rio Pardo encontra-se na Bacia Sedimentar do Paraná, unidade geotectônica estabelecida sobre a Plataforma Sul-Americana a partir do Devoniano inferior, senão do Siluriano, da Era Paleozóica, caracterizada pelo acúmulo de grande espessura de sedimentos, lavas basálticas e *sills* de diabásio (IPT, 1981). As três formações geológicas predominantes na bacia hidrográfica em estudo são: Serra Geral, do Grupo São Bento, a qual inclui a zona urbana do município e o médio curso dos rios principais; a Formação Adamantina, do Grupo Bauru, coincidente com as cabeceiras de drenagem e divisores de água nas porções oeste, norte e leste da bacia; e a Formação Marília, do mesmo grupo, em uma pequena mancha em seu limite nordeste (Figura 12).

A Formação Serra Geral é caracterizada por rochas vulcânicas toleíticas em derrames basálticos de coloração cinza a negra, textura afanítica, com intercalações de arenitos intertrapeanos finos a médios de estratificação cruzada tangencial e esparsos níveis vitrofíricos não individualizados (IPT, 1981). O vulcanismo manifestou-se entre 147 e 119 milhões de anos, ou seja, entre o Jurássico Superior e o Cretáceo Inferior pré-Aptiano, com um máximo de ocorrência entre 130 e 120 milhões de anos (CORDANI; VANDOROS, 1967). Há evidências de que as efusões basálticas tenham se manifestado antes ou ao mesmo tempo em que, em sítios não muito afastados, ainda se acumulavam arenitos eólicos infratrapianos, característicos de clima desértico e semelhantes à Formação Botucatu, com estruturas tipicamente dunares ou de natureza hidroclástica. Numerosos diques acompanharam a efusão das lavas, para as quais muitos provavelmente serviram de conduto. Possuem espessuras variadas, de centímetros a mais de 200 metros, e ocorrem em zonas que sofreram arqueamento, sendo paralelos a seu eixo (IPT, 1981).

Os sedimentos e rochas do Grupo Bauru acumularam-se no período Cretáceo Superior após a cessação dos derrames de lavas da Formação Serra Geral e a ocorrência do soerguimento epirogênico em toda a Plataforma Sul-Americana em território brasileiro. A porção norte da Bacia do Paraná comportou-se negativamente em relação aos soerguimentos marginais e à zona central da bacia, formando-se um embaciamento em relação à área da bacia como um todo, propício ao acúmulo de sedimentos (IPT, 1981).

Figura 12. Mapa Geológico do Estado de São Paulo, com destaque para a bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos



Fonte: IPT (1981).
Adaptado por: Demarchi (2017).

A Formação Adamantina corresponde a “um conjunto de fácies cuja principal característica é a presença de bancos de arenitos de granulação fina a muito fina, cor de róseo a castanho, portando estratificação cruzada, com espessura variando entre 2 e 20 metros, alternados com bancos de lamitos, siltitos e arenitos lamíticos, de cor castanho-avermelhado a cinza-castanho, maciços ou com acamamento plano-paralelo grosseiro, frequentemente com marcas de onda a microestratificação cruzada” (SOARES et al., 1980, p. 180), sendo comum também a ocorrência de seixos de argilito, cimento e nódulos carbonáticos. Situa-se estratigraficamente entre

a Formação Santo Anastácio, sotoposta, e a Formação Marília, sobreposta e de ocorrência localizada, podendo se assentar diretamente sobre a Formação Serra Geral. A deposição de sedimentos da Formação Adamantina ocorreu em sistema flúvio-lacustre, cujas áreas-fonte são, principalmente, áreas de sedimentos fanerozóicos pré-existentes a noroeste e sudeste, áreas de rochas básicas do Grupo São Bento, metamórficas do Grupo Araxá e Canastra e alcalinas do Triângulo Mineiro a nordeste (IPT, 1981).

Por fim, a Formação Marília compreende:

> [...] uma unidade composta por arenitos grosseiros a conglomeráticos, com grãos angulosos, teor de matriz variável, seleção pobre, ricos em feldspatos, minerais pesados e minerais instáveis; ocorrem em bancos com espessura média entre 1 e 2 metros, maciços ou com acamamento incipiente subparalelo e descontínuo, raramente apresentando estratificação cruzada de médio porte, com seixos concentrados nos estratos cruzados; raras camadas descontínuas de lamitos vermelhos e calcários são encontradas (SOARES et al., 1980, p. 182).

São característicos da Formação Marília os nódulos carbonáticos, que ocorrem dispersos nos sedimentos ou concentrados em níveis ou zonas, e os cimentos carbonáticos (IPT, 1981). Sua sedimentação desenvolveu-se em embaciamento restrito, em regimes torrenciais característicos de leques aluviais e deposição de pavimentos detríticos, durante a instalação progressiva do clima semi-árido, que propiciou a sedimentação dos detritos por carbonatos do tipo caliche (SUGUIO et al., 1975 e 1977 apud IPT, 1981). Sua ocorrência na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos, no entanto, não é constatada no Mapa Geológico do Estado de São Paulo da CPRM (2006), que define seu limite a leste do divisor de águas nordeste da bacia.

2.1.2 Aspectos geomorfológicos

Do ponto de vista geomorfológico, de acordo com Ross e Moroz (1997), o município localiza-se na unidade morfoestrutural Bacia Sedimentar do Paraná, na unidade morfoescultural Planalto Ocidental Paulista, que ocupa cerca de 50% do território paulista, e na unidade geomorfológica Planalto Centro-Ocidental, na qual predominam formas de relevo denudacionais cujo modelado constitui-se de colinas amplas e baixas com topos convexos (Dc) e topos aplanados e tabulares (Dt). A

altimetria varia entre 400 e 700 m e as declividades médias predominantes nas vertentes estão entre 2 e 10%.

A altitude da bacia do Ribeirão São Domingos varia entre 454 e 658 metros, sendo a altitude média de 565 metros e a declividade média de 6,85 %. Os padrões de formas semelhantes da área de estudo são, de acordo com o Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo (ROSS; MOROZ, 1997), o Dt_{11}, localizado em seu limite oeste e caracterizado por formas denudacionais de topos tabulares com grau de entalhamento dos vales muito fraco (<20 m) e dimensão interfluvial média muito grande (>3.750 m), e o Dc_{22}, que ocorre em quase toda sua extensão, no qual se destacam as formas denudacionais de topos convexos com entalhamento dos vales de grau fraco (20 a 40 m) e dimensão interfluvial média de tamanho grande (1.750 a 3.750 m).

O predomínio de baixas declividades na área de estudo favorece a mecanização da agricultura, em especial dos cultivos de cana-de-açúcar, milho e soja, principais produtos agrícolas da bacia. Os declives iguais ou menores que 15 % representam 94,58 % da superfície da área de estudo e, de acordo com Lepsch et al. (1991), as declividades entre 10 e 15 % permitem o tráfego de máquinas agrícolas, embora com dificuldades. Já os relevos de declividade igual ou menor que 10 % constituem 79,24 % da área de estudo, e não apresentam limitações à mecanização. Embora as máquinas agrícolas promovam a redução de custos e a evitem, por exemplo, a queima para corte manual da cana-de-açúcar, seu tráfego intenso pode provocar a compactação do solo e aumentar a produção de escoamento superficial, especialmente quando ocorre em condições de umidade elevada.

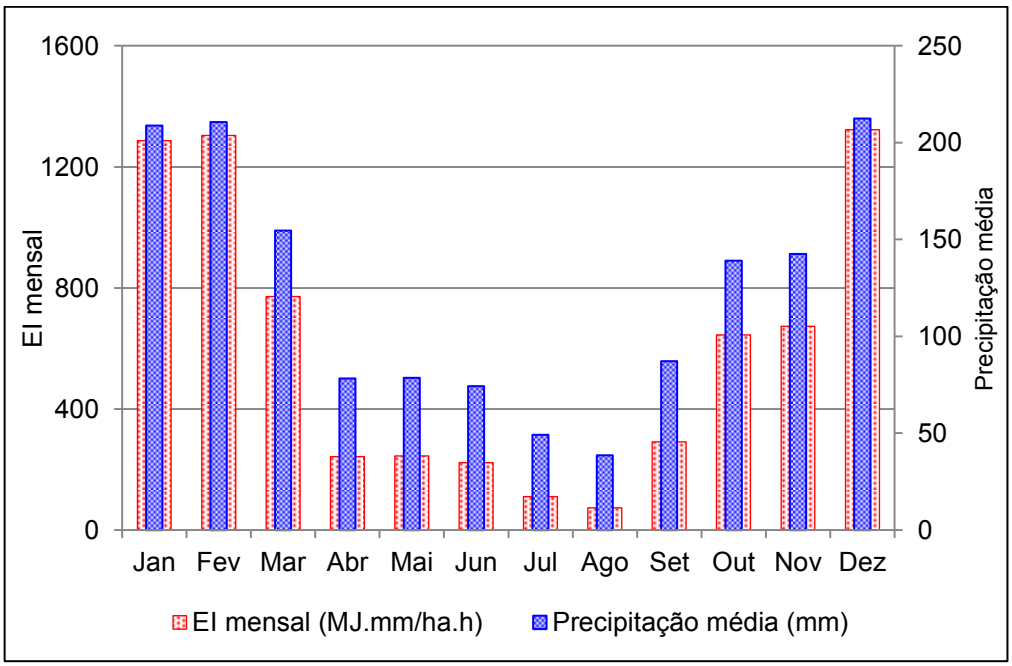
As características do relevo da área de estudo favorecem o processo de infiltração da água em detrimento do escoamento superficial em razão das declividades predominantes e dos graus de entalhamento dos vales muito fraco e fraco. Entretanto, as dimensões interfluviais grandes e muito grandes implicam comprimentos de rampa elevados, que possibilitam o aumento da velocidade e do volume do escoamento, potencializando os processos erosivos nos terços médio e inferior das vertentes.

2.1.3 Aspectos climáticos, erosividade da chuva e balanço hídrico

De acordo com os critérios propostos por Peel, Finlayson e McMahon (2007) e por Setzer (1996), adaptados por Rolim et al. (2007) para a classificação climática de Köppen-Geiger, e levando em consideração as normais climáticas de Santa Cruz do Rio Pardo - SP apresentadas por Miranda et al. (2005), o clima do município é do tipo Am, tropical chuvoso com inverno seco, cujo mês mais seco (agosto) tem precipitação inferior a 60 mm, o mês mais frio (julho) tem temperatura média igual ou superior a 18ºC e os meses mais quentes (dezembro a março) apresentam temperatura média igual ou superior a 22ºC.

A precipitação média anual do município é de 1.475,3 mm, sendo a precipitação média do mês mais chuvoso de 212,5 mm e a do mês mais seco de 38,7 mm (Figura 13). A estação chuvosa ocorre de outubro a março, e a estação seca de abril a setembro. A temperatura média anual é de 22,9ºC, sendo a temperatura média do mês mais frio de 18ºC e a temperatura média dos meses mais quentes (janeiro e dezembro) de 26ºC (MIRANDA et al., 2005).

Figura 13. Precipitação média mensal e índice de erosão (EI) médio mensal do município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP



Fonte: Miranda et al. (2005).

A erosividade da chuva do município, obtida a partir das normais climáticas acima referidas e da equação do índice de erosividade EI ajustada por Roque,

Carvalho e Prado (2001) para o município de Piraju – SP, localizado a aproximadamente 42 quilômetros da zona urbana de Santa Cruz do Rio Pardo, é de 7.193,31 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}, dos quais 83,49 % ocorre na estação chuvosa, de outubro a março, e 16,51 % ocorre no período seco. Os três meses mais chuvosos (dezembro, fevereiro e janeiro, respectivamente) são responsáveis por 54,43 % do índice de erosividade médio anual. Como todo o ciclo das culturas agrícolas anuais de verão ocorre na estação chuvosa, a cobertura do solo é reduzida no início e no final deste período, tornando-o mais suscetível aos processos erosivos.

Em comparação com o Estado de São Paulo, Sant'anna Neto (1995) calculou a erosividade da chuva de 394 postos pluviométricos e no período de 1971 a 1993 por meio da equação do índice de erosividade EI ajustada por Lombardi Neto e Moldenhauer (1980), e o mapa resultante mostrou que o Extremo Oeste Paulista, o alto Vale do Rio Paranapanema, a porção sul da Depressão Periférica, o alto e médio Vale do Ribeira e o Vale do Paraíba do Sul tiveram os índices EI mais baixos, entre 5.000 e 6.500 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}. As regiões de maior erosividade da chuva foram a Zona Costeira e as áreas de maior altitude, como as Serras do Mar, Paranapiacaba e Mantiqueira, e as cuestas basálticas de Franca, São Carlos, Botucatu e dos Agudos, com índices EI superiores a 8.000 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}. As demais regiões do Estado, incluindo porções do médio Vale do Rio Paranapanema onde se localiza a área de estudo, apresentaram EI intermediários, entre 6.500 a 8.000 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}.

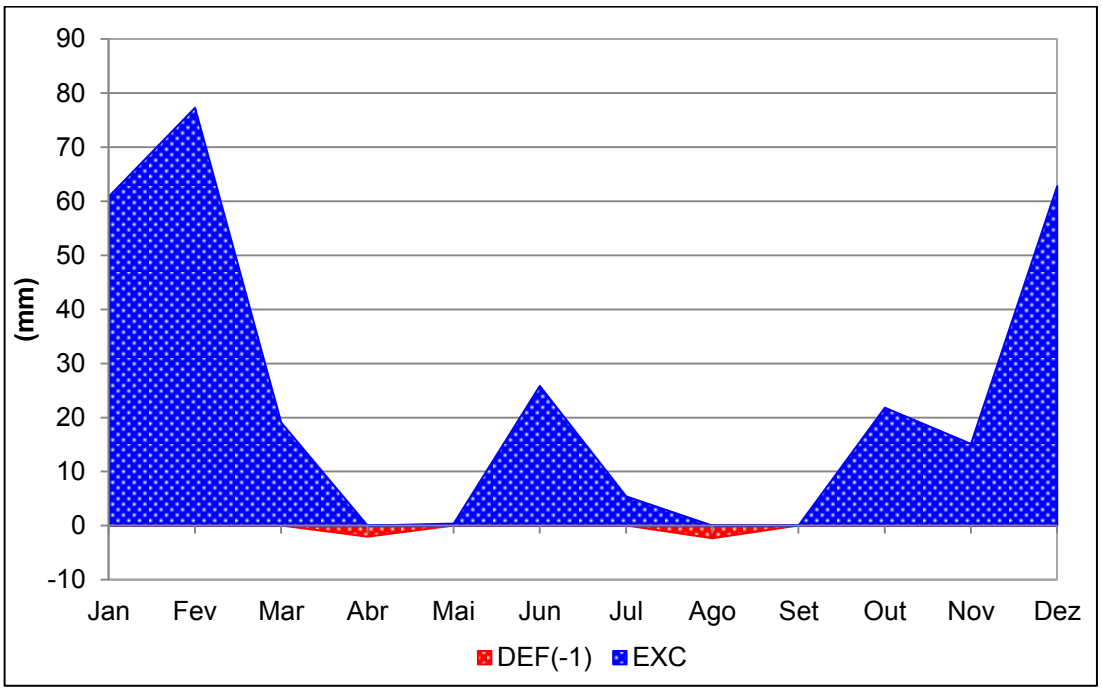
O balanço hídrico normal do município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP, calculado a partir das normais climáticas apresentadas por Miranda et al. (2005) pela metodologia de Thornthwaite e Mather (1955) por meio da planilha elaborada por Rolim, Sentelhas e Barbieri (1998), é a presentado na Tabela 1. O gráfico do extrato do balanço hídrico normal segue na Figura 14. Como a finalidade foi caracterizar a disponibilidade hídrica do município, utilizou-se Capacidade de Água Disponível (CAD) padrão de 100 mm. A evapotranspiração potencial (ETP) foi calculada pela planilha pelo método de Thornthwaite (1948).

Tabela 1. Componentes do balanço hídrico normal do município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP (CAD = 100 mm)

Mês	T méd (°C)	P mm	ETP mm	P - ETP mm	NEG.AC mm	ARM mm	ALT mm	ETR mm	DEF mm	EXC mm
Jan	26	209	148,2	60,8	0	100	0	148,2	0	60,8
Fev	26	210,7	133,4	77,3	0	100	0	133,4	0	77,3
Mar	26	154,7	135,6	19,1	0	100	0	135,6	0	19,1
Abr	24	78,3	99,4	-21,1	-21,1	81	-19	97,3	2,1	0
Mai	20	78,7	59,3	19,4	0	100	19	59,3	0	0,4
Jun	19	74,4	48,6	25,8	0	100	0	48,6	0	25,8
Jul	18	49,2	43,8	5,4	0	100	0	43,8	0	5,4
Ago	20	38,7	61,2	-22,5	-22,5	79,9	-20,1	58,8	2,3	0
Set	21	87,3	71,7	15,6	-4,6	95,5	15,6	71,7	0	0
Out	24	139,1	112,8	26,3	0	100	4,5	112,8	0	21,8
Nov	25	142,7	127,6	15,1	0	100	0	127,6	0	15,1
Dez	26	212,5	149,7	62,8	0	100	0	149,7	0	62,8
Totais	**22,9**	**1.475,3**	**1.191,3**	**284,0**			**0**	**1.186,8**	**4,4**	**288,5**

T méd = temperatura média mensal; P = precipitação média; ETP = evapotranspiração potencial; P – ETP = diferença entre temperatura e evapotranspiração potencial; NEG.AC = negativo acumulado; ARM = armazenamento de água no solo; ALT = alteração do armazenamento; ETR = evapotranspiração potencial; DEF = deficiência hídrica; EXC = excedente hídrico.

Figura 14. Extrato do balanço hídrico normal do município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP (CAD = 100 mm)



De acordo com a Tabela 1, o armazenamento de água no solo é máximo (ARM = CAD) durante nove meses do ano, apresentando redução apenas em abril, agosto e setembro. Nos dois primeiros meses, a ETP supera a precipitação, e no

último o índice pluviométrico médio é maior, mas ocorre a reposição da água no solo, que se completa em outubro. Da mesma forma, a ETR é inferior à ETP apenas nos meses de abril e setembro, quando a ETP é maior que a precipitação. O município apresenta excedente hídrico médio de 288,5 mm e déficit de apenas 4,4 mm. Na Figura 14, observa-se que os maiores excedentes hídricos ocorrem na primavera e no verão, de outubro a março, e excedentes menores nos meses de junho e julho, durante a estação seca.

Esses dados denotam que o solo está úmido e com potencial de geração de escoamento superficial durante nove meses, mas nos demais períodos o armazenamento de água está próximo à CAD, com diferença negativa máxima de 20,1 mm. Esse potencial é ainda maior durante a estação chuvosa, na qual o solo usualmente está coberto pelas culturas anuais, com exceção dos meses iniciais e finais, nos quais o risco de erosão, de geração de escoamento e de enchentes nos córregos aumenta. A irrigação é praticada em algumas propriedades agrícolas do município, e sua demanda se torna maior no início do outono e no final do inverno.

2.1.4 Vegetação original

Em profunda interação com as características climáticas, a vegetação do município de Santa Cruz do Rio Pardo é classificada como floresta estacional semidecidual, conhecida por mata atlântica do interior, derivação “vegetação secundária e atividades agrárias” (IBGE, 2004).

De acordo com o Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012), o conceito de floresta estacional semidecidual foi estabelecido em razão do clima estacional que determina a semidecidualidade da folhagem da floresta, estando associada às acentuadas secas hibernais no inverno que contrastam com as chuvas intensas de verão na zona tropical, e ao inverno bastante frio (temperaturas médias mensais inferiores a 15ºC) na zona subtropical, que causa o repouso fisiológico e a queda parcial da folhagem, em detrimento do clima sem período seco.

A vegetação da floresta estacional semidecidual é composta por fanerófitos com gemas foliares protegidas da seca por escamas (catafilos ou pelos), cujas folhas adultas são esclerófilas ou membranáceas deciduais, sendo a porcentagem de árvores caducifólias no conjunto florestal de 20 a 50 %. Nas áreas tropicais, a floresta é composta por mesofanerófitos que em geral revestem os solos areníticos

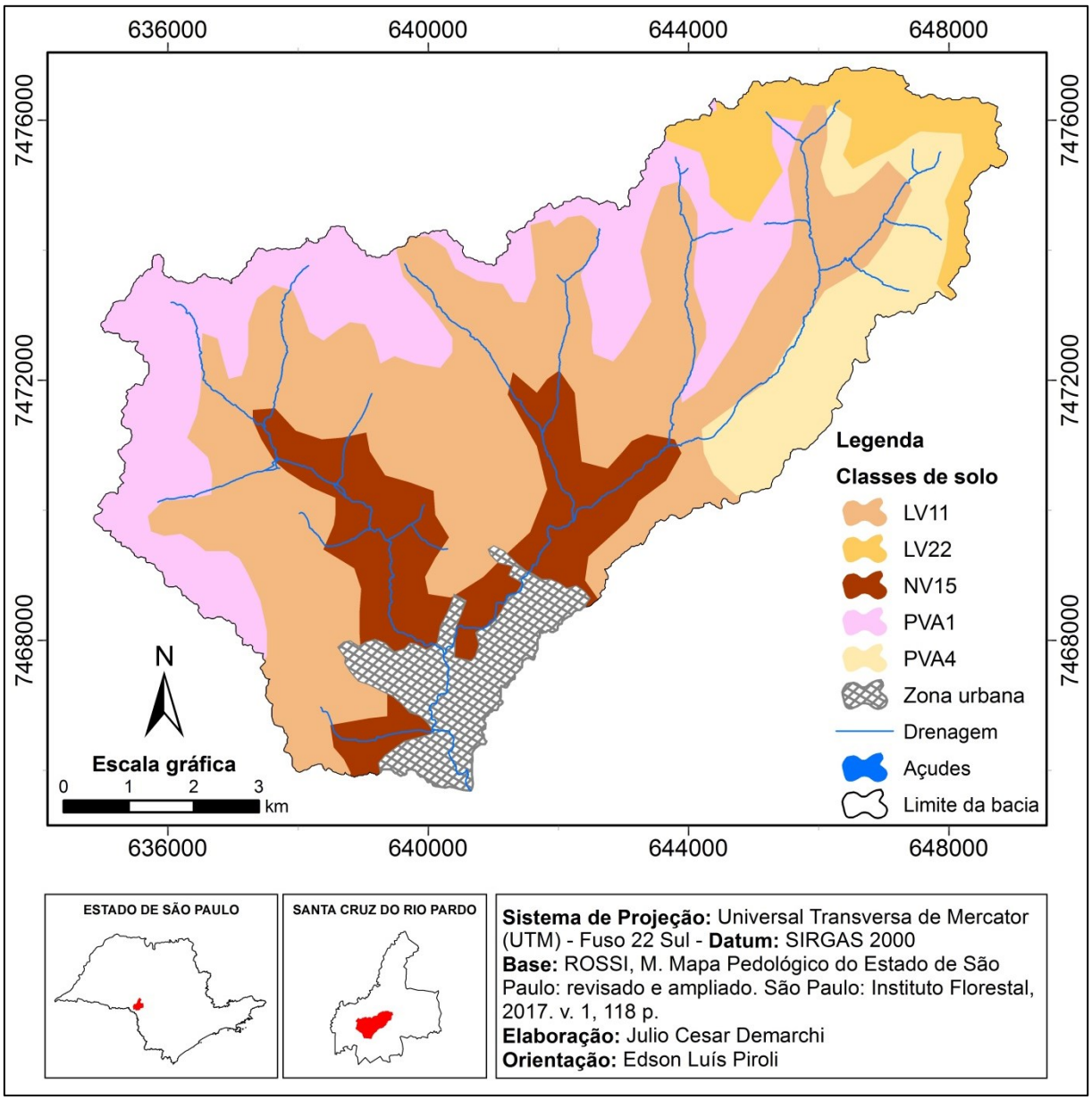
distróficos e, nas áreas subtropicais, por macrofanerófitos que recobrem solos basálticos eutróficos. Na área de estudo, ocorre a formação submontana da floresta estacional semidecidual, característica da faixa altimétrica de 50 a 500 m no intervalo latitudinal de 16 a 24º Sul e própria dos arenitos Bauru, Botucatu e Caiuá, dos períodos geológicos jurássico e cretáceo. Os gêneros florestais predominantes nos planaltos areníticos são: *Hymenaea* (jatobá), *Copaifera* (óleo-vermelho), *Peltophorum* (canafístula), *Astronium*, *Handroanthus*, *Balfourodendron*, entre outros, mas o principal gênero que a domina e caracteriza é o *Aspidosperma*, em seu ecótipo *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg. (peroba-rosa) (IBGE, 2012).

Embora atualmente restem apenas 665,4 ha de vegetação na área de estudo, na forma de fragmentos florestais, nos fundos de vale e áreas esparsas, e incluam algumas espécies exóticas cultivadas, a vegetação arbórea original contribuiu para a formação e a conservação dos solos por fornecer condições à ocorrência do intemperismo físico-biológico do material de origem. Esse processo se dá pela ação dos fungos, térmitas, formigas, minhocas, entre outros representantes da macro e microfauna, e das raízes, que podem penetrar nas fendas das rochas, além de realizarem a ciclagem de cátions e acelerarem os processos de formação dos solos. Nas florestas são encontradas também as condições para a ocorrência do intemperismo químico, como o favorecimento à infiltração da água no solo pelas raízes, serapilheira e pela matéria orgânica do horizonte superficial, e as temperaturas elevadas, que aceleram as reações químicas. Por outro lado, a cobertura florestal reduz o impacto mecânico das chuvas no solo e promove a redução da sua suscetibilidade aos processos erosivos

2.1.5 Aspectos pedológicos e suscetibilidade à erosão

Os tipos de solo presentes na bacia do Ribeirão São Domingos, resultantes da interação entre os organismos, o relevo, o clima, o material de origem e o tempo, identificados no Mapa Pedológico do Estado de São Paulo (ROSSI, 2017), são apresentados na Figura 15.

Figura 15. Bacia do Ribeirão São Domingos: mapa pedológico extraído de Rossi (2017)



Fonte: Rossi (2017).
Adaptado por: Julio Cesar Demarchi.

As unidades de mapeamento simples e associações de solos do mapa pedológico encontradas na área de estudo, descritas até o 5º nível categórico (famílias) e com informações sobre as fases de relevo integrantes do 6º nível categórico, são apresentadas no Quadro 3.

Quadro 3. Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: descrição das classes encontradas na bacia do Ribeirão São Domingos

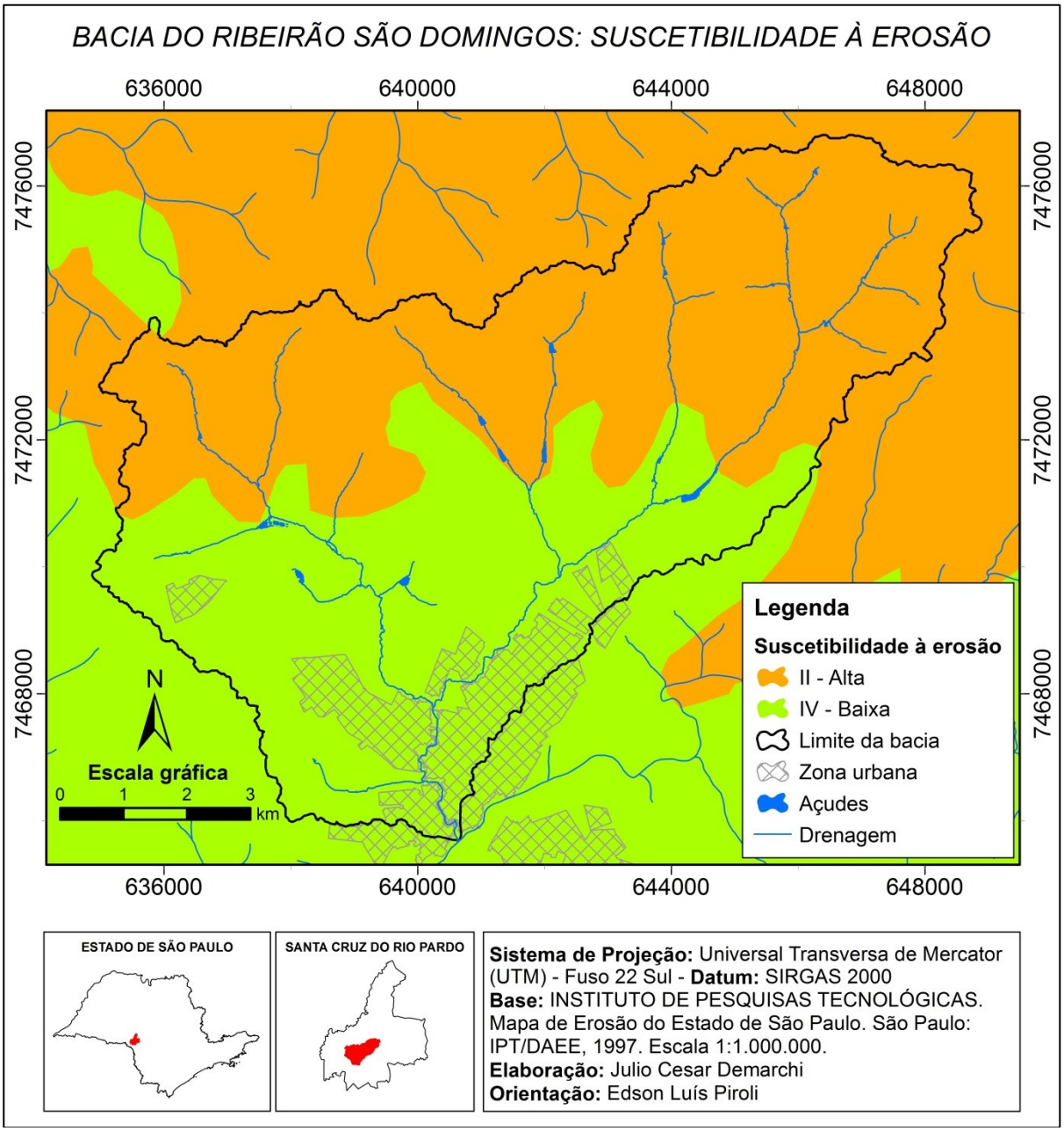
Símbolo	Descrição da classe de solo
LV11	LATOSSOLO VERMELHO Distroférrico Típico, A moderado ou proeminente, textura argilosa ou muito argilosa, relevo suave ondulado
LV22	Associação de LATOSSOLO VERMELHO ou VERMELHO-AMARELO típico + LATOSSOLO VERMELHO/VERMELHO-AMARELO argissólico ambos Distróficos A moderado textura média ou argilosa, álico ou não álico, ambos fase relevo suave ondulado
NV15	Associação de NITOSSOLO VERMELHO típico, NITOSSOLO VERMELHO latossólico + LATOSSOLO VERMELHO típico, todos Eutroférricos A moderado textura muito argilosa, ambos fase relevo suave ondulado
PVA1	ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO ou VERMELHO Eutrófico arênico ou abruptico A moderado ou fraco textura arenosa/média, fase relevo suave ondulado e ondulado
PVA4	Associação de ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Eutrófico típico A moderado + ARGISSOLO VERMELHO Distrófico e Eutrófico típico, ambos textura arenosa/média e média relevo suave ondulado

Fonte: Rossi (2017).

As classes de solos da bacia do Ribeirão São Domingos serão e discutidas com mais detalhes no capítulo 3, item 3.1, na apresentação do mapa semidetalhado de solos elaborado nesta pesquisa.

Em relação aos processos erosivos, de acordo com o mapa de erosão do Estado de São Paulo elaborado pelo IPT (1997) (Figura 16), as cabeceiras de drenagem e porções noroeste, centro e nordeste da área de estudo apresentam alta suscetibilidade à erosão laminar e ao desenvolvimento de ravinas e voçorocas. De acordo com Kertzman et al. (1995), a classe de alta suscetibilidade à erosão é caracterizada pela existência de solos do tipo Argissolo de textura arenosa/média e média com transição não abrupta entre os horizontes superficiais e Bt, Latossolos de textura média e Neossolos Quartzarênicos associados a relevos movimentados de colinas médias e morrotes alongados, com o substrato geológico constituído por arenitos, neste estudo pertencentes à Formação Adamantina. Os processos erosivos são desencadeados por determinadas formas de ocupação que promovem a concentração do escoamento superficial. A baixa gradiência textural e a alta permeabilidade dos solos diferenciam essa classe de suscetibilidade da classe “muito alta”. A erosão por “piping” é pouco frequente e as voçorocas se desenvolvem pelo aprofundamento das ravinas, que interceptam o aquífero livre.

Figura 16. Mapa de suscetibilidade à erosão da bacia do Ribeirão São Domingos



Fonte: IPT (1997).
Adaptado por: Demarchi (2018).

A porções sudoeste, central e sul da área de estudo, no médio e baixo curso dos Ribeirões São Domingos e Mandaçaia, apresentam baixa suscetibilidade à erosão, ou seja, são suscetíveis à erosão laminar e aos ravinamentos pouco profundos, condicionados às declividades elevadas e a determinadas formas de ocupação da terra, mas não são suscetíveis à ocorrência de voçorocas. Segundo Kertzman et al. (1995), a classe de baixa suscetibilidade à erosão apresenta algumas subunidades com comportamentos erosivos específicos. A área de estudo

apresenta as subunidades caracterizadas pela ocorrência de Nitossolos Vermelhos de textura argilosa ou muito argilosa e baixo gradiente textural no perfil, associados a relevos declivosos de colinas médias; de solos latossolizados de textura argilosa associados a relevos declivosos de colinas médias caracterizados pela profundidade relativamente elevada, alta permeabilidade e estrutura microagregada, nos quais a erosão se manifesta apenas em condições de grande concentração de águas superficiais; e de Latossolos de textura argilosa situados em relevos suaves de colinas amplas, com baixa declividade. As áreas de baixa suscetibilidade à erosão estão associadas, em sua maioria, ao embasamento geológico da Formação Serra Geral, característica de algumas porções do vale do Rio Pardo.

Pelo critério estabelecido pelo Comitê da Bacia Hidrográfica do Médio Paranapanema (CBH-MP, 1999), a bacia do Ribeirão São Domingos foi classificada como de criticidade média à erosão por possuir entre 26 e 50 % de sua superfície enquadrada na classe de suscetibilidade alta. O índice de criticidade deriva do cruzamento entre a classe de suscetibilidade e o Índice de Concentração de Feições Erosivas (ICE), classificado como “muito baixo”, a bacia do Ribeirão São Domingos teve criticidade média, dado o predomínio do indicador suscetibilidade sobre o índice ICE. De acordo com o IPT (2012), o município de Santa Cruz do Rio Pardo apresentava 59 processos erosivos lineares na data da publicação, o sexto maior índice entre os 47 municípios integrantes da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Médio Paranapanema.

Atualmente, predominam na bacia do Ribeirão São Domingos a erosão laminar e a erosão em ravinas, sendo que estas se desenvolvem durante episódios de chuvas intensas nos quais a cobertura do solo é nula ou baixa (estágios de estabelecimento e crescimento vegetativo dos cultivos). Os maiores sulcos observados nos anos 2016-2017 ocorreram tanto em solos de textura arenosa e média quanto nos de textura argilosa, mas a maioria deles se desenvolveu nas vertentes longas e de relevo ondulado, mesmo nas lavouras terraceadas e de alto nível de manejo agrícola. A Figura 17 apresenta alguns tipos de erosão observados na área de estudo no período considerado.

Figura 17. Processos erosivos de diferentes tipos na bacia do Ribeirão São Domingos

Erosão em sulco em área cultivada com soja de relevo ondulado e solo Nitossolo Vermelho.

Erosão em sulco após chuva de 82,32 mm em Latossolo de textura argilosa e vertente de 1 km.

Ravina nas bordas de uma lavoura de café com baixo nível de manejo em área de Argissolo.

Erosão em sulco em estrada rural secundária. Latossolo de textura argilosa. Média vertente.

Erosão laminar em área agrícola. Terço superior da vertente. Latossolo de textura arenosa/média.

Deposição de sedimentos nas margens do Córrego Mandaçaia após episódio de chuva.

Fotos: Demarchi (2016).

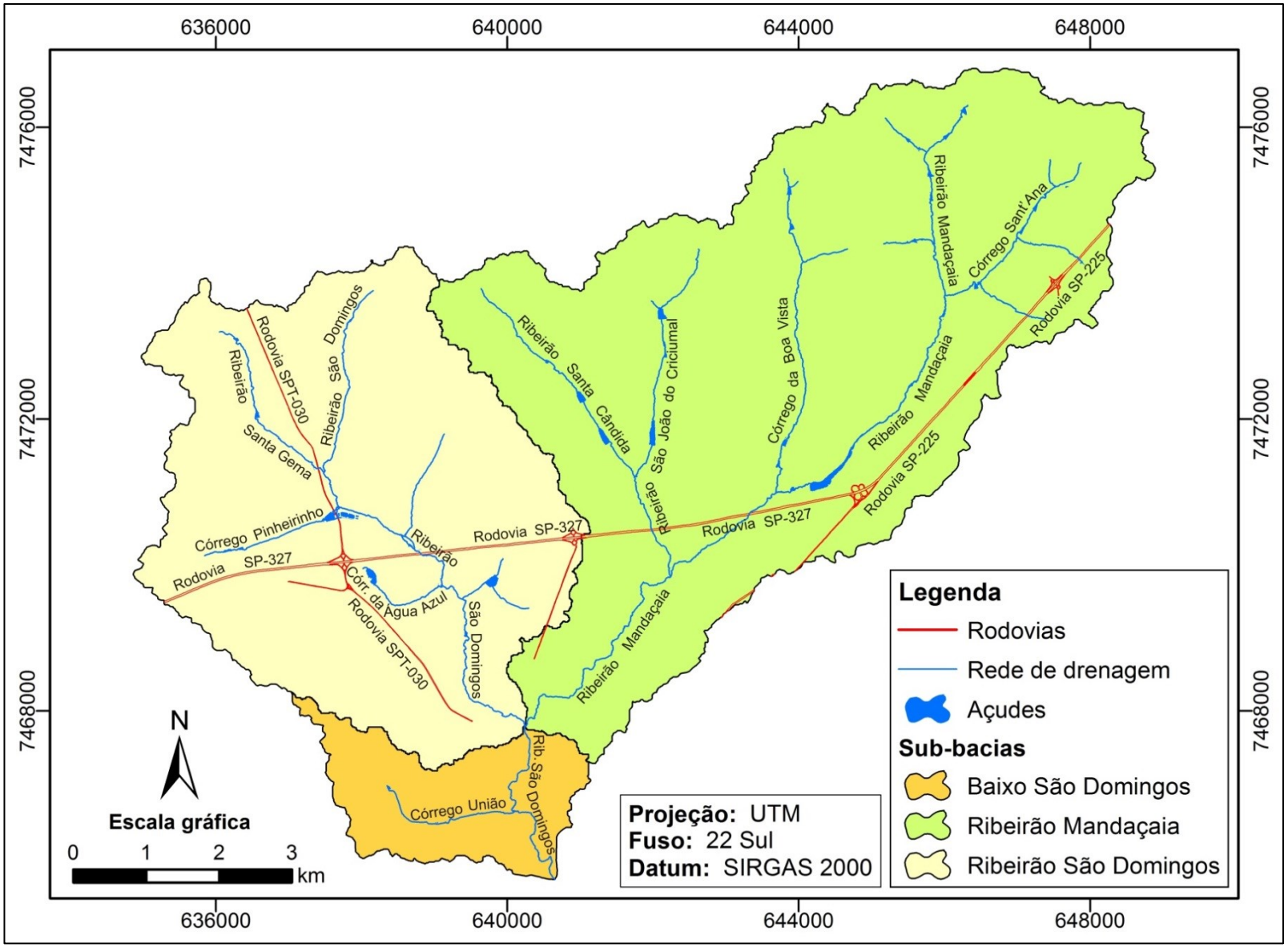
2.1.6 Aspectos hidrográficos

O Ribeirão São Domingos é um rio de 4ª ordem e afluente da margem direita do Rio Pardo, o qual deságua no Rio Paranapanema. Sua extensão é de 11,76 km e seu principal afluente é o Ribeirão Mandaçaia, cuja extensão antes da confluência com o Ribeirão São Domingos é de 13,17 km. Portanto, se for considerada toda a extensão do Ribeirão Mandaçaia, incluindo o trecho a jusante da confluência que é denominado Ribeirão São Domingos, ele passa a ser rio mais longo da bacia hidrográfica, com 16,24 km. A rede hidrográfica da bacia do Ribeirão São Domingos é apresentada na Figura 18. A referida Figura apresenta também as sub-bacias dos Ribeirões São Domingos, Mandaçaia e do baixo curso do Ribeirão São Domingos, após a confluência entre ambos, além dos córregos e ribeirões afluentes, aos quais serão feitas referências na discussão dos resultados da pesquisa.

A confluência dos Ribeirões São Domingos e Mandaçaia ocorre no início do perímetro urbano de Santa Cruz do Rio Pardo. O ribeirão formado é um rio de 4ª ordem, que acumula o escoamento dos dois ribeirões principais da bacia. Como ele banha a zona urbana do município em seu trecho jusante até a foz, o perigo de inundação dos bairros ribeirinhos se potencializa.

O município de Santa Cruz do Rio Pardo está totalmente inserido na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Médio Paranapanema (UGRHI-17) (SÃO PAULO, 1996) e integra o Comitê de Bacia Hidrográfica do Médio Paranapanema.

Figura 18. Rede hidrográfica da bacia do Ribeirão São Domingos



2.1.7 Indicadores demográficos, econômicos, sociais e ambientais do município de Santa Cruz do Rio Pardo

De acordo com o último Censo Demográfico (IBGE, 2010), a população do município de Santa Cruz do Rio Pardo é de 43.921 habitantes, sendo a população urbana de 40.154 habitantes (91,42 %) e a população rural de 3.767 habitantes (8,58 % do total). A densidade demográfica é de 39,44 hab/km². A população estimada para o ano 2017 é de 47.148 habitantes (IBGE, 2018).

O Produto Interno Bruto (PIB) do município no ano 2015 se distribuía entre os setores da economia da seguinte forma: 5,1 % gerado pelo setor agropecuário, 29,69 % produzido pelo setor industrial e 65,21 % pelo setor de serviços. Em relação aos indicadores sociais, o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) de 2010 era de 0,762, inferior ao índice médio do Estado de São Paulo (0,783). No Índice Paulista de Responsabilidade Social – IPRS do ano 2014, o município de Santa Cruz do Rio Pardo se enquadra no grupo 3, dos “municípios com nível de riqueza baixo, mas com bons indicadores nas demais dimensões” (SEADE, 2018). O rendimento mensal dos trabalhadores ocupados era de 2,4 salários mínimos no ano 2015, sendo o percentual da população ocupada de 36,2 %. A taxa de mortalidade infantil do ano 2014 foi de 6,62 óbitos por mil nascidos vivos. Alguns indicadores ambientais do ano 2010 são: taxa de esgotamento sanitário adequado de 89,8 %, 93,4 % de vias públicas arborizadas e 29,8 % de urbanização das vias públicas (IBGE, 2018).

2.2 Materiais utilizados

2.2.1 Materiais cartográficos

Foram utilizados neste trabalho os seguintes materiais cartográficos:

- Carta topográfica do IBGE, folha Santa Cruz do Rio Pardo (SF-22-Z-A-VI-4), na escala 1:50.000, editada no sistema de projeção UTM, datum horizontal Córrego Alegre, datum vertical Marégrafo de Imbituba – SC, meridiano central 51ºW e equidistância das curvas de nível de 20 metros (IBGE, 1973);

- Modelo digital de elevação ASTER GDEM (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer - Global Digital Elevation Model*) versão 2, com

resolução espacial de 30 metros, obtido do sistema EarthData da NASA - https://earthdata.nasa.gov/;

- Modelo digital de elevação do satélite ALOS (*Advanced Land Observing Satellite*), sensor PALSAR (*Phased Array L-band Synthetic Aperture Radar*), de resolução espacial 12,5 metros, obtido do sistema Alaska Satellite Facility - https://vertex.daac.asf.alaska.edu/;

- Mapa Geológico do Estado de São Paulo na escala 1:500.000 (IPT, 1981);

- Mapa pedológico do Estado de São Paulo na escala 1:750.000 (ROSSI, 2017);

- Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo na escala 1:500.000 (ROSS; MOROZ, 1997);

- Mapa de vegetação do Brasil na escala 1:500.000 (IBGE, 2004);

- Mapa dos setores censitários do município (IBGE, 2017).

2.2.2 Imagens orbitais e fotografias aéreas

As imagens orbitais foram utilizadas nos mapeamentos de uso da terra e na identificação das práticas conservacionistas presentes nas áreas agrícolas. Os satélites e sensores utilizados foram:

- Satélite *Land Remote Sensing Satellite* (Landsat-5), sensor Thematic Mapper (TM);

- Satélite *Land Remote Sensing Satellite* (Landsat-8), sensor Operational Land Imager (OLI);

- Satélite SENTINEL-2, sensor *Multispectral Instrument* (MSI);

- Satélite Sino-Brasileiro de Recursos Terrestres (CBERS-4), sensores PAN (Câmera Pancromática e Multiespectral) e MUX (Câmera Multiespectral Regular);

- Satélite Resourcesat-2, sensor *Linear Imaging Self-Scanning Sensor* (LISS-III);

- Satélites Worldview-2 e Geoeye-1, da DigitalGlobe (imagens disponíveis no aplicativo Google Earth Pro).

As características dos satélites e sensores acima citados, bandas utilizadas e datas de passagem são detalhadas na Tabela 2.

Tabela 2. Características dos satélites e imagens orbitais utilizados (Continua)

Satélite / Sensor	Data da passagem	Órbita / Ponto	Bandas espectrais	Resolução espectral	Resolução espacial	Resolução temporal	Resolução radiométrica	Largura da faixa imageada
Landsat-5 TM[1]	01/10/1984, 30/08/1984, 06/02/1985, 25/12/2003, 11/02/2004 e 27/02/2004	221 / 076	B3 (vermelho)	0,63 - 0,69 µm	30 m	16 dias	8 bits	185 km
			B4 (infravermelho próximo)	0,76 - 0,90 µm				
			B5 (infravermelho de ondas curtas)	1,55 - 1,75 µm				
Landsat-8 (OLI)[2]	10/09/2017, 01/02/2018 e 17/02/2018	221 / 076	B4 (vermelho)	0,63 - 0,68 µm	30 m	16 dias	16 bits	185 km
			B5 (infravermelho próximo)	0,845 - 0,885 µm				
			B6 (infravermelho de ondas curtas)	1,56 - 1,66 µm				
CBERS-4 PAN[3]	16/02/2018	158 / 126	B2 (verde)	0,52 - 0,59 µm	10 m	26 dias	8 bits	60 km
			B3 (vermelho)	0,63 - 0,69 µm				
			B4 (infravermelho próximo)	0,77 - 0,89 µm				
CBERS-4 MUX[3]	21/01/2018	158 / 126	B6 (verde)	0,52 - 0,59 µm	20 m	26 dias	8 bits	120 km
			B7 (vermelho)	0,63 - 0,69 µm				
			B8 (infravermelho próximo)	0,77 - 0,89 µm				
ResourceSat -2 LISS III[4]	19/10/2017 e 12/03/2018	328 / 094	B3 (vermelho)	0,62 - 0,68 µm	23,5 m	24 dias	10 bits	141 km
			B4 (infravermelho próximo)	0,77 - 0,86 µm				
			B5 (infravermelho de ondas curtas)	1,55 - 1,70 µm				
Worldview-2[5]	16/07/2017	-	B2 (azul)	0,45 - 0,51 µm	1,85 m	1,1 dia	11 bits	16,4 km
			B3 (verde)	0,51 - 0,58 µm				
			B5 (vermelho)	0,61 - 0,69 µm				
GeoEye-1[6]	11/12/2017	-	B1 (azul)	0,45 - 0,51 µm	1,65 m	2,6 dias	11 bits	15,3 km
			B2 (verde)	0,51 - 0,58 µm				
			B3 (vermelho)	0,655 - 0,69 µm				

Tabela 2. Características dos satélites e imagens orbitais utilizados (Conclusão)

Satélite / Sensor	Data da passagem	Órbita / Ponto	Bandas espectrais	Resolução espectral	Resolução espacial	Resolução temporal	Resolução radiométrica	Largura da faixa imageada
SENTINEL-2 / Multispectral Instrument (MSI)[7]	07/02/2018, 14/03/2018, 24/03/2018 e 22/09/2018	22/K/FV (níveis de processamento 1C e 2A)	B2 (Azul)	0,457 - 0,522 µm	10 m	5 dias	12 bits	290 km
			B3 (Verde)	0,542 - 0,577 µm				
			B4 (Vermelho)	0,65 - 0,68 µm				
			B8 (Infravermelho próximo)	0,784 - 0,899 µm				

Fonte: [1,4]Embrapa Monitoramento por Satélite (2013a, 2013b); [2]NASA (2018); [3]INPE (2018); [6]DigitalGlobe (2009); [5]DigitalGlobe (2016); [7]European Space Agency (2018).

As informações sobre os levantamentos aerofotográficos utilizados nos mapeamentos de uso da terra constam na Tabela 3. Os aerofotogramas pertencentes aos levantamentos de 2004 e 2005 também foram utilizadas como base para o levantamento semidetalhado de solos da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos.

Tabela 3. Características dos levantamentos aerofotográficos utilizados

Levantamento	Executor	Data	Nº faixas e fotos	Escala
Levantamento Aerofotogramétrico do estado de São Paulo nº 4	Aerofoto Natividade Ltda.	02/04 a 03/08/1962	Setor P - fotos 8762, 8763, 8764, 8765, 8766, 8767, 8777, 8778, 8779, 8780, 8781, 8782 e 8783	1:25.000
Levantamento Aerofotogramétrico do estado de São Paulo nº 0185	Cruzeiro do Sul S.A.	02/04 a 03/08/1962	Setor A - fotos 2691, 2692, 2963, 2964, 6310 e 6311	1:25.000
Levantamento Aerofotográfico SEP/CAR/IGC Região Marília - nº 486	TerraFoto S.A.	09/1984 (faixas 17 e 18); 10/1984 (faixa 16-A)	Faixa 16-A - fotos 07, 08, 09, 10, 11 e 12 Faixa 17 - fotos 55, 56, 57, 58, 59 e 60 Faixa 18 - fotos 55 e 56	1:35.000
Levantamento Aerofotográfico B-0843	Base Aerofotogrametria e Projetos S.A.	05/2004	Faixa 27 - fotos 1016, 1017, 1018, 1019 e 1020 Faixa 28 - fotos 0996, 0997 e 0998	1:30.000
Levantamento Aerofotográfico B-0869	Base Aerofotogrametria e Projetos S.A.	02/2005	Faixa 34 - fotos 3312, 3313, 3314, 3315 e 3316, 3388 e 3389	1:30.000

2.2.3 Amostras de solos

As amostras de solo foram coletadas em 75 (setenta e cinco) pontos definidos no item 2.3.2 para a realização do levantamento semidetalhado de solos da bacia do Ribeirão São Domingos. As profundidades de amostragem foram: 0 – 0,2 m (horizonte superficial) e 0,6 – 0,8 m (horizonte subsuperficial).

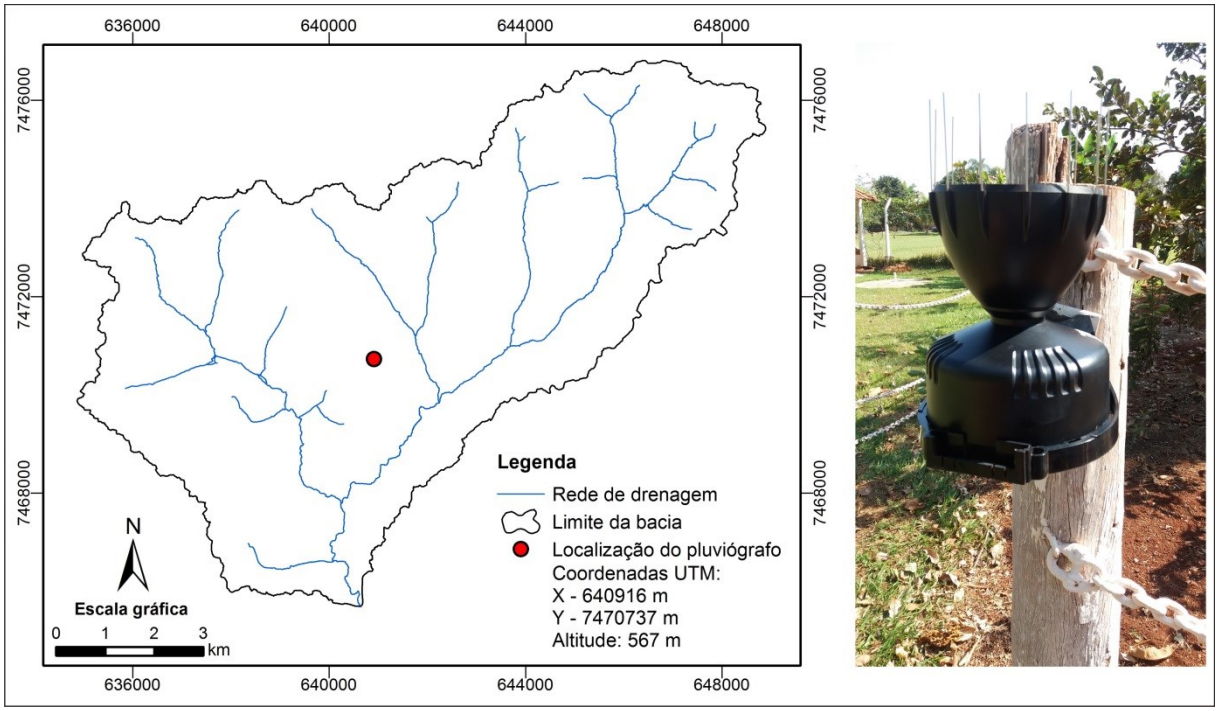
O número total de amostras foi 150 (cento e cinquenta), as quais foram coletadas com auxílio de trado holandês e cavadeira de molas. Além das amostras deformadas, destinadas às análises textural, de densidade das partículas e química, coletaram-se torrões para a análise da densidade do solo.

2.2.4 Dados e equipamentos pluviométricos

Foram utilizados os dados pluviométricos diários do posto pluviométrico “Santa Cruz do Rio Pardo”, código ANA 2249032, código DAEE D6-035, situado na latitude 22º54'00.00"S, longitude 49º37'00.12"W e altitude de 490 m, à distância de 304 metros do limite sul da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos, estando situado fora dela. Os dados foram obtidos do Portal HidroWeb, da Agência Nacional das Águas, versão 1.0.0.19 - http://www.snirh.gov.br/hidroweb.

Utilizaram-se também dados do pluviógrafo automático de caçamba basculante marca Davis, modelo RG-4M, de área de captação de 346 cm², precisão de 0,254 mm e intervalo de registro de dados de 5 minutos, instalado em 23/09/2017 nas proximidades das coordenadas centrais da bacia hidrográfica: latitude 22º51’55.013”S, longitude 49º37’35.090”W e altitude de 567 metros (Figura 19).

Figura 19. Localização e foto do pluviógrafo



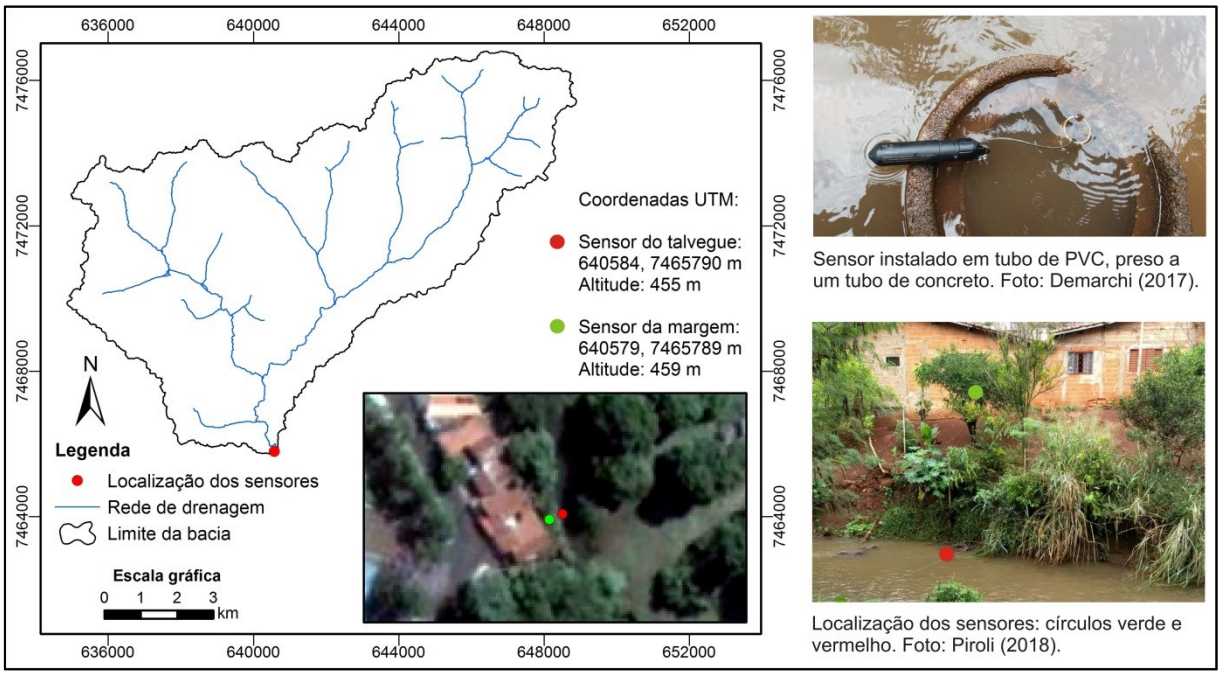
Elaboração e foto: Demarchi (2018).

2.2.5 Dados e equipamentos fluviométricos

Foram instalados em 16/09/2017, nas proximidades do exutório da bacia do Ribeirão São Domingos, dois sensores automáticos de nível da água marca Onset,

modelos U20L-02 (capacidade de medição de até 30,6 m de profundidade) e U20L-04 (capacidade de medição de até 4 m de profundidade), sendo o primeiro sensor instalado nas proximidades do talvegue do rio, fixado em um tubo de PVC perfurado para entrada da água e em um tubo de concreto devidamente fixado na margem do rio, e o segundo instalado fora dele, a aproximadamente 3 metros de sua margem em linha reta, dentro de um tubo de PVC, para efetuar a compensação barométrica (Figura 20). Mais informações sobre seu funcionamento constam no item 2.3.5.2 deste trabalho.

Figura 20. Localização dos sensores de nível da água utilizados na medição de vazão do Ribeirão São Domingos



Fonte: Imagem do satélite Worldview-2 – 11/12/2017. Fotos: Demarchi (2017) e Piroli (2018).

Ademais, utilizou-se um amostrador de água modelo DH-48, com bico de diâmetro 1/4" e haste para operação a vau (Figura 21) para a coleta de amostras de água e sedimentos, utilizadas na determinação da concentração de sedimentos em suspensão (CSS) nos episódios de chuvas intensas na área de estudo.

Figura 21. Amostrador de água e sedimentos DH-48 com bico de 1/4"

Foto: Demarchi (2018).

2.2.6 Sistemas computacionais

Os sistemas computacionais em uso neste trabalho são:

- SIG ArcGIS 10.3.1 for Desktop / ArcMap (ESRI, 2014), licença vinculada ao Laboratório de Geoprocessamento da UNESP – Câmpus de Ourinhos;

- SIG Idrisi Taiga 16.0 (EASTMAN, 2009), licença vinculada ao Laboratório de Geoprocessamento da UNESP – Câmpus de Ourinhos;

- Modelo de mudanças no uso da terra Dyna-CLUE (*Dynamic Conversion of Land Use and its Effects*), versão 2.0 (VERBURG, 2006);

- Modelo de mudanças no uso da terra CLUMondo, versão 1.4.0 (VERBURG, 2015);

- Modelo de erosão e dinâmica de sedimentos WaTEM/SEDEM versão 2004 (*Water and Tillage Erosion Model / Sediment Delivery Model*) (VAN OOST et al., 2005);

- Modelo hidrológico HEC-HMS versão 4.2.1 (*Hydrologic Engineering Center – Hydrologic Modeling System*) (USACE, 2017);

- Extensão HEC-GeoHMS 10.2 for ArcGIS 10.2 e versões posteriores (*Geospatial Hydrologic Modeling Extension*), instalada no SIG ArcGIS (USACE, 2012);

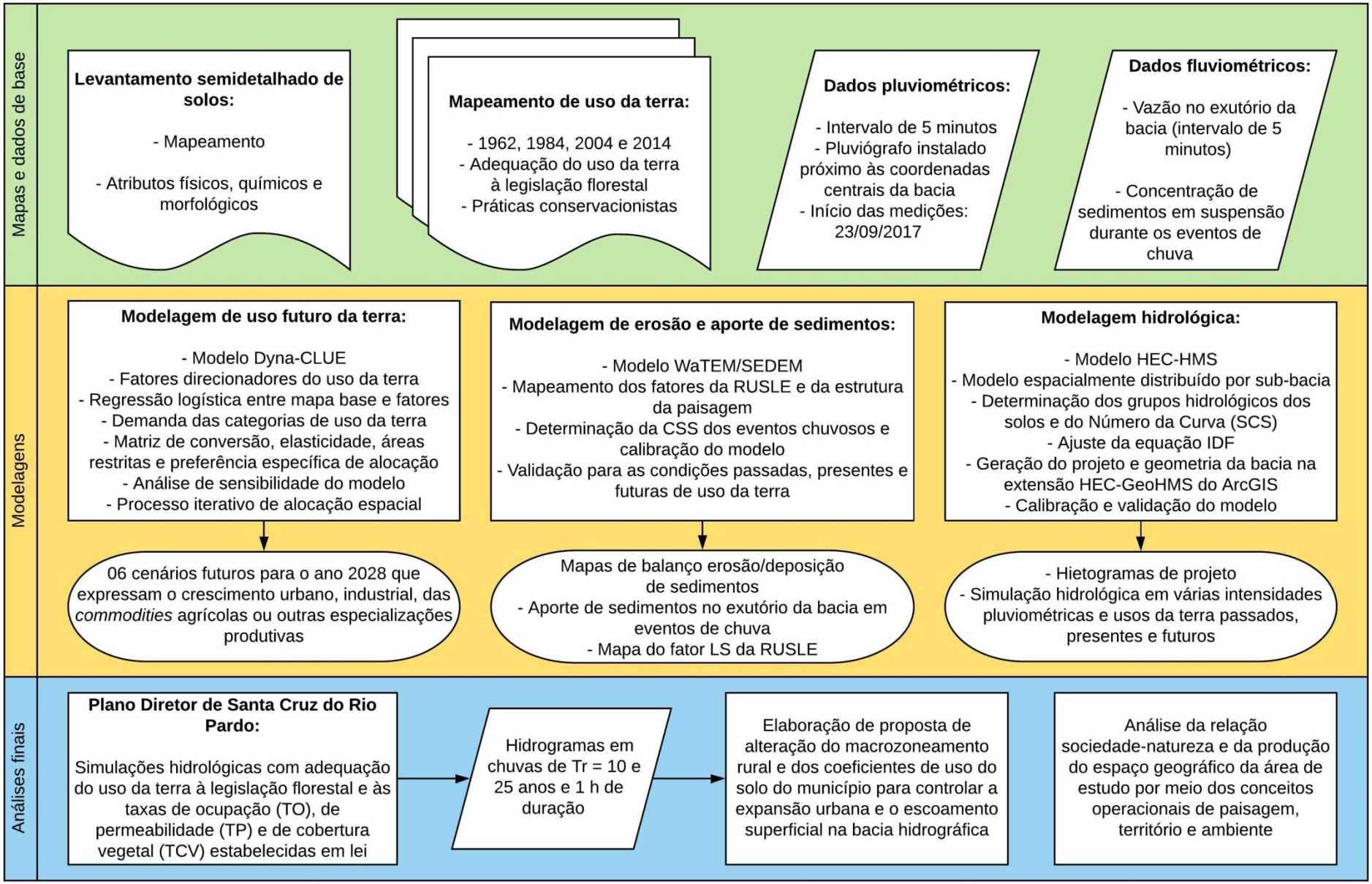
- Software HOBOware, utilizado na leitura dos dados dos sensores de nível de água e pluviógrafo automáticos (ONSET, 2017);

- Software Auto-CAD Map 5 (AUTODESK, 2001).

2.3 Procedimentos metodológicos

A metodologia utilizada na pesquisa, composta pela produção dos mapas e dados de base, pelas modelagens de uso futuro da terra, de erosão e hidrológica e pelas análises integradas finais, pode ser resumida na Figura 22.

Figura 22. Metodologia utilizada na pesquisa



2.3.1 Elaboração da base de dados da área de estudo

A base de dados da bacia do Ribeirão São Domingos foi elaborada no SIG ArcGIS 10.3.1 a partir da carta topográfica do IBGE – folha Santa Cruz do Rio Pardo, de fotografias aéreas do ano 2004 (escala 1:30.000), de imagens de satélite disponibilizadas pelo programa Google Earth Pro, do modelo digital de elevação do terreno ALOS/PALSAR, de resolução espacial 12,5 metros, e de dados do posto pluviométrico “Santa Cruz do Rio Pardo”, do DAEE, código D6-035, localizado próximo à foz do Ribeirão São Domingos.

Os mapas e dados elaborados e sistematizados compreendem a delimitação da bacia por meio da ferramenta ArcHydro, do SIG ArcGIS 10.3.1, os mapas da rede de drenagem, altimetria e declividade, bem como a caracterização histórica da precipitação pluvial.

2.3.2 Levantamento semidetalhado de solos

Os levantamentos semidetalhados de solos têm suas principais aplicações no planejamento de áreas para uso potencial agrícola e na conservação dos solos. A escala de publicação deve ser de 1:25.000 a 1:100.000 e a área mínima mapeável de 2,5 a 40 ha. Neste tipo de levantamento, as unidades de mapeamento são identificadas em campo, a pequenos intervalos, e os limites são determinados por fotointerpretação e confirmados em campo (ZIMBACK, 2003).

O levantamento de solos da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos teve como objetivo classificá-los de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) (EMBRAPA, 2013) para aplicação nos estudos hidrológicos, conservacionistas e de forma a compreender e ordenar sua ocupação e apropriação pelo homem ao longo da história e no futuro próximo.

A metodologia de levantamento de solos utilizada seguiu as etapas descritas a seguir:

- **Análise dos documentos cartográficos preexistentes**: carta topográfica do IBGE (1973), folha Santa Cruz do Rio Pardo; Mapa pedológico do Estado de São Paulo: produto cartográfico e legenda expandida (OLIVEIRA et al., 1999a; 1999b). Mapa pedológico do Estado de São Paulo revisado e ampliado: produto cartográfico e texto base (ROSSI, 2017); Mapa Geológico do Estado de São Paulo (IPT, 1981);

Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo (ROSS; MOROZ, 1997); modelo digital de elevação ASTER GDEM-2, levantamento do histórico de ocupação da área de estudo, entre outras informações;

- **Fotointerpretação, visita prévia a campo e planejamento da amostragem:** nessa etapa, realizou-se a interpretação das fotografias aéreas da bacia hidrográfica, provenientes dos levantamentos aerofotográficos B-0843 e B-0849 dos anos 2004 e 2005, respectivamente, na escala 1:30.000. Após visita a campo para análise dos aspectos físicos da área de estudo e da correlação entre solo e paisagem, realizou-se a delimitação dos compartimentos de relevo e das prováveis unidades de mapeamento de solos (áreas homogêneas) com o auxílio de um estereoscópio de espelho. Para tal, foram utilizados os três métodos da fotopedologia em conjunto, com destaque para a análise fisiográfica. Em seguida, foram definidos os pontos de amostragem em campo (tradagem), realizados em topossequência de modo a identificar e diferenciar os solos de acordo com sua posição no relevo e na paisagem. As áreas homogêneas quanto aos critérios da fotopedologia (relevo, rede de drenagem, cabeceiras de erosão, tonalidade fotográfica e uso da terra) tiveram menos pontos de amostragem que as áreas com maior variação dos referidos critérios, pois também se caracterizam pela maior homogeneidade dos tipos de solo existentes. Levando em consideração o objetivo do levantamento e os recursos financeiros disponíveis para tal finalidade, estabeleceram-se 75 (setenta e cinco) pontos de amostragem, espacializados na Figura 23. A partir do número de pontos de amostragem e da escala do mapa de base (fotografias aéreas), obteve-se a área mínima mapeável (AMM) de 3,6 ha conforme equação apresentada por Demattê (2017):

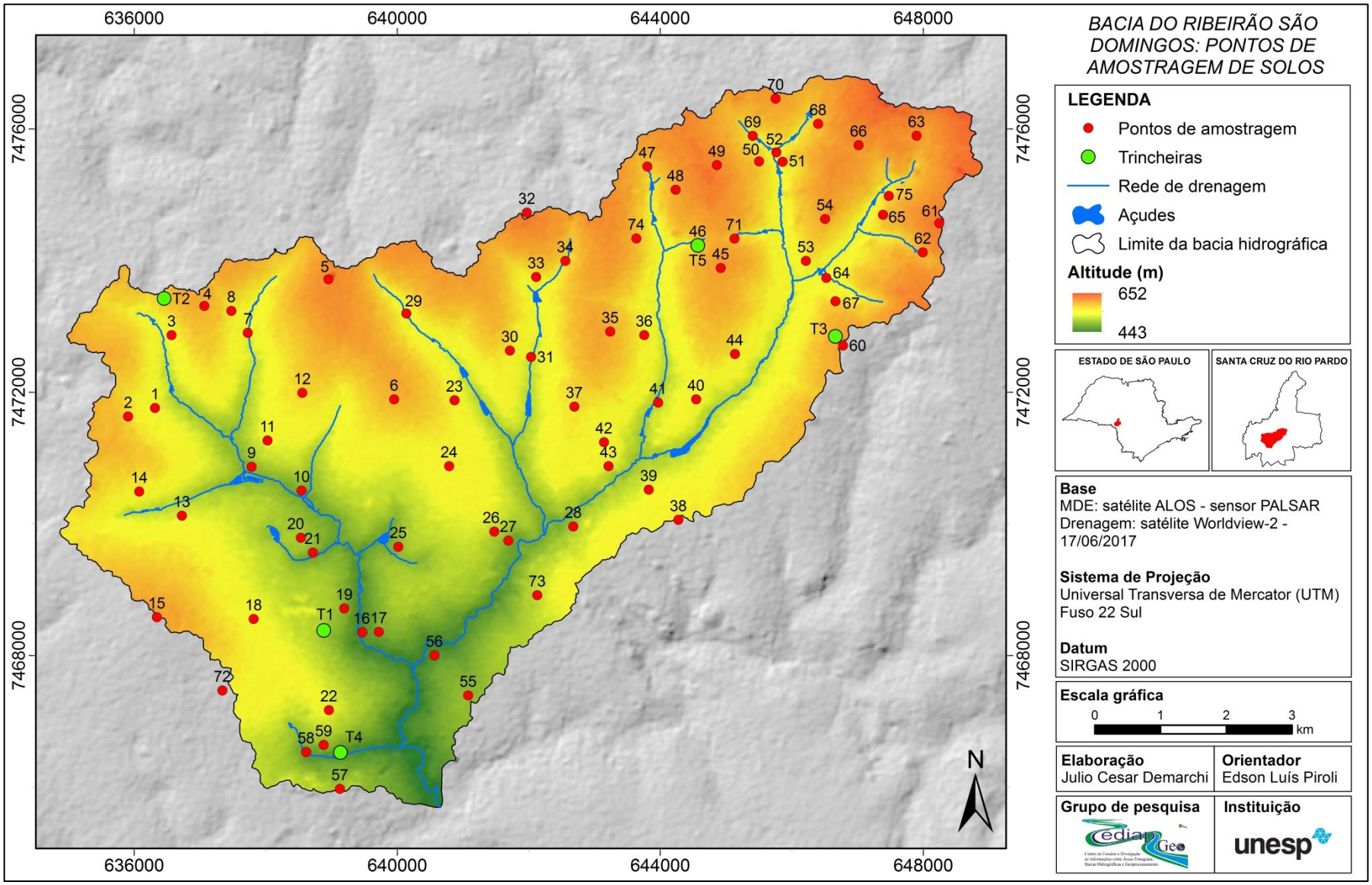
$$AMM = (E^2 * 0{,}4)/10^8 \quad (23)$$

Em que E é a escala do mapa.

No entanto, devido à facilidade de identificação dos solos hidromórficos nas fotografias aéreas e nas imagens de satélite Worldview-2, também utilizadas, admitiu-se utilizar AMM menores para o mapeamento de algumas manchas de Gleissolos.

- **Amostragem de solo**: as amostragens de solos foram realizadas no 1º semestre de 2016, na ordem estabelecida na Figura 23. Em cada ponto de amostragem foram coletadas amostras deformadas de terra nas profundidades 0 – 0,2 m e 0,6 – 0,8 m, de forma a caracterizar os horizontes superficiais e subsuperficiais dos solos. Também, foram coletados agregados de solo (torrões) para a realização da análise de densidade do solo. A coleta foi realizada por meio de uma cavadeira de molas, tendo sido tomados os cuidados necessários para não contaminar as amostras dos horizontes subsuperficiais com amostras dos horizontes superficiais. Durante as amostragens, foi também realizada a caracterização geográfica dos pontos e a descrição morfológica das amostras coletadas: identificação da cor com a Carta de cores de Munsell, da estrutura (tipo, tamanho e grau de desenvolvimento) e da presença de cerosidade, conforme os procedimentos definidos em Santos et al. (2005). Foi verificada também a atração das amostras ao ímã para identificação da presença de óxidos de ferro. Após a classificação e o elaboração do mapa de solos, no período de 22 a 24/03/2018, foram abertas cinco trincheiras representativas das ordens de solos identificadas no levantamento (1º nível categórico), com a finalidade de caracterizar os perfis de solos e realizar a descrição morfológica completa, conforme os critérios estabelecidos por Santos et al. (2005). Como os Latossolos ocupam 59,17 % da superfície da área de estudo e apresentam diferentes classes texturais, foram caracterizados dois perfis desta ordem de solo representativos das duas classes texturais principais: argilosa/muito argilosa e média, provenientes dos basaltos e arenitos das Formações Geológicas Serra Geral e Adamantina, respectivamente. A localização dos pontos de trincheiras também é apresentada na Figura 23.

Figura 23. Bacia do Ribeirão São Domingos: pontos de amostragem de solos e abertura de trincheiras



- **Análises físicas**: as amostras deformadas de terra foram submetidas à análise textural da terra fina seca ao ar (TFSA) pelo método da pipeta, segundo metodologia do IAC (CAMARGO et al., 1986). A classe textural foi definida conforme o guia para grupamento de classes de textura (triângulo textural simplificado) da EMBRAPA (2013). O conteúdo de areia foi fracionado nas classes areia muito grossa (1 – 2 mm), areia grossa (0,5 – 1 mm), areia média (0,25 – 0,5 mm), areia fina (0,125 – 0,25 mm) e areia muito fina (0,053 – 0,125 mm).

A densidade do solo (Ds) foi determinada pelo método do torrão impermeabilizado com parafina, conforme metodologia da EMBRAPA (1997), com três repetições, com exceção de cinco amostras que não formaram agregados, das quais a Ds foi determinada pelo método do balão volumétrico (KIEHL, 1979). Já a densidade das partículas do solo (Dp) foi analisada pelo método do picnômetro (KIEHL, 1979).

Todas as análises físicas foram realizadas no Laboratório de Geologia e Pedologia da UNESP – Câmpus de Ourinhos, com o acompanhamento do autor.

- **Análises químicas**: foram realizadas pela empresa Ciência em Solo Laboratório de Análises e Consultoria Agrícola e Ambiental, localizada em São José do Rio Preto – SP[10]. As propriedades analisadas foram:

- Índice de acidez (pH em $CaCl_2$);

- Teores de matéria orgânica e de carbono orgânico, expressos em $g.dm^{-3}$;

- Teor de fósforo (P) – extração por resina de troca iônica, expresso em $mg.dm^{-3}$;

- Cátions básicos: potássio (K^{+}), cálcio (Ca^{+2}) e magnésio (Mg^{+2}) trocáveis, expressos em $mmol_c.dm^{-3}$;

- Soma de bases (SB = $Ca^{+2} + K^{+} + Mg^{+2}$), expressa em $mmol_c.dm^{-3}$;

- Constituintes ácidos do solo: $H^{+} + Al^{+3}$, expresso em $mmol_c.dm^{-3}$;

- Alumínio trocável do solo (Al^{+3}), expresso em $mmol_c.dm^{-3}$;

- Saturação por alumínio (m), determinada pela relação $Al^{+3}/(SB + Al^{+3})$, expressa em porcentagem;

- Capacidade de Troca Catiônica (CTC = SB + $H^{+} + Al^{+3}$), expressa em $mmol_c.dm^{-3}$;

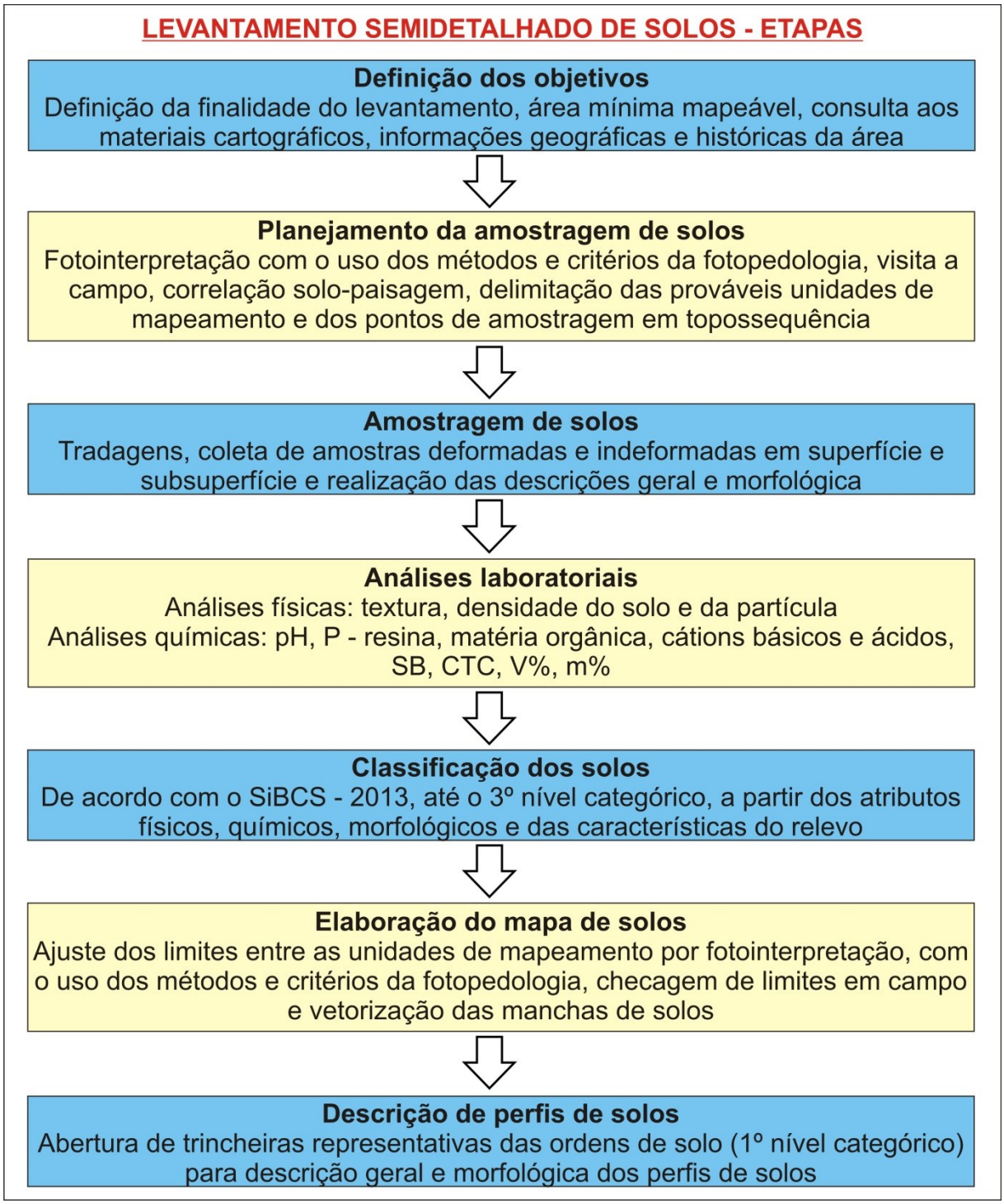
[10] Parte do custo das análises químicas foi pago com recursos do convênio PROAP/SICONV nº 817737/2015 (Edital nº 01/2016-PROPG da UNESP), no valor de R$ 2.301,00.

- Saturação por bases do solo (V = SB / CTC), expressa em porcentagem.

As análises químicas seguiram a metodologia proposta por Raij et al. (2001) para a fertilidade dos solos tropicais. Os atributos químicos analisados foram utilizados na classificação dos solos, na identificação dos atributos diagnósticos de algumas classes de solos, como a atividade da fração argila, o caráter alítico, a classificação dos horizontes A diagnósticos pelo teor de carbono orgânico, e na caracterização do 3º nível categórico (grandes grupos) quanto à atividade da fração argila. Outra aplicação se deu pelo uso do teor de matéria orgânica na determinação da erodibilidade do solo, a ser discutida no item 2.3.5.1.

- **Classificação e mapeamento dos solos**: a classificação dos solos da bacia do Ribeirão São Domingos foi realizada por ponto de amostragem a partir de seus atributos físicos, químicos, morfológicos, do relevo e dos aspectos geológicos, até o 3º nível categórico, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2013). Em seguida, as classes de solos foram plotadas sobre as fotografias aéreas e, a partir da análise estereoscópica e do uso dos métodos da fotopedologia, em especial a análise de elementos e a análise de padrões, foi realizado o ajuste dos limites das unidades de mapeamento. Alguns limites foram estabelecidos após a realização de tradagens e de análise morfológica das amostras em campo. Finalmente, realizou-se a vetorização das unidades de mapeamento no SIG ArcGIS 10.3.1, sobre a imagem do satélite Worldview-2 extraída do aplicativo Google Earth Pro. As etapas do levantamento detalhado de solos estão resumidas no fluxograma da Figura 24.

Figura 24. Fluxograma de um levantamento semidetalhado de solos



2.3.3 Mapeamento de uso da terra

Os mapas de uso da terra da bacia do Ribeirão São Domingos constituem a base para a derivação dos mapas do fator C e de parcelas agrícolas do modelo

WaTEM/SEDEM, para o cálculo do número da curva (CN) na modelagem hidrológica e para a modelagem de uso da terra pelo modelo Dyna-CLUE.

Para sua elaboração, foram construídos mosaicos das fotografias aéreas de 1962 (escala 1:25.000), 1984 (escala 1:35.000) e 2004 (escala 1:30.000), os quais foram georreferenciados no SIG ArcGIS 10.3.1. O mapa de uso da terra de 2018 foi elaborado a partir das imagens multiespectrais dos satélites Worldview-2 e GeoEye-1 (DigitalGlobe), disponíveis no aplicativo Google Earth Pro. Os usos da terra foram vetorizados a partir da análise visual, com o auxílio dos critérios da fotointerpretação e de composições coloridas das imagens dos satélites Landsat-5 e 7, CBERS-4 e Resourcesat-2 tomadas nos anos dos mapeamentos ou em anos anteriores e posteriores, em diferentes meses, para facilitar a compreensão da dinâmica do uso da terra. A maioria dessas imagens auxiliares foi tomada no verão, com o objetivo de identificar os usos e coberturas da terra nessa estação do ano em virtude dos elevados índices pluviométricos, que aumentam o risco de erosão do solo.

Foram identificadas durante o mapeamento, também, as práticas conservacionistas para o controle da erosão, a saber: vegetação arbórea e/ou de áreas úmidas, plantio morro abaixo, plantio em nível, terraceamento, plantio em nível + terraceamento, nenhuma prática conservacionista, corredor vegetado e açude. Essas classes temáticas constituíram os mapas de práticas conservacionistas, utilizados na elaboração dos mapas de eficiência de retenção de sedimentos das parcelas agrícolas, que constituem parâmetro de entrada no modelo WaTEM/SEDEM.

Os padrões utilizados na fotointerpretação e o comportamento espectral das classes de uso da terra nas imagens de satélite utilizadas nos mapeamentos são apresentados na Figura 25. A referida Figura também apresenta a classificação dos usos da terra nos níveis de abstração I (classes) e II (subclasses)[11] estabelecidas pelo Manual técnico de uso da terra (IBGE, 2013). As unidades mapeadas (nível III), por sua vez, foram adaptadas para utilização nas modelagens hidrológica e de erosão.

[11] Criou-se neste trabalho a subclasse “Áreas não-urbanizadas”, pertencentes à classe “Áreas Antrópicas não-agrícolas” (IBGE, 2013) para incluir as unidades “rodovia”, “estrada de terra” e “sedes rurais e chácaras”.

Figura 25. Padrões utilizados nos mapeamentos de uso da terra dos anos 1962, 1984, 2004 e 2018 (Continua)

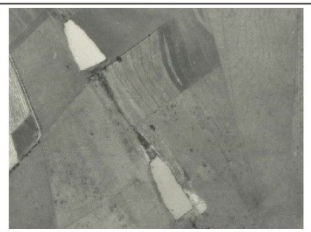
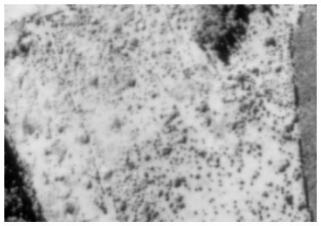
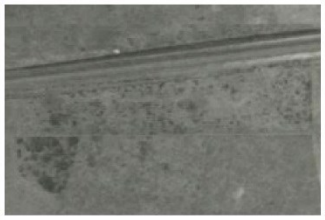
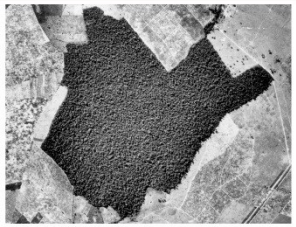
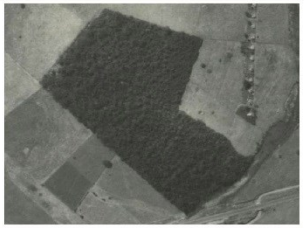
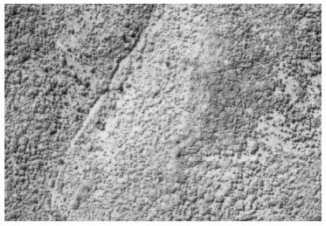
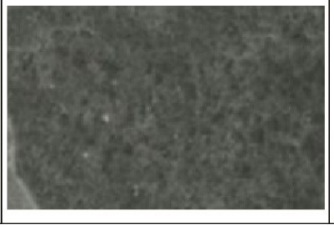
Classe	Subclasse	Unidade	1962	1984	2004	2018
Água	Águas continentais	Açude				
Áreas de vegeta-ção natural	Área campestre	Campestre				
	Área florestal	Vegetação arbórea				
		Vegetação de áreas úmidas				
		Vegetação arbórea esparsa			/	/

Figura 25. Padrões utilizados nos mapeamentos de uso da terra dos anos 1962, 1984, 2004 e 2018 (Continuação)

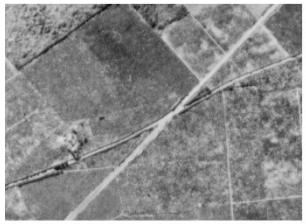
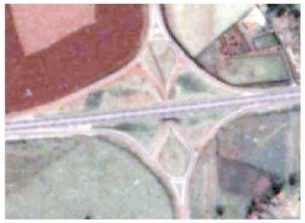
Classe	Subclasse	Unidade	1962	1984	2004	2018
Áreas antrópicas não-agrícolas	Áreas urbanizadas	Zona urbana				
		Expansão urbana				
		Área industrial	/	/		
	Áreas não-urbanizadas	Rodovia				
		Estrada de terra				

Figura 25. Padrões utilizados nos mapeamentos de uso da terra dos anos 1962, 1984, 2004 e 2018 (Continuação)

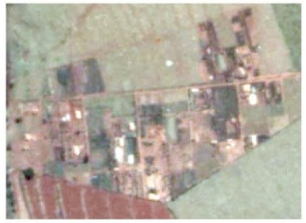
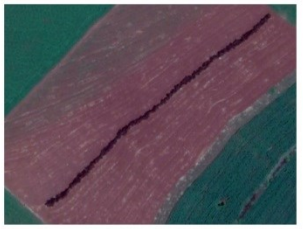
Classe	Subclasse	Unidade	1962	1984	2004	2018
Áreas antrópicas não-agrícolas		Sedes rurais e chácaras				
Áreas antrópicas agrícolas	Culturas permanen-tes	Café				
		Urucum	/	/		
		Fruticultura				
	Culturas temporárias	Solo exposto				

Figura 25. Padrões utilizados nos mapeamentos de uso da terra dos anos 1962, 1984, 2004 e 2018 (Continuação)

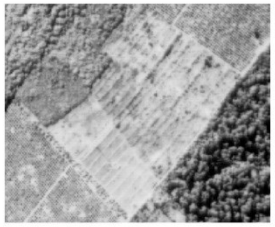
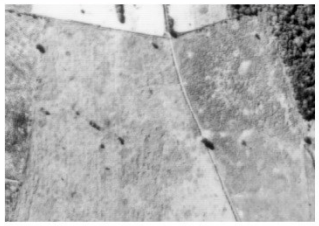
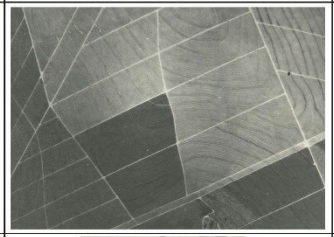
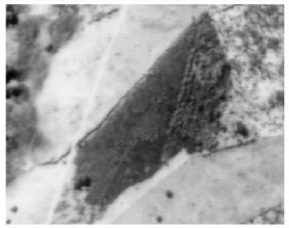
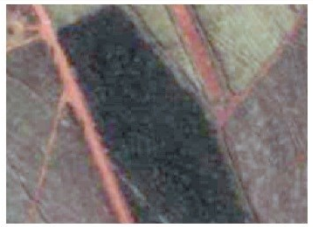
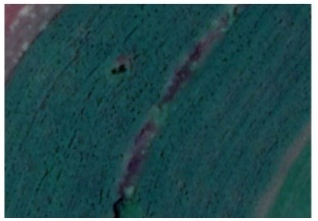
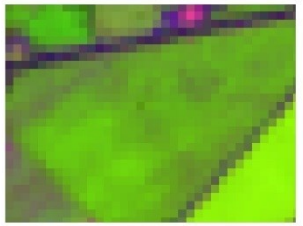
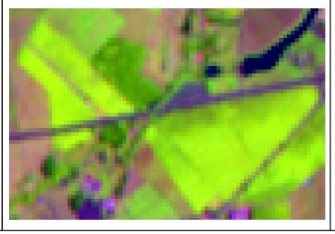
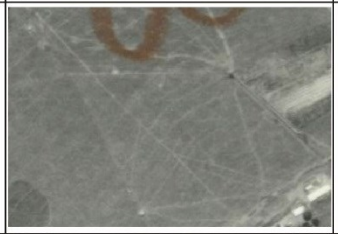
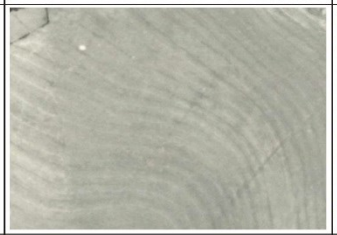
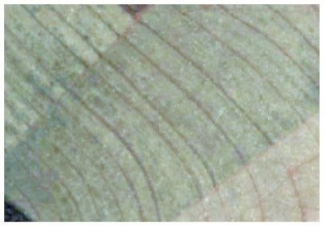
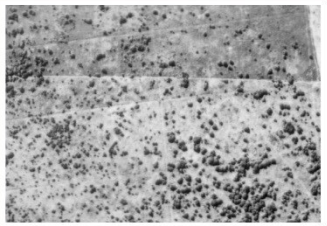
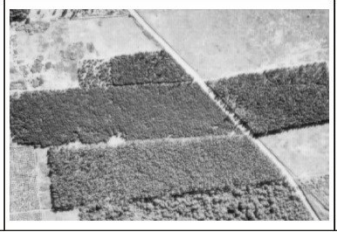
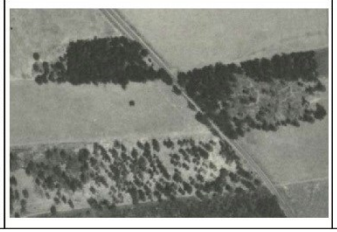
Classe	Subclasse	Unidade	1962	1984	2004	2018
Áreas antrópicas agrícolas	Culturas temporárias	Algodão		/	/	/
		Cana-de-açúcar				
		Mandioca				
		Milho				
		Soja	/	/		

Figura 25. Padrões utilizados nos mapeamentos de uso da terra dos anos 1962, 1984, 2004 e 2018 (Conclusão)

Classe	Subclasse	Unidade	1962	1984	2004	2018
Áreas antrópicas agrícolas	Culturas temporárias	Horticultu-ra				
	Pastagens	Pastagem degradada				
		Pastagem conserva-da				
		Pastagem arborizada		/	/	/
	Silvicultura	Eucalipto				

Após a elaboração dos mapas de uso da terra, foi realizada a tabulação cruzada em pares de períodos históricos subsequentes (1962 – 1984, 1984 – 2004 e 2004 – 2018) por meio da ferramenta "*Union*" do SIG ArcGIS 10.3.1, e calculadas as áreas individuais das classes de uso da terra que permaneceram inalteradas e que foram convertidas em outros usos ao longo do período, o que deu origem a matrizes de conversão para cada intervalo de tempo. Essas matrizes foram utilizadas na geração do diagrama de Sankey, gráfico de fluxo que mostra, em termos de área (km²), as conversões de uso da terra da área de estudo entre as diferentes classes nos períodos históricos analisados e possibilitam a compreensão da sua dinâmica, dos tipos de uso da terra que mais e menos contribuíram para a constituição de outro tipo de uso no período subsequente, e das áreas ocupadas por cada classe de uso que persistiram no período seguinte.

O diagrama de Sankey foi criado há aproximadamente cem anos pelo engenheiro irlandês Riall Sankey para analisar a eficiência de motores a vapor, e desde então tem sido utilizado para descrever os balanços de matéria e energia em sistemas complexos. É também bastante aplicado na Ecologia Industrial, que tem como um dos conceitos-chave a conservação de massa e energia, na avaliação do ciclo de vida de produtos. A distribuição de matéria e energia entre as áreas-fontes e seus destinos é representada por setas ou linhas direcionais, cuja espessura indica a quantidade de fluxo (SCHMIDT, 2008).

De acordo com Cuba (2015), os diagramas de Sankey enfatizam a quantidade e a direção dos fluxos dentro de um sistema, e devido a essa ampla utilidade, é também aplicado em pesquisas geográficas e da relação homem – ambiente. Sua capacidade de rastreamento de fluxos materiais os constituem ferramentas ilustrativas importantes para a análise de sistemas alimentares, emissão de gases do efeito estufa e recursos hídricos. Na análise temporal das mudanças no uso da terra, retratam o dinamismo das categorias de uso em termos absolutos e relativos. Sua utilização não dispensa a medição precisa da dinâmica da cobertura da terra no formato tabular, mas oferece benefícios que complementam as informações fornecidas pelas matrizes de tabulação cruzada.

O diagrama de Sankey foi elaborado pela ferramenta on-line "*The Sankey Diagram Generator*"[12]. As classes de uso da terra de área pouco representativa ao

[12] Ferramenta *The Sankey Diagram Generator* - http://sankey-diagram-generator.acquireprocure.com.

longo de todo o período analisado, tais como açude, algodão, estrada de terra, eucalipto, fruticultura, horticultura, mandioca, rodovia, sede rural e chácara e solo exposto, foram agrupadas na categoria “Outros usos”, de forma a constituírem linhas espessas de fluxo que pudessem ser adequadamente visualizadas no diagrama. Da mesma forma, as classes relativas às pastagens, vegetação arbórea e uso urbano de diferentes densidades ou manejo foram reunidas, respectivamente, nas classes pastagem, vegetação arbórea e zona urbana.

A metodologia de elaboração do mapa de uso da terra adequado à legislação florestal brasileira (BRASIL, 2012a, 2012b; BRASIL, 2016; BRASIL, 2017), que constitui um dos cenários simulados do modelo WaTEM/SEDEM, é descrita a seguir.

Como as referidas leis estabelecem a conservação e a recuperação/ regularização das APP e RL nas propriedades e posses rurais, utilizaram-se os dados vetoriais dos limites dos imóveis já inseridos no Cadastro Ambiental Rural (CAR), criado pelo artigo 29 da Lei nº 12.651/2012, disponíveis no Sistema de Cadastro Ambiental Rural (SICAR)[13]. As sobreposições e lacunas entre as propriedades rurais foram corrigidas no SIG ArcGIS 10.3.1, e os limites dos imóveis ainda não inseridos no CAR foram vetorizados a partir de consultas aos proprietários.

Os limites das APP foram definidos e mapeados de acordo com os seguintes critérios:

- 30 (trinta) metros nas faixas marginais dos cursos d’água, por possuírem menos de dez metros de largura (artigo 4º, inciso I da Lei nº 12.651/2012);

- 50 (cinquenta) metros no entorno das nascentes dos cursos d’água (artigo 4º, inciso IV da Lei nº 12.651/2012);

- Áreas no entorno de reservatórios d’água artificiais, decorrentes de barramento ou represamento de cursos d’água naturais: como a Lei nº 12.727/2012 estabelece que a largura da faixa marginal deve ser definida na licença ambiental do empreendimento, mas todos os reservatórios foram construídos em data anterior à legislação, adotou-se a faixa marginal de 50 (cinquenta) metros definida pelo artigo 4º, inciso II, alínea “a” da Lei nº 12.651/2012 para o entorno de lagos e lagoas naturais com até 20 (vinte) hectares de superfície. Os açudes não decorrentes de barramentos ou represamentos de cursos d’água naturais e as acumulações de

[13] Sistema do Cadastro Ambiental Rural (SICAR) – http://www.car.com.br.

água com superfície inferior a 1 (um) hectare (§ 1º e 4º, respectivamente, do artigo 4º da Lei nº 12.651/2012, redação alterada pela Lei nº 12.727/2012) estão dispensados da faixa de proteção florestal e, portanto, não foram delimitadas APP em seus entornos, mas mantidas as áreas de vegetação arbórea e/ou ciliar já existentes;

- As situações previstas nos demais itens do artigo 4º da Lei nº 12.651/2012 (encostas com declividade superior a 45º, topos de morros, altitude superior a 1.800 m, entre outras) não se aplicam à bacia do Ribeirão São Domingos.

A porcentagem da área do imóvel a ser mantida com cobertura de vegetação permanente a título de Reserva Legal é de 20 % (artigo 12, inciso II da Lei nº 12.651/2012). No entanto, como a referida lei permite, em seu artigo 15, o cômputo das APP no cálculo do percentual de RL do imóvel, tais áreas foram consideradas na composição da RL das propriedades rurais da área de estudo.

A Lei nº 12.651/2012 também estabelece, em seu artigo 67, que:

> Nos imóveis rurais que detinham, em 22 de julho de 2008, área de até 4 (quatro) módulos fiscais e que possuam remanescente de vegetação nativa em percentuais inferiores ao previsto no art. 12, a Reserva Legal será constituída com a área ocupada com a vegetação nativa existente em 22 de julho de 2008, vedadas novas conversões para uso alternativo do solo (BRASIL, 2012a).

Nesse contexto, considerando que o módulo fiscal do município de Santa Cruz do Rio Pardo equivale a 20 (vinte) hectares, a exigência da manutenção de 20 % da área do imóvel a título de Reserva Legal se aplica apenas aos imóveis com área superior a 80 (oitenta) hectares, totalizando 22 (vinte e dois) imóveis localizados total ou parcialmente na bacia do Ribeirão São Domingos. Nos demais imóveis, foi mantida a vegetação arbórea existente, mas não foram delimitadas novas áreas de RL. Para os imóveis de área superior a 80 hectares situados parcialmente na área de estudo, foram mapeadas também a vegetação arbórea e de áreas úmidas localizadas fora dela, de forma serem consideradas no cômputo de 20 % da área da propriedade a ser averbada como RL.

A área faltante para totalizar os 20 % de Reserva Legal em cada imóvel rural foi calculada nas tabelas de atributos dos arquivos vetoriais de vegetação arbórea existente e delimitadas como APP, assim como das áreas totais dos imóveis. O artigo 14 da Lei nº 12.651/2012 estabelece que a localização da RL no imóvel leve em consideração o plano de bacia hidrográfica, o Zoneamento Ecológico-

Econômico, a formação de corredores ecológicos com outra RL, APP, Unidade de Conservação ou com outra área legalmente protegida, as áreas de maior importância para a conservação da biodiversidade e as áreas de maior fragilidade ambiental. Como o Plano de Bacia Hidrográfica da UGRHI-22 – Médio Paranapanema nada diz sobre a localização das Reservas Legais e não há Zoneamento Ecológico-Econômico na área de estudo, a alocação das RL priorizou as áreas adjacentes às APP nas faixas marginais dos cursos d'água e nascentes, aos fragmentos florestais existentes e, por último, as áreas planas situadas nos divisores de água e interflúvios, com a finalidade de aumentar a infiltração da água pluvial e a recarga dos aquíferos.

Não foram observadas no mapeamento as áreas de ocupação consolidada em APP previstas pela Lei nº 12.651/2012, cujos percentuais a serem recompostos com vegetação nativa variam em função da área do imóvel em módulo fiscal, mas são sempre inferiores aos percentuais definidos no artigo 4º, pois entende-se que tal prática favorece os proprietários rurais que desmataram seus imóveis antes de 22 de julho de 2008 (data estabelecida na lei para caracterização das áreas de ocupação consolidada) em detrimento da preservação da cobertura vegetal.

Por fim, as áreas mapeadas em 2018 como vegetação de áreas úmidas foram substituídas por vegetação arbórea, e pastagens degradadas foram substituídas pelas pastagens conservadas, caracterizando o cenário de uso conservacionista do solo.

2.3.4 Modelagem de mudanças no uso da terra (modelo Dyna-CLUE)

2.3.4.1 Período e cenários simulados

Seis cenários de usos futuros da terra foram simulados pelo modelo Dyna-CLUE, no intervalo de tempo de dez anos, tendo 2018 como ano inicial e 2028 como ano final. As taxas de aumento de área das diferentes classes de uso e cobertura da terra seguiram a tendência de crescimento observada entre o período de 2004 e 2018, e foram calculadas a partir das áreas constantes da Tabela 21, apresentada na seção de Resultados e discussão deste trabalho. Como o intervalo entre os usos passados é de catorze anos e os cenários futuros serão de dez anos a partir do presente, calculou-se a taxa anual de aumento ou redução de área no período 2004-

2018, de forma a utilizar a mesma área acrescida ou subtraída às áreas ocupadas pelos diferentes usos da terra durante os dez anos futuros da simulação.

Os cenários de uso da terra foram delineados considerando diferentes demandas e especializações econômicas na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos, sendo eles:

- Cenário 1: crescimento urbano de 23,2 % e crescimento das áreas industriais de 103,86 % em dez anos;

- Cenário 2: crescimento em dobro da zona urbana e das áreas industriais (46,4 % e 207,72 %, respectivamente) em dez anos, denotando a especialização urbana-industrial da bacia hidrográfica;

- Cenário 3: aumento da área cultivada pelas principais *commodities* agrícolas, nas taxas observadas no período 2004-2018: crescimento de 116,27 % da área plantada com soja, de 35,36 % da área ocupada por milho (cultivo de verão) e de 2,09 % das lavouras de cana-de-açúcar nos próximos dez anos, evidenciando a especialização agrícola da área de estudo;

- Cenário 4: combinação dos cenários 1 e 3, ou seja, aumento da área urbana, industrial e de cultivo das *commodities* agrícolas nas taxas observadas no período 2004-2018;

- Cenário 5: especialização na produção florestal com manejo sustentável, para atender ao aumento da demanda por madeira, papel, celulose e geração de energia. Como a área ocupada por lavouras de eucalipto em 2018 na área de estudo era pequena (51,99 ha) e nem todos os talhões possuíam fins comerciais, sua área foi multiplicada por 20, totalizando 1.039,79 ha em 2028, ou 13,19 % da área da bacia do Ribeirão São Domingos. As áreas de floresta (vegetação arbórea), por sua vez, foram duplicadas em relação à quantidade existente em 2018 em ações de florestamento e reflorestamento, perfazendo 949,94 ha ou 12,05 % da área de estudo;

- Cenário 6: duplicação da área ocupada por pastagens, para atender à demanda crescente hipotética por carne bovina e pela indústria de laticínios. Nesse cenário não foi possível utilizar a taxa de crescimento do período 2004-2018 por ter havido redução de 33,23 % na área plantada, e considerando o propósito de analisar o comportamento hidrológico e estudar a erosão do solo em bacia hidrográfica amplamente dominada por pastagens, optou-se por duplicar a área existente em 2018, de 2.013,31 ha para 4.026,62 ha em 2028.

2.3.4.2 Fatores direcionadores das mudanças no uso da terra

Os fatores condutores ou direcionadores das mudanças de uso da terra a serem utilizados na simulação com o modelo Dyna-CLUE estão relacionados a aspectos do relevo, características dos solos, proximidade a elementos naturais e construídos e dados demográficos. Sua definição, tipo e codificação para inserção no modelo são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Fatores direcionadores das mudanças no uso da terra, tipo e codificação

Código	Fator	Unidade	Tipo
sc1gr0.fil	Altitude	m	escala
sc1gr1.fil	Declividade do terreno	%	escala
sc1gr2.fil	Distância da rodovia mais próxima	m	escala
sc1gr3.fil	Distância da estrada municipal mais próxima	m	escala
sc1gr4.fil	Distância da rede de drenagem	m	escala
sc1gr5.fil	Distância da zona urbana	m	escala
sc1gr6.fil	Densidade demográfica	$hab.km^{-2}$	escala
sc1gr7.fil	Erodibilidade do solo	$t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$	escala
sc1gr8.fil	Fertilidade aparente do solo	classes	ordinal
sc1gr9.fil	Tolerância de perda de solo	$t.ha^{-1}.ano^{-1}$	escala
sc1gr10.fil	Classe textural do horizonte A do solo	classes	nominal

Os procedimentos de elaboração dos mapas dos fatores direcionadores das mudanças no uso da terra, assim como suas prováveis influências sobre sua alocação espacial, são apresentados a seguir. Todos os processamentos foram realizados no SIG ArcGIS 10.3.1.

A **altitude** está relacionada a diferentes graus de exposição das culturas agrícolas ao vento, a temperaturas baixas ou elevadas e ao risco de geadas. Os cultivos de milho e café, por exemplo, são altamente sensíveis às geadas, que ocorrem com maior intensidade nos fundos de vale. O mapa de altitude foi obtido do modelo digital de elevação ASTER GDEM, versão 2, de resolução espacial 30 metros.

A **declividade do terreno** se relaciona à possibilidade de mecanização agrícola; à capacidade de uso da terra, pois solos com declives superiores a 20 % são facilmente erodíveis e se recomenda apenas o uso com cultivos perenes, pastagem e reflorestamento (LEPSCH et al., 1991); ao risco de movimentos de

massa; ao valor dos lotes urbanos, entre outras possibilidades ou restrições à ocupação. Em razão de os modelos digitais de elevação ASTER GDEM-2 e ALOS/PRISM apresentarem classes muito heterogêneas de declividade e terem tido relacionamento estatístico nulo ou com significância >0,05 com as classes de uso da terra a eles relacionados, utilizou-se o modelo digital do terreno interpolado pela ferramenta "*Topo to raster*" do SIG ArcGIS 10.3.1 a partir das curvas de nível, pontos cotados de altitude, rede de drenagem e limite da bacia hidrográfica, extraídos da carta topográfica do IBGE (1973), o qual apresentou classes mais homogêneas e suavizadas de declividade, que possuem relação estatística com algumas classes de uso da terra.

A localização espacial em relação às rodovias advém da necessidade de circulação de pessoas, mercadorias e serviços. As cidades e distritos industriais geralmente se localizam nas proximidades das rodovias, sendo a presença daquelas, muitas vezes, a razão para a construção destas, e vice-versa. As chácaras de lazer também se situam nas proximidades das rodovias e cidades, dada a facilidade de acesso. A **distância euclidiana em relação às rodovias** da área de estudo foi calculada pela ferramenta "*Euclidean distance*" do SIG ArcGIS 10.3.1, a partir dos arquivos vetoriais correspondentes às rodovias do mapa de uso da terra do ano 2018.

As **estradas de terra** constituem fator direcionador do uso da terra por possibilitarem o acesso às propriedades rurais e escoarem a produção agrícola até as rodovias. Foram utilizadas na elaboração do mapa de distância euclidiana pela ferramenta "*Euclidean distance*" do SIG ArcGIS 10.3.1 apenas as estradas de terra municipais, de maior tamanho e menos mutáveis no espaço e no tempo que as estradas que dão acesso às propriedades rurais. As estradas municipais situadas nas áreas adjacentes à bacia hidrográfica em estudo também foram vetorizadas e utilizadas no cômputo da distância euclidiana.

A **rede de drenagem** tem importância como fator condutor do uso da terra na captação de água para abastecimento urbano e rural, dessedentação animal, irrigação das áreas agrícolas, entre outras funções. Ao mesmo tempo, é fator de repulsão de algumas culturas agrícolas, dado o maior risco de geada nos fundos de vale, e de atração da vegetação arbórea por suas faixas marginais constituírem Áreas de Preservação Permanente. Para a elaboração do mapa de distância euclidiana à rede de drenagem, foram utilizados os vetores dos rios da bacia

hidrográfica do Ribeirão São Domingos atualizados, assim como os vetores da rede de drenagem das bacias adjacentes obtidos da carta topográfica do IBGE, pois algumas áreas podem se localizar mais próximas aos rios dessas bacias que da rede de drenagem da área de estudo.

A zona urbana constitui fator de atração de novos loteamentos urbanos, adjacentes ao sítio urbano atual, bem como dos distritos industriais, rodovias, estradas de terra, chácaras de lazer situadas em suas proximidades, cultivos hortícolas e frutícolas, para abastecimento diário dos mercados. Ademais, a preservação da vegetação arbórea em fragmentos maiores ocorre usualmente em áreas mais distantes das cidades. A **distância euclidiana da zona urbana** do município de Santa Cruz do Rio Pardo foi calculada a partir do arquivo vetorial das classes “zona urbana” e “expansão urbana” do mapa de uso da terra do ano 2018.

A **densidade demográfica** revela as áreas urbanas, periurbanas e de produção agrícola. O crescimento populacional tende a ocorrer nas áreas urbanas de menor densidade demográfica (bairros de implantação recente) e nas adjacências (novos loteamentos em áreas não-urbanizadas). Consequentemente, a produção agrícola e a preservação florestal se dão nas áreas de menor densidade demográfica. Para a elaboração do mapa de densidade demográfica, utilizaram-se os arquivos vetoriais dos setores censitários urbanos e rurais usados no Censo Demográfico 2010, assim como os dados de densidade demográfica, ambos obtidos da ferramenta Sinopse por Setores (IBGE, 2010). Tais setores censitários podem não refletir a realidade atual (2018) de densidade demográfica, pois novos bairros foram implantados após 2010 e houve movimentos populacionais. Ademais, os setores censitários rurais são extensos, não mapeando a concentração populacional rural em determinadas porções do espaço. Entretanto, são as únicas informações demográficas oficiais disponíveis do município.

A **erodibilidade do solo**, conceituada no item 1.4, está relacionada à aptidão dos solos para os diferentes cultivos agrícolas, pastagem ou conservação florestal. Solos mais erodíveis demandam maior investimento em práticas conservacionistas e tratamentos agronômicos diferenciados, o que pode inviabilizar sua utilização para cultivo das monoculturas comerciais que ocupam maiores áreas. Por constituir uma variável da Equação Universal de Perda de Solo Revisada, a ser utilizada no modelo WaTEM/SEDEM, sua metodologia de determinação e mapeamento será apresentada no item correlato a este modelo.

A **fertilidade aparente do solo** é um fator condutor do uso da terra devido ao grau de limitação à produtividade agrícola. Embora a correção e a adubação do solo façam sua produtividade aumentar, os solos degradados, ou os de menor fertilidade natural, tendem a ser menos utilizados para o cultivo. Culturas como a do eucalipto e da mandioca, por exemplo, são menos exigentes quanto à fertilidade do solo, ao passo que o milho e o café exigem solos em geral mais férteis. A fertilidade aparente é utilizada na classificação das terras quanto à capacidade de uso (LEPSCH et al., 1991) e, de acordo com Zimback e Rodrigues (1993) e Ribeiro e Campos (1999), pode ser determinada a partir de notas atribuídas a intervalos de valores de pH, V%, CTC e matéria orgânica do solo. No presente trabalho, a referida classificação foi aplicada aos atributos químicos das amostras de terra dos horizontes superficiais dos solos, na profundidade 0 – 20 cm, coletadas no levantamento de solos, conforme Tabelas 5 a 7.

Tabela 5. Classificação e notas atribuídas aos intervalos de pH e V %

Critérios	pH	V %	Nota
Muito alta	> 6,0	> 90	5
Alta	5,5 - 6,0	70 - 90	4
Média	5,0 - 5,5	50 - 70	3
Baixa	4,3 - 5,0	25 - 50	2
Muito baixa	< 4,3	< 25	1

Fonte: Zimback e Rodrigues (1993); Ribeiro e Campos (1999).

Tabela 6. Classificação e notas atribuídas aos intervalos de CTC e matéria orgânica

Critérios	CTC ($mmol_c.dm^{-3}$)	Matéria orgânica ($g.kg^{-1}$)	Nota
Alta	> 100	> 25	5
Média	50 - 100	15 - 25	3
Baixa	< 50	< 15	1

Fonte: Zimback e Rodrigues (1993); Ribeiro e Campos (1999).

Tabela 7. Classificação da fertilidade aparente em função do somatório das notas atribuídas aos atributos químicos dos solos

Somatório das notas	Classificação
16,8 - 20,0	Muito alta
13,6 - 16,8	Alta
10,4 - 13,6	Média
7,2 - 10,4	Baixa
4,0 - 7,2	Muito baixa

Fonte: Zimback e Rodrigues (1993); Ribeiro e Campos (1999).

O mapa de fertilidade aparente do solo seguiu os limites das unidades de mapeamento do levantamento semidetalhado de solos. Nas manchas que possuem mais de uma amostra e graus diferentes de fertilidade aparente, a diferenciação das classes teve como critério o relevo (compartimentos, altitude e orientação da vertente). Aos Gleissolos foi atribuída a classe de fertilidade aparente “muito baixa”, embora parte deles possua fertilidade mais elevada de acordo com os critérios adotados, considerando que eles não são utilizados para a produção agrícola.

O fator **tolerância de perda de solo** está relacionado ao uso agrícola dos solos, uma vez que culturas agrícolas que promovem maior proteção a ele contra os processos erosivos, além das pastagens adequadamente manejadas e o reflorestamento, podem ser implantadas em solos de menor tolerância, pois contribuirão para sua conservação e para a manutenção da produtividade agrícola. Já os solos mais tolerantes à erosão, que geralmente apresentam baixo gradiente textural da fração argila entre os horizonte B e A e que não se apresentam compactados, também toleram cultivos de menor densidade de cobertura, embora não dispensem o manejo conservacionista.

A determinação da tolerância de perda de solo da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos seguiu a metodologia proposta por Mannigel et al. (2002), baseada no conceito de peso da terra (P), expresso por:

$$P = h * Ds * f \quad (24)$$

Em que: h representa a espessura do horizonte considerado (m); Ds é a densidade do solo do horizonte, expressa em $t.m^{-3}$ e f é o fator de conversão

inerente à relação textural da fração argila entre os horizontes superficial e subsuperficial (Tabela 8).

Tabela 8. Fatores de correção f em função da relação textural (RT) da fração argila

Relação textural RT	Fator f
< 1,2	1
1,2 - 1,5	0,8
1,5 - 2,0	0,6
2,0 - 2,5	0,4
> 2,5	0,2

Fonte: Mannigel et al. (2002).

A tolerância de perda de solo foi obtida pela multiplicação do peso da terra (P) por 10.000, para conversão de $t.m^{-2}$ para $t.ha^{-1}$, seguida da divisão por 1.000, partindo do pressuposto formulado por Smith e Stamey (1964) de que são necessários 1.000 anos para a formação da camada de 1.000 mm de solo. Adotou-se também a profundidade do solo de 1 metro, profundidade máxima admitida para o sistema radicular das plantas, sugerida por Lombardi Neto e Bertoni (1975b).

No cálculo da tolerância de perda de solo da bacia do Ribeirão São Domingos foram empregados os dados texturais e de densidade do solo das amostras do levantamento semidetalhado de solos descritos no item 2.3.2. Para as classes de Latossolos, Argissolos e Nitossolos, adotou-se a profundidade média do horizonte superficial de 0,2 m, característica do horizonte A moderado, presente na maioria dessas classes de solo, e 0,8 m a profundidade média do horizonte subsuperficial. A profundidade média do horizonte A dos Gleissolos utilizada foi de 0,45 m, constituindo o valor médio constatado durante a amostragem em campo, e 0,55 m a profundidade média dos horizontes subsuperficiais.

O mapa de tolerância de perda de solo foi elaborado a partir dos resultados dos 75 pontos amostrais, seguindo os limites das manchas de solos e as diferenças de relevo nas manchas compostas por mais de um ponto amostral, metodologia similar à empregada no mapeamento da fertilidade aparente do solo.

A **classe textural do horizonte A do solo** também está relacionada ao uso agrícola da terra dada sua influência na permeabilidade, retenção de água, drenagem, aeração, fertilidade natural, entre outros aspectos. Algumas culturas, como o eucalipto e a cana-de-açúcar, podem ser cultivadas em solos de diferentes

texturas, desde que manejadas adequadamente. A mandioca se desenvolve melhor nos solos arenosos e de textura média, enquanto o milho tem melhor desenvolvimento nos solos de textura média a argilosa, desde que bem drenados e com boa capacidade de retenção de água.

Para a elaboração do mapa de classe textural do horizonte A dos solos da bacia do Ribeirão São Domingos, utilizaram-se as classes texturais das amostras de terra do levantamento semidetalhado de solos, classificadas segundo o triângulo textural simplificado (EMBRAPA, 2013). Os limites entre as classes texturais seguiram os das manchas do mapa de solos e, no caso das manchas com mais de um ponto de amostragem e classes texturais distintas, o mapeamento adotou como critério as características do relevo, procedimento também utilizado no mapeamento da fertilidade aparente e da tolerância de perda de solo.

Os mapas dos fatores direcionadores do uso da terra e o mapa de uso da terra de 2018 (cenário de base das simulações) foram convertidos ao formato raster, com resolução espacial de 10 metros, e em seguida transformados no formato ASCII para inserção no modelo Dyna-CLUE, e no formato GEOTIFF para realização da análise de regressão logística.

2.3.4.3 Análise de regressão logística entre as classes de uso e os fatores impulsionadores do uso da terra

A análise de regressão logística por *stepwise* foi realizada entre cada classe de uso da terra e seus respectivos fatores direcionadores para quantificar a influência destes sobre a probabilidade de ocorrência do referido uso da terra. Os fatores direcionadores relacionados a cada classe de uso da terra são apresentados na Tabela 9. As indicações em formato de triângulo apontam que o relacionamento estatístico entre o fator impulsionador e a classe de uso da terra foi significativo a p≤0,01, e as indicações em formato de círculo mostram relacionamento não significativo estatisticamente (p>0,01) ou inexistente (coeficiente $\beta_n = 0$). Nesse sentido, apenas os fatores impulsionadores que tiveram relação estatística significativa com as respectivas classes de uso da terra foram utilizados no cálculo dos mapas de probabilidade de ocorrência e nos cenários futuros de uso da terra pelo modelo Dyna-CLUE.

Tabela 9. Fatores direcionadores das mudanças de uso da terra e classes de uso da terra utilizadas na modelagem

Classe de uso da terra	ALT	DECL	DROD	DEST	DDRE	DZUR	DDEM	EROD	FERT	TOL	TEXT
Zona urbana		○	○	▲	○	▲	○				
Vegetação arbórea	▲	▲			▲	▲	○	○	▲	▲	
Solo exposto			▲	▲		▲	○				
Soja		○		▲	▲			▲	▲	▲	▲
Pastagem		▲	▲	▲	▲			○	▲	▲	▲
Milho	▲	○		▲	▲			○	▲	▲	▲
Mandioca	○	▲		▲	▲			○	○	▲	▲
Eucalipto[1]	▲			▲	▲			○	▲	○	▲
Cana-de-açúcar	▲	▲		▲	▲			○	▲	▲	▲
Campestre			▲		▲		○	○	○	▲	○
Área industrial		▲	▲		▲	▲	○				
Culturas permanentes		▲	▲	▲				○		▲	▲
Eucalipto[2]									▲	▲	

ALT: altitude; DECL: declividade; DROD: distância euclidiana das rodovias; DEST: distância euclidiana das estradas de terra municipais; DDRE: distância euclidiana da rede de drenagem; DZUR: distância euclidiana da zona urbana; DDEM: densidade demográfica; EROD: erodibilidade do solo; FERT: fertilidade aparente do solo; TOL: tolerância de perda de solo: TEXT: classe textural do horizonte A do solo.

[1] Fatores direcionadores da classe “eucalipto” utilizados na simulação dos cenários 1 a 4 e 6;

[2] Fatores direcionadores da classe “eucalipto” utilizados na simulação do cenário 5.

▲: relacionamento estatístico entre a classe de uso da terra e o fator direcionador significativo (p≤0,01).

○: relacionamento estatístico entre a classe de uso da terra e o fator direcionador não-significativo (p>0,01) ou inexistente (coeficiente $\beta_n = 0$).

Para a realização da análise, foi utilizada a versão CLUMondo do modelo CLUE, desenvolvido para simular mudanças em sistemas de uso da terra impulsionadas por demandas por bens e serviços ecossistêmicos (VERBURG, 2015). A interface do usuário do modelo possui uma rotina de análise de correlação entre as variáveis e de análise de regressão logística mais simples que outros softwares estatísticos comumente empregados por usuários do modelo Dyna-CLUE.

Inicialmente, no painel "*Regression analysis*", "*Sampling*", foi realizada a análise de correlação linear entre todos os fatores direcionadores do uso da terra para verificar a multicolinearidade entre eles. Os fatores direcionadores a serem utilizados na análise de regressão logística com cada tipo de uso da terra não podem ser altamente correlacionados entre si. Assim sendo, se o coeficiente de correlação entre dois fatores for superior a 0,8, deve ser selecionado apenas um deles para a análise de regressão. Em seguida, foram ajustados alguns indicadores, como a porcentagem de pixels da amostra final a ser usada na análise de regressão logística (foi mantido o valor padrão do modelo, de 30 %), a distância mínima entre os pixels a serem incluídos na amostra final de modo a evitar autocorrelação dos dados (foi mantida a distância de 2 pixels), e foi ativada a exclusão dos pixels sem valor de uso da terra (No Data), assim como o balanceamento das amostras, para assegurar que a amostra utilizada na análise de regressão incluísse um número igual de pixels nos quais um uso da terra específico estivesse presente e ausente.

Após a geração da amostra final, foi realizada a análise de regressão logística no painel "*Parameter selection*". Para cada classe de uso da terra, foram selecionados os fatores direcionadores constantes da Tabela 9 e calculados o coeficientes de regressão logística por *stepwise* (variáveis β_0 e $\beta_{1\ldots n}$dos fatores direcionadores da função logit - equação 1). A significância da relação entre cada fator direcionador e o tipo de uso da terra considerado também foi gerada e, para o fator estivesse apto para uso no processo de alocação espacial, considerou-se a significância mínima <0,05 e, preferencialmente, <0,01. Os fatores direcionadores das mudanças no uso da terra que tiveram valor nulo de β ou significância >0,01 foram eliminados da função logit, sendo a análise de regressão logística refeita. As variáveis β da função logit de cada classe de uso da terra foram inseridas no painel de edição dos resultados de regressão logística do modelo Dyna-CLUE para a

geração dos mapas de probabilidade de ocorrência das classes de uso da terra e dos mapas dos cenários futuros.

A análise de regressão logística também fornece o parâmetro “Área abaixo da curva” ROC, que indica a qualidade do ajuste do modelo de regressão. A curva ROC (*Relative Operating Characteristic*, ou Característica de Operação Relativa) foi concebida durante a II Guerra Mundial para a análise da detecção de sinais de radar e atualmente é muito utilizada na Medicina para a análise de diagnósticos e tomada de decisão. A curva é plotada em um gráfico de porcentagem cumulativa dos valores positivos verdadeiros (VP) no eixo y em função da porcentagem cumulativa dos valores falsos positivos (FP) no eixo x, indicando desde um modelo aleatório (valor 0,5 em linha diagonal) até o ajuste perfeito (valor 1) (KHOURY, 2012). A estatística ROC conecta os pares de coordenadas (FP, VP) utilizando a regra trapezoidal do cálculo integral para calcular a Área Abaixo da Curva (AAC) (PONTIUS; SCHNEIDER, 2001). A qualidade do ajuste da curva ROC, medida pelos diferentes intervalos de AAC, é apresentada na Tabela 10 (VERBURG, 2015). Pontius e Schneider (2001) foram os primeiros pesquisadores a utilizarem a curva ROC para validar um modelo de mudanças no uso da terra (desmatamento) na bacia Ipswich, em Massachussetts, EUA, a partir de dois mapas de probabilidade obtidos por regressão logística e por análise multicriterial.

Tabela 10. Intervalos de valores de Área Abaixo da Curva e qualidade do ajuste

Valores AAC	**Qualidade do ajuste**
>0,9	Excelente
0,8 - 0,9	Boa
0,7 - 0,8	Média
0,6 - 0,7	Baixa
0,5 - 0,6	Ruim

Fonte: Verburg (2015).

Na utilização do modelo Dyna-CLUE, a estatística ROC avalia as probabilidades de conversão do uso da terra preditas pela análise de regressão logística comparando-as com os valores observados das classes de uso da terra sobre todo o domínio das probabilidades preditas, ao invés de avaliar apenas a porcentagem de observações classificadas corretamente (VERBURG et al., 2002).

Neste trabalho, procurou-se excluir os fatores direcionadores das classes de uso da terra que tiveram AAC resultante da análise de regressão logística inferior a 0,7.

2.3.4.4 Matrizes de conversão do uso da terra, de demanda de área, restrições à conversão, elasticidade e preferências específicas de locação

As matrizes de conversão do uso da terra definem se os usos existentes no ano base podem ou não ser convertidos em outros usos, se a conversão é possível ou mesmo compulsória após um intervalo de tempo, e se determinados usos da terra têm limite máximo de tempo de permanência em uma determinada área. Todas essas possibilidades são fundamentadas em critérios naturais (biofísicos), socioeconômicos e políticos.

As matrizes de conversão dos cenários simulados na presente pesquisa pelo modelo Dyna-CLUE na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos são apresentadas no Anexo I, nas Tabelas 64 (cenários 1, 2 e 4), 65 (cenários 3 e 6) e 66 (cenário 5). Os valores 1 indicam que a conversão é possível; os valores 0 denotam conversão não permitida e os valores superiores a 100 evidenciam que a conversão do uso da terra é possível após um intervalo de tempo (o valor 105, por exemplo, permite a mudança no uso da terra de determinado local a partir de 5 anos após o início da simulação).

As matrizes de demanda de área das classes de uso da terra ao longo dos dez anos dos cenários simulados foram elaboradas com base nas áreas das classes definidas no item 2.3.4.1. Algumas classes, tais como vegetação de áreas úmidas, sedes rurais e chácaras, rodovia, estrada de terra e açude, não tiveram alteração de área. As classes zona urbana, área industrial e vegetação arbórea, por sua vez, mantiveram as áreas ocupadas no ano 2018 nos cenários em que não houve demanda para o crescimento urbano/industrial ou por reflorestamento. A redução da área de alguns usos da terra foi calculada pela multiplicação entre a área ocupada em 2018 e a diferença, em valores decimais, entre as áreas ocupadas pelos usos incentivados nos diferentes cenários, incluindo as classes de uso da terra fixas, e a área restante da bacia hidrográfica a ser alocada.

Os valores de elasticidade à conversão foram estabelecidos para indicar a resistência das classes de uso da terra à conversão para outros usos, sendo a escala variável de 0 (fácil conversão) a 1 (mudança irreversível). Os índices de

elasticidade, assim como as demandas de área das classes de uso da terra no ano final das simulações (2028) são apresentados no Anexo II, Tabela 67.

As áreas restritas às mudanças no uso da terra foram codificadas em arquivo raster no SIG ArcGIS 10.3.1 e convertidas ao formato ASCII com o nome "region1.fil", nome padrão do modelo Dyna-CLUE. As células restritas não são incluídas no processo de alocação do uso da terra e a área ocupada por uma determinada classe de uso presente nas células restritas é subtraída de sua demanda total. Os códigos são: 0 para pixels ativos, -9999 para áreas sem dados (pixels externos à área de estudo) e -9998 para áreas restritas à conversão. As restrições foram aplicadas aos usos da terra vegetação de áreas úmidas, sedes rurais e chácaras, rodovia, estrada rural, área industrial e zona urbana (incluindo a classe expansão urbana) presentes no mapa de uso da terra de 2018. Quanto à vegetação arbórea, foram restritas à conversão as áreas superiores a 0,1 ha, de forma a possibilitar a conversão para outros usos de árvores ou conjuntos de árvores pequenas e isoladas dos fragmentos maiores, situadas nas pastagens e áreas agrícolas, mas cuja área deverá ser compensada em outros locais, pois em nenhum cenário poderá haver redução das áreas desse tipo de vegetação.

As preferências específicas de locação (*locspec*) têm a finalidade de aumentar a probabilidade de ocorrência de uma classe de uso da terra em determinado local como resultado de políticas espaciais específicas, sendo esta probabilidade superior à esperada a partir da regressão logística entre a classe de uso da terra e os fatores impulsionadores biofísicos e socioeconômicos (VERBURG; VAN DE STEEG; SCHULP, 2005).

Neste trabalho, as preferências específicas de locação foram utilizadas para aumentar a preferência das classes zona urbana, área industrial, vegetação arbórea e eucalipto em áreas adjacentes às já existentes ou em áreas de maior aptidão devido às características do solo, compartimento de relevo ou necessidade de proteção do solo para equilíbrio do ciclo hidrológico (Quadro 4).

Quadro 4. Preferências específicas de locação utilizadas nas simulações de cenários futuros de uso da terra

Cenário	Zona urbana	Vegetação arbórea	Área industrial	Eucalipto
Cenário 1	Áreas adjacentes à zona urbana: pesos 1 e 0,6 para áreas específicas mais e menos próximas	Faixas marginais de 50 metros ao redor dos rios, nascentes e açudes (peso 1)	Áreas adjacentes aos distritos industriais: pesos 1 e 0,6 para áreas específicas mais e menos próximas	-
Cenário 2	Áreas adjacentes à zona urbana: peso 1 para todas as áreas do cenário 1	Faixas marginais de 50 metros ao redor dos rios, nascentes e açudes (peso 1)	Áreas adjacentes aos distritos industriais: pesos 1 e 0,6 para áreas específicas mais e menos próximas	-
Cenário 3	-	Faixas marginais de 50 metros ao redor dos rios, nascentes e açudes (peso 1)	-	-
Cenário 4	Áreas adjacentes à zona urbana: áreas contíguas (peso 1) e áreas adjacentes (peso 0,6)	Faixas marginais de 50 metros ao redor dos rios, nascentes e açudes (peso 1)	Áreas adjacentes aos distritos industriais: pesos 1 e 0,6 para áreas específicas mais e menos próximas	-
Cenário 5	-	Faixas marginais de 50 metros ao redor dos rios, nascentes e açudes (peso 1)	-	Áreas de solos com fertilidade aparente baixa ou muito baixa e interflúvios, para favorecer a infiltração (peso 1)
Cenário 6	-	Faixas marginais de 50 metros ao redor dos rios, nascentes e açudes (peso 1)	-	-

No arquivo de parâmetros principais do modelo Dyna-CLUE é necessário especificar a fração da preferência específica de locação a ser somada à probabilidade calculada pela regressão logística, definida entre 0 e 1 (0 a 100 % do

locspec). Utilizaram-se os valores 0,7 para as classes de uso “zona urbana”, “vegetação arbórea” e “área industrial” em todos os cenários especificados no Quadro 4, e 1,0 para a classe “eucalipto” no cenário 5, levando em consideração a baixa probabilidade de ocorrência da classe eucalipto obtida por regressão logística para os cenários anteriores (no cenário 1, a probabilidade máxima foi de 0,029) e a necessidade de alocação espacial do aumento de sua área em dezenove vezes.

As funções de vizinhança não foram utilizadas na presente pesquisa.

Após a inserção de todos os parâmetros, foi realizada a alocação espacial dos usos futuros da terra nos seis cenários definidos no item 2.3.4.1, tendo sido ativada a opção “*Prepare probability maps*”, para que o modelo computasse os mapas de probabilidade de ocorrência das classes de uso da terra a partir dos coeficientes β obtidos nas análises de regressão logística e os utilizasse no processo de alocação espacial. Os resultados foram visualizados e analisados no SIG ArcGIS 10.3.1.

2.3.4.5 Análise de sensibilidade do modelo Dyna-CLUE

Paralelamente às simulações de cenários futuros de uso da terra, foi realizada a análise de sensibilidade do modelo Dyna-CLUE tendo o ano 2004 como ano inicial, e 2018 como ano final da modelagem. Nesta etapa, foram comparados o mapa de uso da terra predito pelo modelo no ano 2018 com o mapa real do mesmo ano, e com o mapa do ano 2004, para analisar a acurácia da alocação espacial das mudanças e persistências no uso da terra.

Utilizaram-se as classes de uso da terra adotadas na simulação dos cenários futuros, com exceção da classe “campestre”. Como o modelo Dyna-CLUE permite o número máximo de doze classes, tal classe foi agregada à classe “pastagem” para permitir a inclusão da classe “sedes rurais e chácaras”, considerando que houve aumento da área ocupada por esta classe de 93,18 ha para 96,54 ha entre 2004 e 2018, além de alterações em sua alocação espacial, e que a área ocupada pela categoria “campestre” foi de apenas 14,04 ha em 2004 e 17,84 ha em 2018.

As classes “açude” e “rodovia” dos mapas de 2004 e 2018 foram retiradas da modelagem, assim como as áreas ocupadas por ambas nos dois mapas. Já a classe “estradas rurais” foi incorporada aos usos agrícolas adjacentes; a classe “vegetação de áreas úmidas” foi incorporada à classe “vegetação arbórea”; as classes

“pastagem conservada” e “pastagem degradada” foram reunidas na classe “pastagem”, e a categoria “culturas permanentes” agrupou os usos café, urucum, fruticultura e horticultura. Embora o cultivo de hortaliças não seja permanente e a cobertura do solo seja variável ao longo do ano, considerou-se que as áreas agrícolas destinadas a ele são espacialmente pouco mutáveis.

A análise de regressão logística por *stepwise* utilizou os mesmos fatores direcionadores das mudanças no uso da terra para cada classe de uso usados na simulação dos cenários futuros, como pode ser observado na Tabela 11, com exceção da classe “sedes rurais e chácaras”, que não participou das simulações anteriores.

Os fatores direcionadores apresentados em formato de triângulo tiveram relacionamento estatístico com as categorias de uso da terra significativos a $p<0,01$. As indicações em círculos apontam relação estatística não significativa ($p>0,01$) ou inexistente (coeficiente $\beta_n = 0$), e a indicação em formato quadrado aponta o relacionamento estatístico significativo entre a categoria “culturas permanentes” e o fator direcionador “erodibilidade do solo”, não utilizado nas simulações dos cenários futuros de uso da terra.

Tabela 11. Análise de sensibilidade do modelo Dyna-CLUE: fatores direcionadores das mudanças de uso da terra e classes de uso da terra utilizadas na modelagem - ano 2004

Classe de uso da terra	ALT	DECL	DROD	DEST	DDRE	DZUR	EROD	FERT	TOL	TEXT
Zona urbana	-	-	-	▲	-	▲	-	-	-	-
Vegetação arbórea	▲	▲	-	-	▲	▲	-	▲	▲	-
Solo exposto	-	-	▲	▲	-	▲	-	-	-	-
Soja	-	-	-	▲	▲	-	▲	▲	▲	▲
Pastagem	-	▲	▲	▲	▲	-	-	▲	▲	▲
Milho	▲	-	-	▲	▲	-	-	▲	▲	▲
Mandioca	-	▲	-	▲	▲	-	-	-	○	▲
Eucalipto	▲	-	-	▲	▲	-	-	○	-	▲
Cana-de-açúcar	▲	▲	-	▲	▲	-	-	▲	▲	▲
Sedes rurais e chácaras	-	-	▲	▲	▲	▲	-	-	-	-
Área industrial	-	▲	▲	-	▲	▲	-	-	-	-
Culturas permanentes	-	○	▲	○	▲	-	■	-	▲	▲

ALT: altitude; DECL: declividade; DROD: distância euclidiana das rodovias; DEST: distância euclidiana das estradas de terra municipais; DDRE: distância euclidiana da rede de drenagem; DZUR: distância euclidiana da zona urbana; EROD: erodibilidade do solo; FERT: fertilidade aparente do solo; TOL: tolerância de perda de solo: TEXT: classe textural do horizonte A do solo.

▲: relacionamento estatístico entre a classe de uso da terra e o fator direcionador significativo (p≤0,01).

○: relacionamento estatístico entre a classe de uso da terra e o fator direcionador não-significativo (p>0,01) ou inexistente (coeficiente $\beta_n = 0$).

■: relacionamento estatístico entre a classe de uso da terra e o fator direcionador significativo, mas utilizado apenas na análise de sensibilidade do modelo.

A matriz de conversão entre as categorias de uso da terra, assim como os valores de elasticidade de conversão (ELAS), as áreas das classes de uso em 2004 e as demandas para o ano 2018, são apresentadas na Tabela 68 do Anexo III.

Os valores de elasticidade de conversão das classes soja, milho, mandioca, cana-de-açúcar e culturas permanentes foram reduzidos em 0,1 se comparados aos utilizados nos cenários futuros de uso da terra, e a classe pastagem teve aumento de 0,1 no referido índice. Esses ajustes foram realizados após a primeira simulação do cenário 2018, com o objetivo de se obter resultados mais acurados. Utilizaram-se também mapas de preferência específica de locação (*locspec*) para as categorias de uso da terra "zona urbana" e "área industrial", para aumentar a probabilidade de ocorrência dessas classes nas áreas que elas passaram a ocupar no ano 2018. O peso foi de 1, e a fração da preferência específica de locação a ser somada à probabilidade calculada pela regressão logística, definida no arquivo dos parâmetros principais da modelagem, foi de 0,7, valor também empregado nas simulações dos cenários futuros. As restrições às mudanças no uso da terra foram aplicadas às classes "zona urbana", "área industrial" e "sedes rurais e chácaras" existentes no ano 2004, considerando que esses usos são consolidados.

A sensibilidade do modelo Dyna-CLUE foi avaliada pela metodologia denominada "figura de mérito", que representa a razão entre a intersecção das mudanças preditas e observadas no uso da terra e a união das mudanças preditas e observadas (PONTIUS et al., 2008). Para o cálculo da figura de mérito, deve-se realizar a tabulação cruzada entre os mapas de referência dos anos inicial e final da modelagem, e com o mapa gerado pelo modelo (mapa predito do ano final). Os polígonos do mapa resultante devem ser agrupados em quatro classes:

A – erro devido à mudança observada no uso da terra, predita como persistência;

B – correto devido à mudança observada no uso da terra, predita como mudança;

C – erro devido à mudança predita e mudança observada, mas na classe de uso da terra errada;

D – erro devido à persistência observada no uso da terra, predita como mudança.

Adicionalmente, foram utilizadas nesta pesquisa duas classes complementares:

E – correto devido à persistência observada no uso da terra, predita como persistência;

F – áreas restritas à mudança (zona urbana, áreas industriais, sedes rurais e chácaras).

A figura de mérito é dada por (PONTIUS et al., 2008):

$$Figura\ de\ mérito = B/(A + B + C + D) \quad (25)$$

O valor da figura de mérito pode variar de 0 %, que representa nenhuma sobreposição entre as mudanças observadas e preditas na mesma classe de uso da terra, a 100 %, significando sobreposição perfeita entre as mudanças preditas e observadas na mesma classe de uso da terra, ou seja, predição acurada perfeita (PONTIUS et al., 2008). Este parâmetro de avaliação não leva em consideração, no entanto, as persistências observadas e preditas no uso da terra.

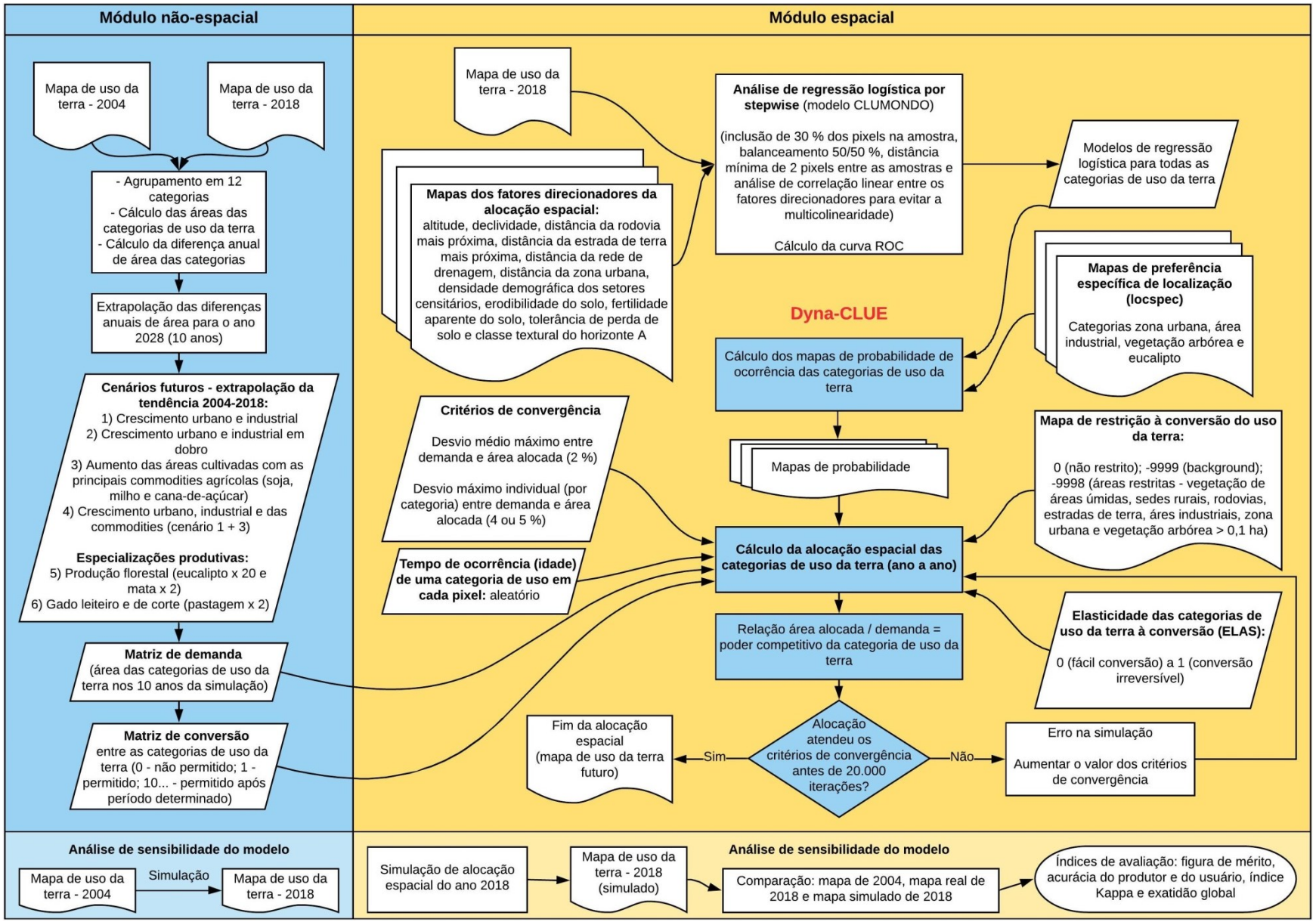
Dois tipos de parâmetros de acurácia condicional, derivados da figura de mérito e também aplicados nesta pesquisa, são: acurácia do produtor e acurácia do usário. O primeiro diz respeito à proporção de pixels predita acuradamente pelo modelo como mudança no uso da terra, em relação às mudanças observadas nos mapas de referência. O segundo parâmetro representa a proporção de pixels predita acuradamente como mudança no uso da terra, em relação às mudanças preditas pelo modelo, mas não necessariamente observadas ou preditas na categoria correta (PONTIUS et al., 2008):

$$Acurácia\ do\ produtor = B/(A + B + C) \quad (26)$$

$$Acurácia\ do\ usuário = B/(B + C + D) \quad (27)$$

As etapas metodológicas seguidas para realização da modelagem de uso futuro da terra com o modelo Dyna-CLUE estão resumidas no fluxograma da Figura 26, apresentado a seguir.

Figura 26. Fluxograma da modelagem de uso futuro da terra com o modelo Dyna-CLUE



2.3.5 Modelagem de erosão e produção de sedimentos com o WaTEM/SEDEM

A modelagem de erosão e aporte de sedimentos no exutório da área de estudo foi realizada na escala de evento individual de chuva intensa, constituindo uma adaptação na calibração do modelo WaTEM/SEDEM, concebido para estimar as taxas anuais de erosão e produção de sedimentos. Cinco episódios de chuvas intensas do ano hidrológico 2017/2018 foram utilizados na calibração do modelo, que foi validado em simulações de eventos chuvosos de três faixas de erosividade da chuva similares às observadas na calibração do modelo.

A validação utilizou as condições de cobertura vegetal do solo do mês de janeiro dos anos 1962, 1984, 2004, 2018 e dos cenários futuros de uso e manejo da terra. Neste mês, as culturas agrícolas anuais de verão ainda não foram colhidas e apresentam usualmente os maiores índices de área foliar e de cobertura do solo, o que aumenta sua proteção contra os processos erosivos. Cumpre destacar que o mês de janeiro representa o centro do período chuvoso, pois os três meses de maior índice pluviométrico do município são dezembro, fevereiro e janeiro, respectivamente (MIRANDA et al., 2005). As metodologias para obtenção das variáveis de entrada do modelo WaTEM/SEDEM relativas à Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) e à estrutura da paisagem, realização das medições de vazão, a determinação da concentração de sedimentos em suspensão e a calibração do modelo são apresentadas a seguir.

2.3.5.1 Variáveis da RUSLE e estrutura da paisagem

A **erosividade da chuva** é representada por um índice numérico que denota sua capacidade, esperada em dada localidade, de provocar erosão do solo em uma área sem proteção (AMORIM; SILVA; PRUSKI, 2009), sendo calculada a partir de registros pluviográficos por meio do índice EI_{30}, que representa o produto da energia cinética total da chuva ($MJ.ha^{-1}$) pela sua intensidade máxima ($mm.h^{-1}$) em um período contínuo de 30 minutos de chuva (WISCHMEIER, 1959). O fator R da RUSLE, expresso em $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}$, é resultado da soma dos valores de EI_{30} das chuvas erosivas individuais ocorridas durante um ano.

Neste trabalho, o modelo WaTEM/SEDEM foi adaptado para a estimativa do balanço de erosão e do aporte de sedimentos no exutório da bacia por evento de chuva individual. Desta forma, a erosividade dos episódios de chuvas intensas foi calculada a partir de registros pluviográficos realizados com a frequência de cinco minutos nas proximidades das coordenadas centrais da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos.

Para a caracterização das chuvas individuais e erosivas, foram considerados os critérios definidos por Wischmeier (1959) com as modificações sugeridas por Cabeda (1976) para as condições brasileiras, ou seja, chuva individual é aquela separada da anterior e da posterior por um período mínimo de 6 horas sem chuva ou com a ocorrência de menos de 1 mm de chuva nesse intervalo, e chuva erosiva é toda aquela com quantidade igual ou superior a 10 mm, ou com 6 mm ou mais, desde que ocorra em intervalo de tempo de 15 minutos ou menos.

O índice de erosividade da chuva individual EI_{30} é dado pela expressão

$$EI_{30} = EC_t * I_{30} \quad (28)$$

Em que: EC_t é a energia cinética total da chuva, em MJ.ha^{-1}, e I_{30} é a intensidade máxima de chuva em um período contínuo de 30 minutos de chuva, dado em mm.h^{-1}, ou seja, a quantidade máxima de chuva em um período contínuo de chuva de 30 minutos multiplicada por 2, determinada a partir dos registros pluviográficos.

Para obtenção do índice I_{30}, somaram-se todos os seis segmentos consecutivos de 5 minutos de chuva, sendo adotado o intervalo de 30 minutos de maior intensidade.

A energia cinética de cada segmento de chuva é obtida pela equação formulada por Wischmeier e Smith (1978), expressa no Sistema Internacional de Unidades (FOSTER et al., 1981) por

$$e = 0{,}119 + 0{,}0873.\log_{10} i \quad (29)$$

Em que: e é a energia cinética unitária (MJ.ha^{-1}.mm^{-1}) e i a intensidade do segmento de chuva (mm.h^{-1}).

Como intervalo de tempo de registro pluviométrico deste estudo é de 5 minutos, a intensidade do segmento foi obtida pela multiplicação do índice pluviométrico do referido segmento por 60 minutos, seguida da divisão por 5 minutos.

O uso da equação 29 é limitado a intensidades pluviométricas de 76 $mm.h^{-1}$, pois o tamanho mediano das gotas de chuva não aumenta em valores maiores de intensidade pluviométrica. Em intensidades superiores a 76 $mm.h^{-1}$, é atribuído à energia cinética unitária o índice de 0,283 $MJ.ha^{-1}.mm^{-1}$ (WISCHMEIER; SMITH, 1978; FOSTER et al., 1981).

A **erodibilidade do solo (fator K)** foi determinada pela metodologia proposta por Denardin (1990) para os horizontes superficiais e subsuperficiais dos 75 pontos de amostragem utilizados no levantamento semidetalhado de solos. Optou-se pelo uso desta metodologia após comparação dos resultados obtidos com os valores calculados pelos métodos propostos por Mannigel et al. (2002) e por Römkens et al. (1997), tendo os valores de erodibilidade resultantes da metodologia de Denardin (1990) sido mais coerentes com a influência da textura do solo, teor de matéria orgânica e classe de permeabilidade do perfil na constituição da suscetibilidade natural dos solos à erosão, apesar de os valores médios das classes de solo terem sido superiores aos obtidos por Lombardi Neto e Bertoni (1975a) para os solos do Estado de São Paulo. A metodologia de Mannigel et al. (2002) gerou índices de erodibilidade do solo muito elevados quando o teor de areia + silte superou os 840 $g.kg^{-1}$, e índices próximos de zero quando o conteúdo de argila se aproximou do mesmo limiar. Já a metodologia de Römkens et al. (1986), calculada a partir do diâmetro médio geométrico das partículas obtido pelas porcentagens de areia, silte e argila do solo, apresentou índices de erodibilidade incoerentes em amostras de terra com conteúdo de areia elevado, superior a 500 $g.kg^{-1}$, ou seja, quanto maior o conteúdo de areia (e menor o de argila, sendo o conteúdo de silte aproximadamente constante), menor foi o índice de erodibilidade obtido. O mesmo não ocorreu em amostras com conteúdo de argila elevado, acima de 500 $g.kg^{-1}$, no qual houve aumento da erodibilidade com o acréscimo do teor de areia. De acordo com Verstraeten et al. (2002), este método é adequado para solos com mais de 70 % de silte, característica não observada nos solos da bacia do Ribeirão São Domingos.

A equação de erodibilidade de Denardin (1990) utilizada neste trabalho, ajustada a partir de parâmetros físicos e químicos e dados determinados em campo,

em condições de chuva natural e/ou simulada, em trinta e um perfis de solos brasileiros e quarenta e seis perfis de solos dos Estados Unidos, é dada por:

$$K = 0{,}00000748 * M + 0{,}00448059 * P - 0{,}0631175 * DMP + 0{,}01039567 * R \quad (30)$$

Em que:

K é a erodibilidade do solo, expressa em $t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$;

M é dado pela relação:

$$M(\%) = (areia\ fina + silte)x[(areia\ fina + silte) + areia\ grossa] \quad (31)$$

Sendo o diâmetro da partícula de areia grossa de 0,25 – 2,0 mm e da areia fina de 0,053 – 0,25 mm.

P é a classe de permeabilidade do perfil de solo, codificada por Wischmeier, Johnson e Cross (1971) na Tabela 12. Neste trabalho, foram utilizadas as classes de permeabilidade dos horizontes superficiais e dos subsuperficiais das amostras coletadas durante o levantamento de solos na determinação da erodibilidade de cada horizonte, respectivamente.

Tabela 12. Código de permeabilidade das classes texturais dos horizontes de solo

Classe textural[1]	Classe de permeabilidade[2]	Permeabilidade
Muito argilosa, Argilosa e Argila Siltosa	6	muito lenta
Franco argilo siltosa e Argila arenosa	5	lenta
Franco argilo arenosa e Franco argilosa	4	lenta a moderada
Franco, Franco siltosa e Siltosa	3	moderada
Areia franca e Franco arenosa	2	moderada a rápida
Arenosa	1	rápida

Fonte: [1]United States Department of Agriculture (1983); [2]Wischmeier, Johnson e Cross (1971).

DMP é o diâmetro médio ponderado das partículas de solo (mm), calculado pela equação proposta por Arraes, Bueno e Pissarra (2010):

$$DMP = [(0{,}65 * areia\ grossa) + (0{,}15 * areia\ fina) + (0{,}0117 * silte) + (0{,}00024 * argila)]/100 \quad (32)$$

$$R = [(areia - areia\ muito\ fina)\ x\ \frac{teor\ de\ matéria\ orgânica\ (\%)}{100}] \quad (33)$$

Considerando que o gradiente textural, a permeabilidade e o teor de matéria orgânica de todo o perfil de solo têm influência direta na erodibilidade do solo, o fator K dos pontos de amostragem (perfil de solo) foi obtido pela soma dos valores de erodibilidade dos horizontes superficiais e subsuperficiais, ponderados pela espessura, sendo considerada a espessura de 20 cm dos horizontes superficiais, característica dos horizontes A moderados, e 80 cm dos horizontes subsuperficiais, totalizando 1 metro de profundidade, a despeito da profundidade total dos perfis ser superior a esse limite. Exceção foi feita aos Gleissolos, cuja espessura média do horizonte superficial observada nos pontos de amostragem em campo foi de 45 cm, e a do horizonte B de 55 cm.

O mapa de erodibilidade do solo seguiu os limites dos polígonos do mapa de solos, considerando o fator K dos pontos de amostragem presentes em cada polígono. Nas manchas de solo representadas por mais de um ponto de amostragem com valores distintos de erodibilidade, a delimitação foi realizada tendo como critérios as características do relevo (altitude, compartimento de relevo e aspecto da vertente).

O **fator topográfico (LS)** da RUSLE, embora consista de duas variáveis (L – comprimento de rampa e S – declividade), é geralmente obtido como fator único, e representa a taxa de perda de solo em uma vertente com dado comprimento de rampa e declividade em relação à perda de solo em uma encosta com comprimento de 22,1 m e 9 % de declividade, considerando que as demais condições são mantidas constantes. Em parcelas padrão com 22,1 m de comprimento e 9 % de declividade, o fator LS tem valor 1 (MCCOOL; FOSTER; WEESIES, 1997).

A variável de entrada para cálculo do LS no modelo WaTEM/SEDEM é o modelo digital de elevação. Neste trabalho, foi utilizado o MDE ASTER GDEM-2, de resolução espacial 30 metros. Como a resolução espacial utilizada pelo modelo é de 20 metros, os pixels foram reamostrados para este tamanho no SIG ArcGIS 10.3.1 pela conversão do MDE ao formato vetorial (pontos) e interpolação do mesmo pela ferramenta "*Topo to raster*", com resolução espacial de 20 metros. Como o modelo gerado apresentou muitas depressões e irregularidades, que comprometeram a

qualidade do mapa de declividade e do roteamento do fluxo de água e sedimentos, utilizou-se um filtro de média com janela móvel de tamanho 7 x 7 para suavizá-lo.

Considerando que o modelo WaTEM/SEDEM adaptou a RUSLE para uma paisagem bidimensional, o comprimento de rampa foi substituído pela área de contribuição ao pixel, ou seja, a área de drenagem a montante por unidade de comprimento do pixel, que é calculado pela equação formulada por Desmet e Govers (1996), expressa por:

$$L_{i,j} = \frac{(A_{i,j}+D^2)^{m+1}-A_{i,j}^{m+1}}{D^{m+2}*x_{i,j}^{m}*(22,13)^{m}} \quad (34)$$

Em que: $L_{i,j}$ é o fator comprimento de rampa para a coordenada i,j; $A_{i,j}$ é a área de contribuição da entrada de um pixel com coordenadas i,j, expressa em m²; D é o tamanho do pixel (metros); $x_{i,j} = (sen\theta_{i,j} + cos\theta_{i,j})$, sendo θ a direção (aspecto) do pixel i,j; e m é o expoente do fator L.

O modelo WaTEM/SEDEM possui quatro algoritmos para determinação do expoente m e do fator S (declividade). Neste trabalho, foi utilizado o algoritmo de "Govers (1991)", determinado pelo referido autor a partir de observações de erosões em sulcos na região central da Bélgica. O expoente m da equação 34 é igual a 0,755. O fator S (declividade), por sua vez, é dado por (GOVERS, 1991):

$$S_{(i,j)} = \left(\frac{tan\theta_{(i,j)}}{0,09}\right)^{1,45} \quad (35)$$

Em que θ a declividade do relevo, em graus.

Durante a calibração do modelo WaTEM/SEDEM, foi testado o algoritmo de "McCool et al. (1987, 1989)", recomendado por McCool, Foster e Weesies (1997) para cômputo do fator LS da RUSLE. Este algoritmo, no entanto, produziu mapa do fator LS com valores médios baixos, que subestimaram o aporte de sedimentos no exutório da bacia hidrográfica.

O parâmetro **PTEF (*parcel trap efficiency*, ou eficiência de retenção da parcela)** diz respeito à contribuição dos pixels de uma parcela sob um determinado tipo de uso da terra para a redução da área de contribuição ao escoamento superficial dos pixels situados em níveis topográficos inferiores, encosta abaixo. Por

exemplo, se for atribuído um valor de PTEF de 75 a pixels de áreas florestais, cada pixel de 20 x 20 metros contribuirá com 100 m² para a área de contribuição do pixel localizado encosta abaixo, ao invés de 400 m². Isso significa, para uma área florestal inteira, que menos escoamento superficial será simulado, reduzindo o valor do fator LS encosta abaixo e, consequentemente, as taxas de erosão. Os valores de PTEF podem ser escolhidos separadamente para áreas agrícolas, pastagem e floresta, mas também é possível utilizar um mapa de valores individuais de PTEF para cada parcela agrícola (NOTEBAERT et al., 2006).

Nesta pesquisa, foram elaborados mapas de eficiência de retenção de sedimentos correspondentes aos mapas de uso da terra passados, atual e cenários futuros, dos quais se realizaram as simulações com o modelo WaTEM/SEDEM. Os valores utilizados foram definidos a partir das práticas conservacionistas para o controle da erosão e/ou do uso da terra, e são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13. Valores de eficiência de retenção de sedimentos das parcelas segundo as práticas conservacionistas e/ou tipo de uso da terra

Uso da terra e/ou prática conservacionista	**PTEF (%)**
Área agrícola terraceada com plantio em nível	70
Pastagem conservada terraceada	70
Pastagem conservada sem terraços	30
Pastagem degradada terraceada	20
Pastagem degradada sem terraços	10
Campestre e Pastagem arborizada	50
Área agrícola sem prática conservacionista	5
Área agrícola com plantio morro abaixo	5
Vegetação arbórea ou de áreas úmidas	90
Vegetação arbórea esparsa	80
Áreas agrícolas com plantio em nível segundo a declividade (S)[1]:	
S ≤ 3 %	40
3 % < S ≤ 6 %	50
6 % < S ≤ 9 %	40
9 % < S ≤ 12 %	20
S > 12 %	10
Açude	1
Zona urbana e industrial, sedes rurais e rodovias	0

[1]Valores equivalentes aos propostos por Donzeli et al. (1992) para o fator P (práticas conservacionistas) da EUPS em áreas agrícolas cultivadas em nível. Em declives de 7 %, por exemplo, o fator P é de 0,6 (redução da taxa de erosão em 40 %), equivalente à PTEF de 40 %.

A eficiência de retenção de sedimentos das áreas florestais de 90 % foi utilizada por Didoné, Minella e Evrard (2017) na simulação de erosão e aporte de sedimentos na bacia do Rio Conceição, situada no Rio Grande do Sul. Às áreas agrícolas terraceadas, atribuiu-se o valor de PTEF de 70 %, considerando que os terraços reduzem as perdas de solo em 70 a 80 % e a de água em até 100 % (PIRES; SOUZA, 2003). A PTEF das demais áreas de agricultura e pastagem foi atribuída por calibração, em função da proteção contra os agentes erosivos fornecida ao solo, tendo como referência o valor adotado para as áreas agrícolas terraceadas. Para a calibração da eficiência de retenção de sedimentos das parcelas, foram realizadas simulações de erosão do evento de chuva ocorrido em 25/03/2018 com o modelo WaTEM/SEDEM.

Os açudes não foram considerados nesta pesquisa como retentores de sedimentos, pois não há dados disponíveis sobre suas profundidades e capacidade de armazenamento de água, e não foram realizadas amostragens de água e sedimentos em suspensão e depositados no leito para determinar sua eficiência de retenção. No entanto, como eles foram considerados e numerados na modelagem de erosão como parcelas agrícolas, adotou-se o valor mínimo de PTEF igual a 1 %, mas o fator C dos açudes igual a 0, indicando ausência de erosão e redução de 1 % da área de contribuição para o escoamento nos pixels situados a jusante.

O parâmetro **PC (*parcel connectivity*, ou conectividade da parcela)** segue o princípio do PTEF, mas se refere à forma como a área total de contribuição a montante de um pixel é reduzida na borda da parcela, diminuindo assim o escoamento superficial, o fator LS e as taxas de erosão. O modelo WaTEM/SEDEM reconhece a conectividade entre as parcelas em duas situações: transição de qualquer uso da terra para uso agrícola, e transição de qualquer uso da terra para floresta ou pastagem (NOTEBAERT et al., 2006). Os valores *default* do modelo são: 10 para áreas agrícolas e 75 para floresta/pastagem. Neste trabalho, levando em consideração os ajustes no modelo para simular o processo erosivo em eventos individuais de chuvas, utilizaram-se os valores 10 para terras agrícolas e 20 para florestas e pastagens.

O fator **uso e manejo do solo (C)** corresponde à relação entre a taxa de perda de solo de uma área cultivada em determinadas condições e a taxa de erosão em uma área de referência, continuamente mantida com solo preparado no sentido do declive e sem qualquer tipo de cobertura vegetal (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

De acordo com Yoder et al. (1997), o fator C é determinado pela Razão de Perda de Solo (*Soil Loss Ratio* – SLR), que é dada pela equação

$$SLR = PLU * CC * SC * SR * SM \quad (36)$$

Em que: PLU (*Prior Land Use*) é o subfator uso anterior da terra; CC (*Canopy Cover*) é o subfator cobertura do solo pela copa das plantas; SC (*Surface Cover*) é o subfator cobertura superficial do solo por plantas em contato direto com o mesmo ou por resíduos culturais; SR (*Surface Roughness*) é o subfator rugosidade superficial do solo e SM (*Soil Moisture*) é o subfator umidade do solo.

Para a obtenção do fator C, a SLR de cada condição de uso e manejo do solo é multiplicada pelo índice de erosão correspondente e a soma dos produtos é dividida pelo índice de erosão anual do local (YODER et al., 1997).

Considerando a limitação de tempo para obtenção dos dados para cálculo da SLR, dada a quantidade de usos da terra e manejos do solo presentes na área de estudo, além da impossibilidade de realizar tal experimento em culturas agrícolas e sistemas de manejo não existentes atualmente, foram utilizados neste trabalho os valores de fator C obtidos da literatura para usos da terra e sistemas de manejo em solos de diferentes regiões do Brasil para estimativa de perda de solo tanto pela RUSLE quanto pela USLE (Tabela 14).

Tabela 14. Valores de fator C dos tipos de uso da terra e manejos encontrados na bacia do Ribeirão São Domingos (Continua)

Uso	Manejo	Fator C	Referência
Zona urbana	-	0,03	Lopes et al. (2007)
Expansão urbana	-	0,03	Lopes et al. (2007)
Área industrial	-	0,03	Lopes et al. (2007)
Rodovia	-	0	-
Estrada de terra	-	1	Valor semelhante ao atribuído ao solo exposto
Sedes rurais e chácaras	-	0,03	Valor semelhante ao atribuído à zona urbana
Café	Espaçamento de 4 x 2 m (anos 1962 e 1984)	0,1004	Prochnow et al. (2005)
Café	Espaçamento de 3 x 2 m (anos 2004, 2018 e cenários futuros)	0,0995	Prochnow et al. (2005)

Tabela 14. Valores de fator C dos tipos de uso da terra e manejos encontrados na bacia do Ribeirão São Domingos (Conclusão)

Uso	Manejo	Fator C	Referência
Urucum	Valor atribuído ao cultivo de citros (pomares formados)	0,135	Silva et al. (2010)
Fruticultura	Valor atribuído ao cultivo de citros (pomares formados)	0,135	Silva et al. (2010)
Solo exposto	Sem cobertura vegetal ou de resíduos	1	Wischmeier e Smith (1978)
Solo exposto	Pousio (resíduos do cultivo anterior)	0,05	Marques, Lombardi Neto e Bacellar (2003)
Algodão	Convencional	0,4737	Donzeli et al. (1992)
Cana-de-açúcar	Primeiro corte um ano após o plantio	0,1076	Cavalieri (1998)
Mandioca	Valor intermediário do intervalo 0,2 – 0,8 no 1º ano de plantio convencional	0,5	Roose (1976)
Milho	Plantio contínuo com restos incorporados (média dos valores de três condições edafoclimáticas) – anos 1962 e 1984	0,113	De Maria e Lombardi Neto (1997)
Milho	Sistema de Plantio Direto (sucessão com várias culturas) – anos 2004 e 2018	0,061	Bertol, Schick e Batistela (2002)
Soja / Trigo	Sistema de Plantio Direto (sucessão soja/trigo) – anos 2004 e 2018	0,1043	Bertol, Schick e Batistela (2001)
Horticultura	-	0,15	Marques, Lombardi Neto e Bacellar (2003)
Pastagem degradada	Com erosão, compactação, plantas invasoras, pragas, doenças e baixa produtividade	0,061	Galdino (2012)
Pastagem conservada	Ausência de erosão, de superfície exposta e de espécies invasoras	0,007	Galdino (2012)
Pastagem arborizada	Com vegetação arbórea esparsa	0,0036	[1]
Eucalipto	Corte a cada 7 anos	0,047	Silva et al. (2010)
Vegetação arbórea densa	-	0,001	Gonçalves (2002); Lopes et al. (2007)
Vegetação arbórea esparsa	-	0,002	Lopes et al. (2007)
Vegetação de áreas úmidas	-	0,001	Gonçalves (2002); Lopes et al. (2007)
Campestre	-	0,0053	[1]

[1] O fator C dos usos "Campestre" e "Pastagem arborizada" foram considerados intermediários entre as classes "Pastagem conservada" e "Vegetação arbórea esparsa" em termos de proteção do solo contra a erosão. Por essa razão, foram atribuídos a eles valores intermediários entre os fatores C das pastagens conservadas e da vegetação arbórea esparsa.

O **fator P (práticas conservacionistas)** não é utilizado no modelo WaTEM/SEDEM. Porém, dada a importância do terraceamento das áreas agrícolas e do cultivo em nível da maioria dos produtos agrícolas da área de estudo, o efeito dessas práticas conservacionistas foi computado no fator eficiência de retenção de sedimentos das parcelas (PTEF), na redução da área de contribuição do pixel para o escoamento superficial e o fluxo de sedimentos a jusante, aumentando seu valor numérico.

Os **mapas de parcelas**, utilizados pelo modelo WaTEM/SEDEM no roteamento dos sedimentos por conterem a estrutura da paisagem, foram elaborados pela reclassificação dos mapas de uso da terra correspondentes aos períodos de simulação, nas seguintes categorias:

-2: rodovias e áreas construídas

-1: rios

0: pixels não pertencentes à área de estudo

1 – n: áreas agrícolas (talhões), sendo n menor que 10.000;

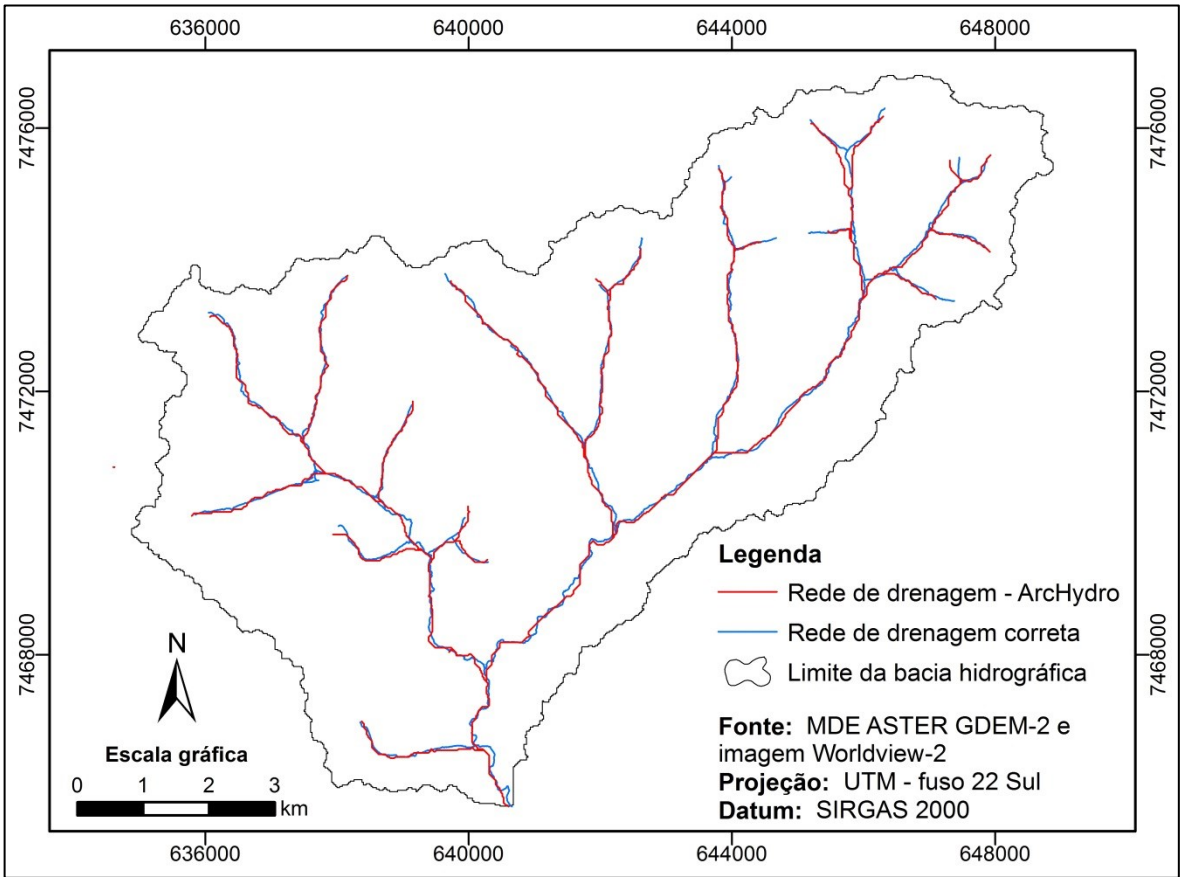
10000: florestas

20000: pastagem.

O mapa de parcelas contém a estrutura da paisagem, a qual exerce forte influência na geração do escoamento superficial, na capacidade de transporte de sedimentos nas vertentes e nas taxas de erosão e sedimentação, a partir da conectividade e da eficiência da retenção de sedimentos das parcelas.

No modelo WaTEM/SEDEM, a rede de drenagem deve ser hidrologicamente correta, ou seja, coincidir com os níveis topográficos inferiores das bacias hidrográficas, de forma a rotear corretamente o escoamento superficial e os sedimentos em direção ao seu exutório. Nesta pesquisa, ela foi extraída do MDE ASTER GDEM-2 pelas ferramentas da extensão “ArcHydro” do SIG ArcGIS 10.3.1. Sua distribuição espacial, no entanto, não coincidiu exatamente com a rede de drenagem real, vetorizada sobre a imagem do satélite Worldview-2, como mostra a Figura 27.

Figura 27. Redes de drenagem real e extraída pelas ferramentas ArcHydro do SIG ArcGIS



2.3.5.2 Determinação da vazão do Ribeirão São Domingos e da Concentração de Sedimentos em Suspensão (CSS)

A vazão dos rios e a Concentração de Sedimentos em Suspensão (CSS) no exutório da bacia hidrográfica em episódios de chuvas intensas são informações essenciais para a calibração do modelo WaTEM/SEDEM, pois possibilitam o cálculo da sua produção de sedimentos, ou a massa total de sedimentos erodida que é exportada da bacia para o rio que recebe suas águas.

2.3.5.2.1 Fluviometria

A vazão do Ribeirão São Domingos foi determinada no trecho situado 100 metros a montante de sua foz no Rio Pardo. Essa distância foi adotada de forma a amenizar o efeito de remanso das águas durante as cheias deste rio.

Para calcular as vazões, foram usados os dois sensores de nível da água referidos no item 2.2.5. A frequência de medição do nível da água foi de 5 minutos e se deu pela via indireta, a partir do cômputo da pressão exercida pela coluna de água sobre o sensor localizado nas proximidades do talvegue, que registra a pressão atmosférica (kPa) e a temperatura (ºC). O sensor instalado fora da água foi utilizado na compensação barométrica dos dados registrados no fundo do rio, realizada por meio do software HOBOware, que converte os dados barométricos e de temperatura em nível da água.

Foram realizadas também medições de vazão pelo método do flutuador, descrito por Palhares et al. (2007), a partir da medição do tempo necessário para que um flutuador percorra a distância entre duas seções transversais, padronizada em 6 metros. As profundidades da água nas seções transversais são medidas em intervalos de 50 cm, e se mede também a sua largura total. São realizadas doze medições de tempo de deslocamento do flutuador entre as seções, nas margens esquerda, direita e no centro do rio, sendo quatro medições em cada uma delas.

O cálculo da vazão se faz por meio da equação:

$$Q = (A * L * C)/T \quad (37)$$

Em que: Q é a vazão, dada em m³/s; A é a média da área das duas seções molhadas do rio (distância entre as margens multiplicada pela profundidade média); L é o comprimento da área de medição, ou distância entre as seções transversais, padronizada em 6 m; C é o fator de correção, fixado em 0,9 para rios de fundo barrento, estabelecido em razão de a água se deslocar com maior velocidade na superfície que na porção do fundo do rio; e T é o tempo que o flutuador leva para deslocar-se no comprimento L, dado em segundos (PALHARES et al., 2007).

Tais medições tiveram a finalidade de estabelecer correlação entre a velocidade do rio, o nível da água e a vazão. No período de outubro/2017 a outubro/2018 foram realizadas catorze determinações de vazão, estando o nível da água em diferentes alturas.

Foi realizado também um levantamento topográfico (nivelamento geométrico) das duas seções transversais do rio utilizadas nas medições da vazão, e determinada a cota do sensor de nível da água, com a finalidade de se obter as áreas das seções molhadas nas seções transversais montante e jusante utilizadas

no cálculo da vazão por meio dos dados medidos pelos sensores. As Figuras 28 a 30 mostram, respectivamente, as seções transversais e os perfis topográficos das seções montante e jusante.

Figura 28. Seções transversais utilizadas nas medições de vazão do Ribeirão São Domingos

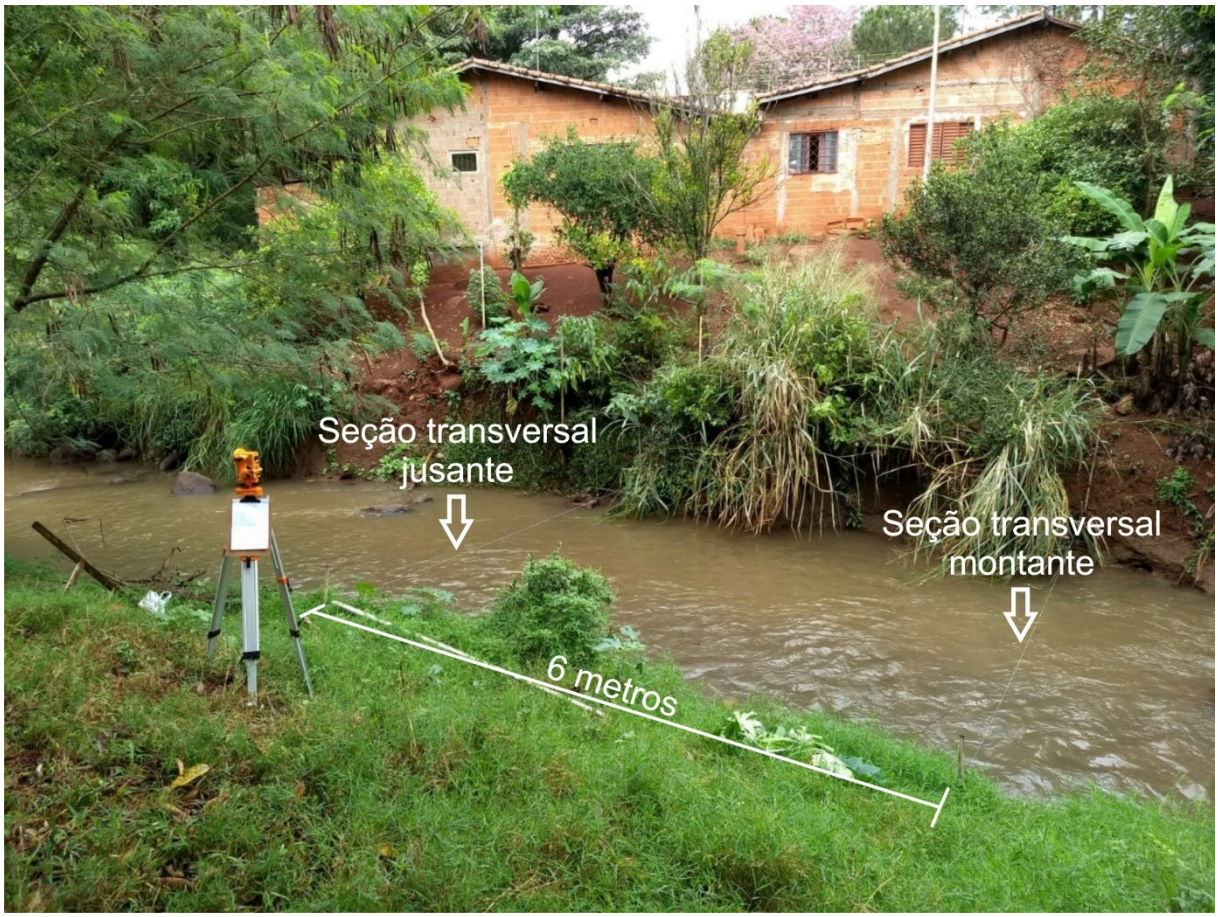


Foto: Piroli (2018).

Figura 29. Perfil topográfico da seção transversal montante

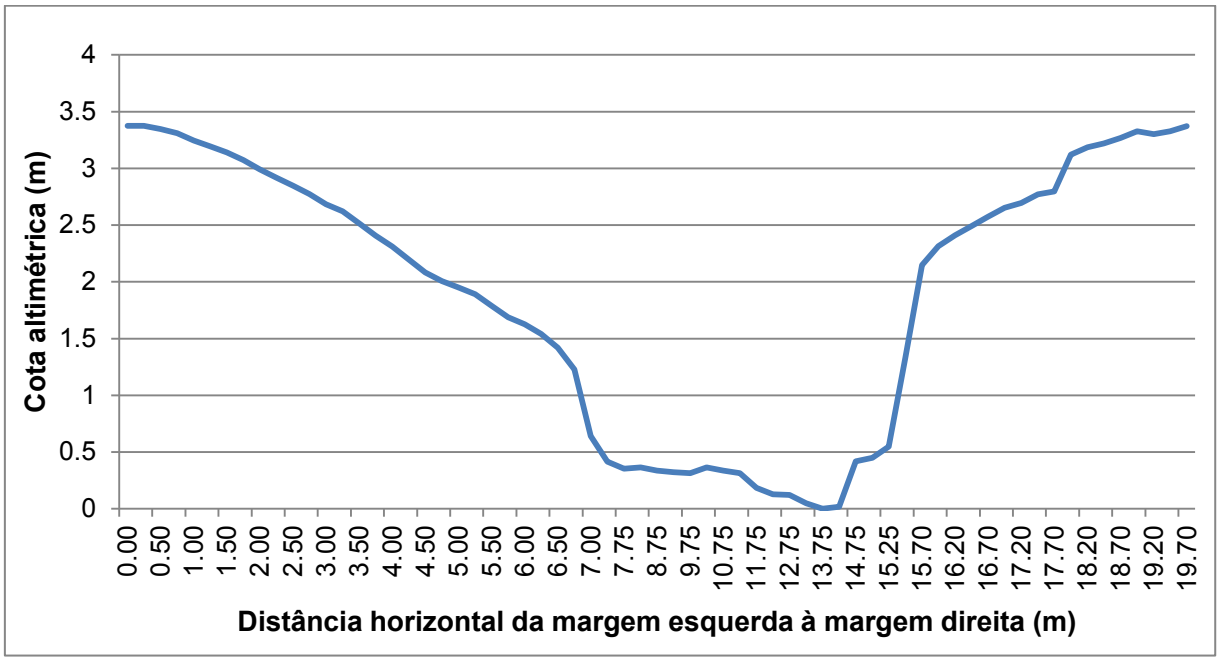
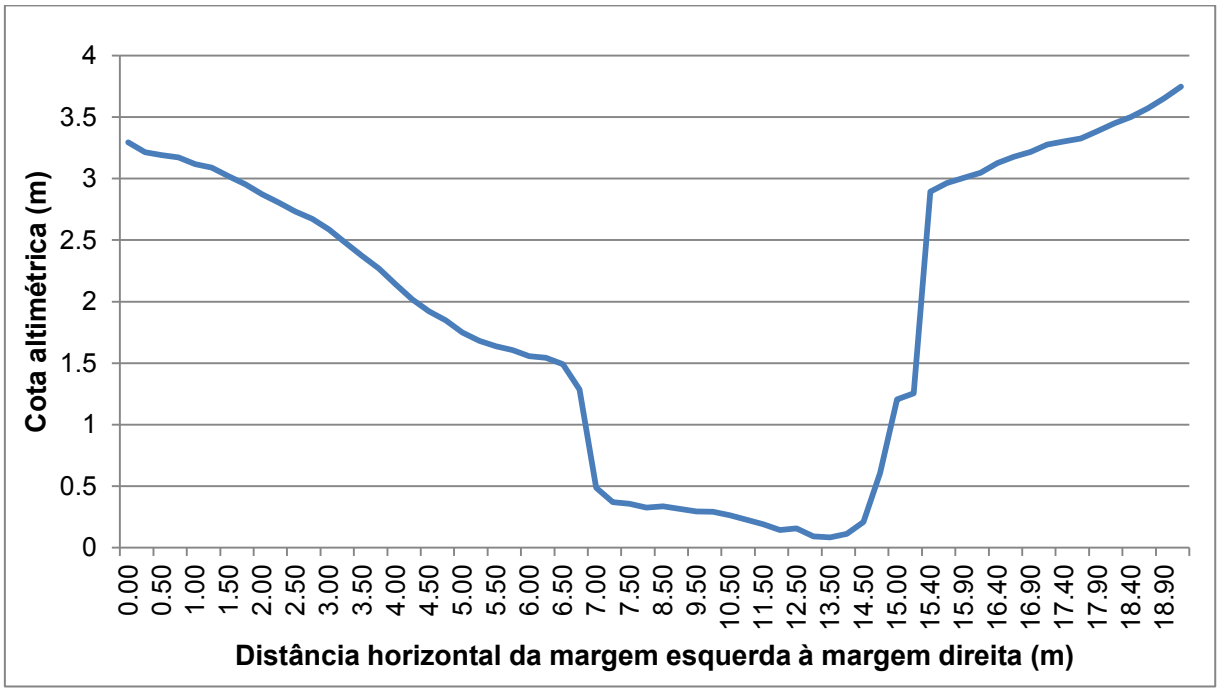


Figura 30. Perfil topográfico da seção transversal jusante



A menor cota altimétrica da seção montante é 0,083 m mais profunda que a menor cota da seção jusante. O sensor de nível da água foi posicionado na cota de 0,265 m acima da maior profundidade da seção transversal montante e a 0,182 m da maior profundidade da seção transversal jusante. Tais valores foram acrescidos aos níveis da água medidos pelo sensor antes do cômputo da vazão.

O cômputo da área molhada de cada seção (largura x profundidade) foi realizado no programa Auto-CAD Map 2005, no qual foram vetorizadas as cotas das seções transversais a partir dos pares de coordenadas das Figuras 29 e 30. O nível da água de cada intervalo de tempo é representado por uma reta que corta a seção, formando um polígono do qual se calcula a área. A área da seção molhada foi obtida pela média da área das duas seções transversais.

A curva-chave de um rio permite calcular a descarga ou vazão correspondente a uma dada altura de água (CHEVALLIER, 2007). A relação cota-descarga é comumente dada pela equação exponencial:

$$Q = a * (h - h_0)^b \quad (38)$$

Em que: Q é a vazão (m³/s); h é o nível da água (m) correspondente à vazão; h_0 é o nível da água (m) para o qual a vazão é nula, podendo assumir valores positivos ou negativos, dependendo da posição do zero da escala em relação ao fundo do rio; a e b são constantes determinadas para um local, obtidas por regressão linear.

Neste estudo, como os dados de vazão medidos em campo não são abundantes (catorze no total), e há informações precisas da geometria das seções transversais e do nível da água, optou-se por ajustar a equação da velocidade do flutuador em função do nível da água e, a partir desta variável e das áreas molhadas médias das seções transversais, calcular a vazão em cada intervalo de tempo de cinco minutos dos hidrogramas correspondentes aos episódios de chuva utilizados na calibração do modelo WaTEM/SEDEM. Desta forma, a variável dependente Q da equação 38 foi substituída pela variável t (tempo de deslocamento do flutuador).

Para o ajuste da equação do tempo de deslocamento do flutuador em função do nível da água, utilizou-se a ferramenta iterativa “Solver”, complemento do programa Microsoft Excel, conforme metodologia descrita por Porto et al. (2001). Para executar o ajuste, foram estimados valores iniciais dos parâmetros a, b e h_0, calculados valores hipotéticos de t para todos os valores de h (nível da água) medidos em campo por meio da equação 38 e, em seguida, o quadrado da diferença entre t calculado e t observado em campo: $(t_{cal} - t_{obs})^2$. O Solver procura obter as constantes a, b e h_0 de forma que a soma dos quadrados dos desvios entre t_{cal} e t_{obs}

seja mínima, aproximando ao máximo os valores t calculados aos valores reais medidos.

Os parâmetros definidos para o ajuste da equação no Solver foram: a célula que contém o valor da soma dos quadrados dos desvios de t deve ter o menor valor possível; as células que contêm os valores de a, b e h_0 podem ter seus valores alterados, e o valor de h_0 deve ser menor ou igual ao menor valor de h (nível da água). O método de solução utilizado foi o GRG Não linear, utilizado para problemas do Solver suaves e não lineares.

A equação obtida foi empregada na determinação da velocidade do flutuador nos eventos de chuvas utilizados na calibração do modelo WaTEM/SEDEM em função dos níveis da água correspondentes aos hidrogramas. No entanto, para as maiores cotas de cada evento de chuva, os tempos de deslocamento do flutuador obtidos pela equação foram muito elevados e provocaram a redução da vazão do rio nas fases do hidrograma de cheia em que ela deveria assumir os maiores valores. Para minimizar o erro, plotou-se um gráfico do tempo de deslocamento do flutuador (valores ajustados pela ferramenta Solver) em função dos níveis da água medidos em campo, e ajustou-se uma equação do tipo potencial, obtendo-se o coeficiente de determinação R^2 de 0,9876. Esta equação gerou valores de tempo de deslocamento do flutuador e, consequentemente, de vazão, coerentes com os hidrogramas dos eventos de chuva analisados.

2.3.5.2.2 Determinação da concentração de sedimentos em suspensão (CSS)

As amostragens de água para determinação da **concentração de sedimentos em suspensão (CSS)** foram realizadas a partir de uma ponte sobre o Ribeirão São Domingos, localizada a 415 metros da sua foz no Rio Pardo. A frequência de amostragem foi de sete dias, em condições de estiagem, para a obtenção da CSS em situação anterior a um episódio de chuva, e durante os eventos de chuvas intensas.

De acordo com Poleto (2014), 90 % ou mais do transporte dos sedimentos em suspensão ocorre em menos de 10 % do tempo, durante o período das cheias. O fluxo de sedimentos em suspensão nos rios depende, no entanto, da disponibilidade do material na bacia hidrográfica, do processo de desagregação do solo e de sua

transferência da vertente para a calha fluvial. Esses processos são controlados por fatores como a distribuição anual das chuvas, o uso e o manejo do solo, as condições geomorfológicas da bacia, a umidade antecedente, entre outros.

Em relação à frequência de amostragem durante um evento de chuva, o princípio básico a ser utilizado para a definição do intervalo de coleta das amostras é o conhecimento da forma do hidrograma. Alguns rios levam horas ou dias para atingir a vazão de pico, enquanto outros, geralmente menores (1ª e 2ª ordem) o atingem na escala de minutos (POLETO, 2014). Como regra geral, de acordo com Edwards e Glysson (1999), o número de amostras a serem tomadas durante a subida de uma onda de cheias deve ser quatro vezes maior que o número de amostras para descrever a descida (recessão) do escoamento.

Na bacia do Ribeirão São Domingos, constatou-se a partir de observações de campo que nas chuvas de maior intensidade e duração em torno de uma hora o hidrograma atinge o pico em até 1,5 horas após o início da precipitação. Por outro lado, em chuvas frontais de maior duração e menor intensidade, a vazão atinge seu pico em tempo variável, mas superior às chuvas de menor duração. Nesse sentido, as amostragens se iniciaram aproximadamente uma hora após o início dos episódios de chuvas de maior intensidade e menor duração, realizando-se maior quantidade de amostragens na fase de subida e pico de vazão, e amostragens em intervalos mais espaçados até que o rio retornasse ao nível anterior à chuva.

O amostrador DH-48 utilizado nas coletas de amostras de água e sedimentos para determinação da CSS (Figura 21) é recomendado pelo Guia de Práticas Sedimentométricas da ANEEL (CARVALHO et al., 2000) para o tipo de amostragem realizada neste trabalho, e o bico utilizado de 1/4" é adequado para amostragens em baixas velocidades e profundidades.

A técnica de amostragem utilizada é a de integração em profundidade, cuja duração é, em geral, superior a 10 segundos, permitindo a determinação da concentração média representativa dos sedimentos, tendo em vista que a distribuição de sedimentos é variável em toda a largura e profundidade do rio, sendo a velocidade do escoamento maior no centro e na superfície, a concentração de sedimentos maior nas maiores profundidades e a descarga sólida maior a partir da profundidade média, em direção ao leito do rio. Na amostragem por integração na vertical, a mistura água-sedimento é continuamente acumulada no recipiente coletor, e o amostrador se move verticalmente entre a superfície e um ponto a poucos

centímetros acima do leito em velocidade de trânsito constante. Em cada ponto da vertical, entra no amostrador uma mistura água-sedimento em velocidade quase igual à do fluxo de água na referida vertical (CARVALHO et al., 2000).

O método de amostragem utilizado neste trabalho foi o de igual incremento de largura (IIL) (Figura 31.a e b), no qual a área da seção transversal é dividida em seções verticais igualmente espaçadas, sendo a amostragem realizada no centro de cada seção vertical, mas com a mesma velocidade de trânsito em todas as verticais (CARVALHO et al., 2000). Amostrou-se inicialmente a seção vertical de maior velocidade de escoamento da água, e utilizaram-se intervalos de tempo proporcionalmente menores nas seções de escoamento mais lento e de menor profundidade, nas quais a água foi coletada em menor quantidade. Como são necessárias de 10 a 20 subamostras, e a largura do rio no ponto de amostragem é de 6 metros, a amostragem ocorreu em 10 segmentos de 60 cm cada um.

A análise da CSS das amostras compostas deste trabalho foi realizada no Laboratório de Geologia e Pedologia da UNESP – Câmpus de Ourinhos, pelo método da filtração, conforme metodologia de Carvalho et al. (2000) (Figura 31.c a e). Utilizaram-se filtros de fibra de vidro com malha de 0,45 µm e bomba de vácuo acoplada à unidade de filtração para sucção da água. Toda a amostra (1 litro) foi filtrada, utilizando-se comumente 200 ml de mistura água-sedimento por filtro, à exceção das amostras com maior concentração de sedimentos, nas quais se utilizou um menor volume da mistura e maior quantidade de filtros, de modo a evitar sua colmatação. Os pesos dos sedimentos retidos nos filtros utilizados em cada amostra são somados para obtenção da CSS.

Figura 31. Amostragem de água e sedimentos e determinação da Concentração de Sedimentos em Suspensão (CSS): a) Esquema de amostragem por igual incremento de largura (EDWARDS; GLYSSON, 1988; b) Amostragem de água e sedimentos após episódio de chuva intensa; c) Armazenamento da amostra em garrafa de parede opaca; d) Procedimento de filtração da mistura água e sedimento em laboratório (membrana filtrante de 0,45 µm); e) Água filtrada na unidade de filtração; f) Sedimentos retidos nas membranas filtrantes após secagem na estufa a 105°C e pesagem.

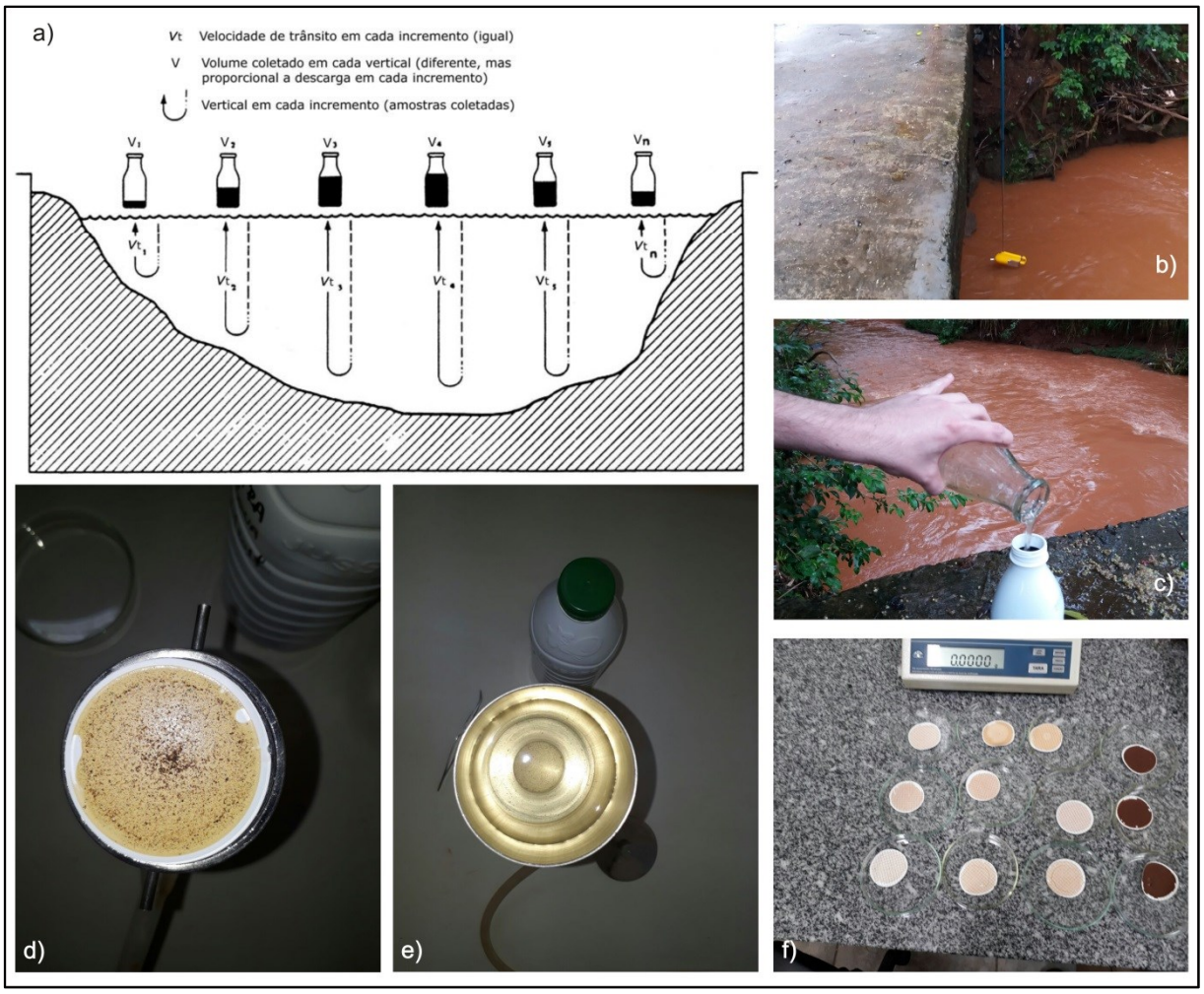


Foto: b e c) Piroli (2018); d a f) Ferreira (2018).

Durante os eventos de chuvas intensas, a vazão foi medida em intervalos de 5 minutos e a amostragem de água + sedimento para determinação da CSS ocorreu em intervalos variáveis. Para a determinação da produção total de sedimentos durante o evento de chuva, fez-se necessário estimar a CSS nos intervalos de tempo em que ela não foi determinada. Tal estimativa se deu por interpolação linear, na qual os valores não medidos situados entre dois valores medidos foram estimados pela diferença entre tais valores, dividida pelo número de intervalos de tempo decorridos entre os dois valores de CSS conhecidos. O resultado da divisão

foi somado ou subtraído do valor correspondente ao intervalo de tempo anterior em cada intervalo de tempo, a depender da tendência de aumento ou redução da CSS entre duas amostras.

A cada intervalo de tempo de 5 minutos, a vazão foi transformada de m³/s para l/s. Admitindo-se que cada período de 5 minutos tenha uma única vazão, a vazão em l/s foi multiplicada por 300 segundos, e o produto foi multiplicado pela CSS, dada em g/l. A soma de todos os pesos dos sedimentos (gramas por intervalo de 300 s) corresponde ao aporte total de sedimentos na saída da bacia hidrográfica no referido evento de chuva.

2.3.5.3 Calibração e validação do modelo

A calibração do modelo WaTEM/SEDEM foi realizada a partir de simulações de erosão, deposição e aporte de sedimentos no exutório da bacia hidrográfica nos eventos de chuvas intensas ocorridos em 20/02, 28/02, 13/03, 25/03 e 20/09/2018. Nessas simulações, foram mantidos o mapa do fator K da RUSLE, o modelo digital de elevação Aster e os mapas de parcelas e de eficiência de retenção de sedimentos nas parcelas (PTEF) do ano 2018, e utilizados os valores de R (erosividade da chuva) e mapas do fator C (uso e manejo do solo) correspondentes às datas dos eventos de chuva.

Para a elaboração dos mapas do fator C das datas em que ocorreram episódios de chuvas intensas na bacia do Ribeirão São Domingos, foram utilizadas imagens do satélite SENTINEL-2, sensor MSI (*Multispectral Instrument*), de propriedade da ESA (*European Space Agency*), adquiridas pela ferramenta Earth Explorer da NASA. Utilizaram-se as bandas 2 (azul), 3 (verde), 4 (vermelho) e 8 (infravermelho próximo), de resolução espacial 10 metros, cenas 22/K/FV, correspondentes à área de estudo. As imagens foram adquiridas no nível de processamento 1C, ou seja, ortorretificadas pelo modelo digital de elevação SRTM de resolução espacial 90 metros, sendo os dados radiométricos convertidos em reflectância no topo da atmosfera.

Os mapas do fator C foram obtidos pela transformação de valores do índice de vegetação NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada). Para tal, as bandas do satélite SENTINEL-2 foram processadas no SIG QGIS 2.18.25, em seu complemento SCP (*Semi-Automatic Classification Plugin*), sendo aplicada a

correção atmosférica pelo método DOS1 (*Dark Object Subtraction*) a partir dos parâmetros do arquivo de metadados MTD_MSIL1C das bandas e geradas imagens de reflectância no interior da atmosfera (*bottom-of-atmosphere*), no nível de processamento 2A, necessárias à elaboração do referido índice de vegetação.

O índice NDVI, proposto por Rouse et al. (1973), consiste na razão normalizada entre as bandas do infravermelho próximo e do vermelho, dada por:

$$NDVI = \frac{(\rho_{IVP} - \rho_V)}{(\rho_{IVP} + \rho_V)} \quad (39)$$

Em que: ρ_{IVP} é a reflectância espectral da superfície no infravermelho próximo e ρ_V é a reflectância espectral da superfície no comprimento de onda do vermelho.

As imagens NDVI foram geradas no SIG Idrisi Taiga, por meio do módulo "*Vegindex*".

Os mapas do fator C da RUSLE foram obtidos pelo método do reescalonamento das imagens NDVI, proposto por Durigon et al. (2014) para regiões tropicais que possuem cobertura vegetal densa e precipitações intensas, conforme a equação:

$$Fator\ C = (\frac{-NDVI+1}{2}) \quad (40)$$

Esse método promove a inversão dos valores NDVI, sendo que os maiores índices (vegetação densa) correspondem aos menores valores do fator C, próximos a zero, e as áreas de solo nu apresentam índices baixos, por vezes negativos, de NDVI, e valores elevados de fator C, podendo chegar a 1,0. A transformação dos mapas de NDVI em fator C foi realizada no SIG Idrisi Taiga pela ferramenta "*Raster calculator*".

Como as áreas urbanas consolidadas e em expansão, os distritos industriais, rodovias, sedes rurais e os açudes não possuem vegetação, eles apresentaram valores baixos de NDVI e fator C elevado, superior a 0,3. Por essa razão, foram atribuídos valores de C de 0,03 para as áreas urbanas, distritos industriais e sedes rurais (LOPES et al., 2007) derivados do mapa de uso da terra de 2018, e de 0 para os açudes e rodovias, os quais não sofrem o processo erosivo.

As datas de obtenção das imagens de satélite utilizadas na calibração de cada evento de chuva intensa pelo modelo WaTEM/SEDEM são apresentadas na Tabela 15.

Tabela 15. Datas de obtenção das imagens SENTINEL-2 utilizadas na calibração dos eventos de chuva pelo modelo WaTEM/SEDEM

Evento de chuva	Data da imagem SENTINEL-2	Diferença (dias)
20/02/2018	07/02/2018	-13
28/02/2018	07/02/2018	-21
13/03/2018	14/03/2018	1
25/03/2018	24/03/2018	-1
20/09/2018	22/09/2018	2

A calibração do modelo WaTEM/SEDEM teve a finalidade de determinar os coeficientes de capacidade de transporte de sedimentos alto (*kTc high*) e baixo (*kTc low*) a serem utilizados nas simulações de erosão, deposição e aporte de sedimentos pelo modelo nas datas passadas e nos cenários futuros.

O coeficiente de capacidade de transporte limite (*kTc limit*) foi estabelecido como 0,1. Esse coeficiente estabelece um limiar entre as áreas da bacia hidrográfica cujos fatores C da RUSLE proporcionarão alta capacidade de transporte de sedimentos ($kTc \geq 0,1$), representado pelas áreas agrícolas, e baixa capacidade de transporte ($kTc < 0,1$), ou seja, as áreas de vegetação nativa, campestre, pastagem conservada, reflorestamentos e outros usos de maior proteção ao solo. O limiar foi estabelecido a partir da análise dos valores de fator C das classes de uso da terra. Como os valores de C das pastagens são superiores a 0,1, mas se confundem com o fator C de algumas culturas agrícolas devido à similaridade da resposta espectral, e alguns talhões de cana-de-açúcar possuem fator C abaixo de 0,1 em razão da elevada densidade de cobertura propiciada pelo dossel, não foi possível estabelecer um valor de kTc limite que separasse perfeitamente as áreas de kTc alto (áreas agrícolas) das áreas de kTc baixo (florestas e pastagens).

Inicialmente, foram testados valores de kTc baixo e alto na proporção de 1:3,33 entre eles, com a finalidade de definir os coeficientes nos quais o aporte de sedimentos no exutório da bacia estimado pelo modelo se igualasse ou se aproximasse do aporte de sedimentos observado nos eventos de chuva. Essa proporção foi utilizada por diversos pesquisadores na calibração do modelo,

conforme apontado por Shi et al. (2012). No entanto, nos casos em que não se obteve o ajuste necessário, essa relação foi gradualmente alterada.

Definidos os coeficientes de capacidade de transporte kTc baixo e alto ótimos dos cinco eventos de chuva intensa analisados, eles foram analisados em pares de acordo com a similaridade entre os índices de erosividade, a fim de se determinar os coeficientes kTc adequados para aquela faixa de erosividade da chuva. Desta forma, analisaram-se em conjunto os eventos de chuva de 28/02/2018 e 13/03/2018 (erosividade igual a 61,68 e 61,04 $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$, respectivamente), e os episódios de chuva de 20/02/2018 e 20/09/2018 (erosividade igual a 119,12 e 107,63 $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$, respectivamente). Como a erosividade da chuva do evento ocorrido em 25/03/2018 (324,88 $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$) não foi encontrada em outro episódio de chuva, os coeficientes kTc calibrados para o referido evento foram utilizados nas simulações de cenários e usos passados para eventos de chuva de mesma erosividade.

Para os eventos de chuva analisados em conjunto, os coeficientes kTc baixo e alto adequados àquela faixa de erosividade foram calibrados separadamente. Desta forma, para calibrar o kTc baixo, o coeficiente kTc alto ótimo de cada evento foi fixado, variando-se o kTc baixo em intervalos de 0,5 e calculando-se as taxas de erosão, deposição e aporte de sedimentos pelo modelo WaTEM/SEDEM. O mesmo procedimento foi adotado para a calibração do kTc alto, fixando-se o kTc baixo ótimo de cada evento de chuva.

A determinação dos coeficientes kTc baixo e alto ótimos para a faixa de erosividade da chuva dos conjuntos de dois eventos de chuva foi realizada pelos coeficientes de eficiência de Nash-Suttclife (NSE) e Taxa do desvio padrão das observações de erro médio quadrático (RSR), descritos por Moriasi et al. (2007).

Os coeficientes de eficiência de Nash-Suttclife e RSR são dados pelas equações:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n}(O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^{n}(O_i - O_{med})^2} \quad (41)$$

$$RSR = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(O_i - P_i)^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(O_i - O_{med})^2}} \quad (42)$$

Em que: O_i é o aporte de sedimentos observado (medido); P_i é o valor predito pelo modelo; O_{med} é a média dos valores observados de aporte de sedimentos no conjunto de eventos de chuva de mesma faixa de erodibilidade.

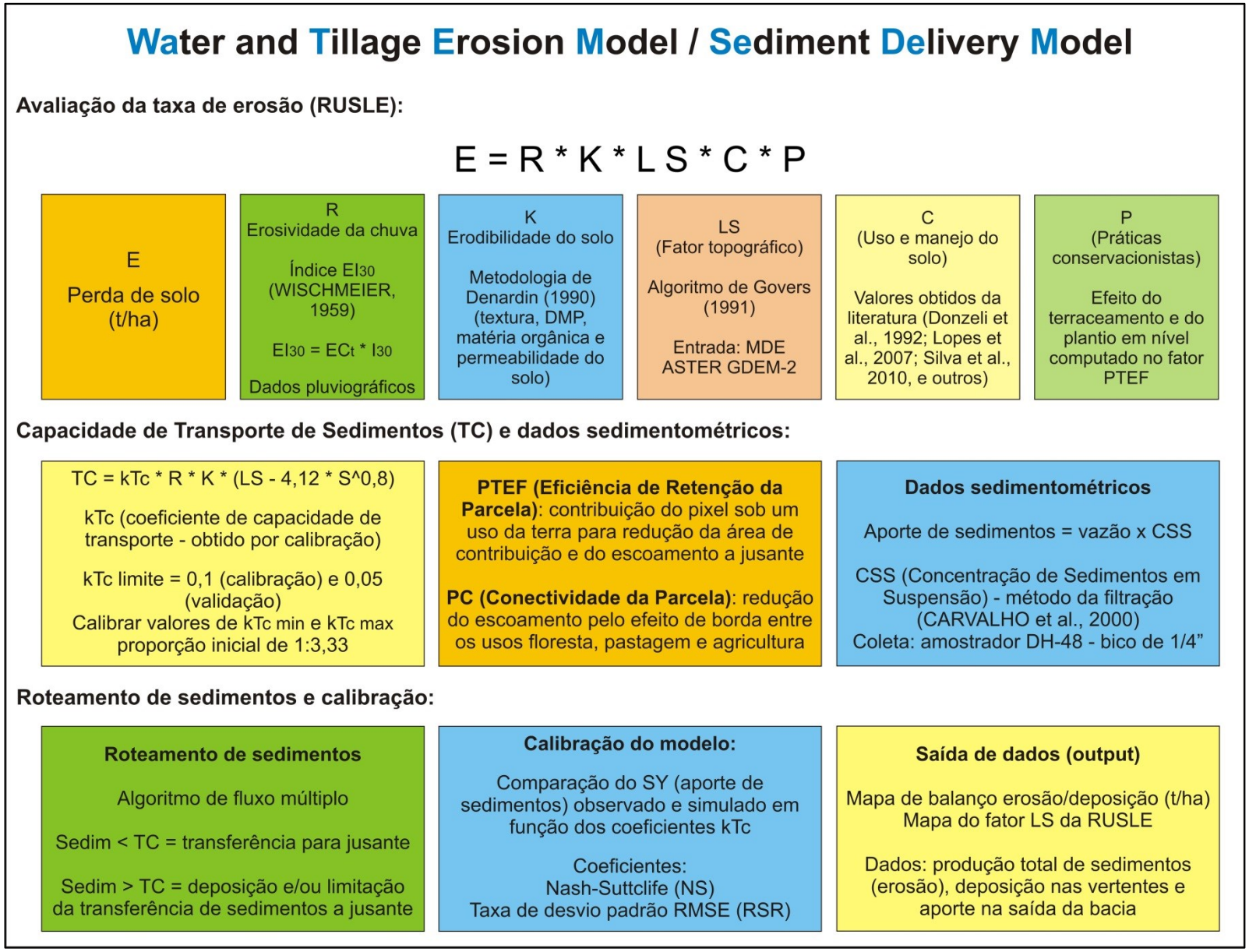
Os valores do coeficiente NSE variam de -∞ a 1, representando a proporção da variância inicial computada pelo modelo. Quanto mais próximo de 1, mais eficiente é a simulação, e valores negativos indicam que o modelo produz mais variação do que poderia ser observada. Já o coeficiente RSR varia de 0, seu valor ótimo, que indica ausência de erro médio quadrático ou variabilidade residual e a simulação perfeita, a 1. Quanto menor o RSR, menor será o erro médio quadrático e melhor será o desempenho do modelo (MORIASI et al., 2007; SHI et al., 2012).

Os valores de kTc baixo e kTc alto das combinações de eventos de chuva que apresentaram coeficiente NSE mais próximo de 1 e coeficiente RSR mais próximo de zero foram utilizados na validação do modelo WaTEM/SEDEM em condições de uso da terra passadas e cenários futuros.

As variáveis preditas pelo modelo WaTEM/SEDEM são: produção total de sedimentos, deposição total e sedimentos exportados da bacia hidrográfica, todos expressos em toneladas, além dos mapas de balanço de erosão na bacia (expressos em t/ha, em que valores negativos indicam erosão e valores positivos indicam deposição de sedimentos) e do fator LS da RUSLE.

Os componentes do modelo WaTEM/SEDEM e seus métodos de obtenção, assim como os procedimentos de calibração, são resumidos no desenho esquemático da Figura 32.

Figura 32. Componentes, métodos de obtenção e de calibração do modelo WaTEM/SEDEM



O modelo também foi validado nas seguintes simulações, utilizando três valores observados de erosividade da chuva: 61,68, 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.ha^{-1}:

- Condições de uso da terra dos anos 1962, 1984, 2004 e 2018;

- Cenários futuros de uso da terra (ano 2028) simulados pelo modelo Dyna-CLUE;

- Uso da terra atual, com adequação das Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reservas Legais (RL) à legislação florestal brasileira (BRASIL, 2012a, 2012b, 2016 e 2017) e adoção de medidas de controle de erosão nas áreas rurais, tais como aumento das áreas agrícolas terraceadas e cultivadas em nível, conservação de todas as áreas de pastagem, entre outras.

Nessas simulações, foram utilizados os tipos de uso da terra existentes preferencialmente no verão, ou cultivados nas demais estações, nos casos de solo exposto no verão. Apenas às áreas mantidas em pousio e/ou sem cobertura vegetal durante o ano todo foi atribuída a classe “solo exposto”. Por essa razão, espera-se obter índices menores de erosão em relação aos encontrados na calibração do modelo WaTEM/SEDEM, pois estes levam em consideração as condições de uso da terra das datas em que os eventos de chuva ocorreram, ou de datas próximas a elas.

2.3.6 Modelagem hidrológica

A modelagem hidrológica da bacia do Ribeirão São Domingos foi realizada pelo programa HEC-HMS 4.2.1 (USACE, 2017) e consistiu das seguintes etapas.

2.3.6.1 Elaboração dos mapas de número da curva (CN)

A modelagem hidrológica pelo HEC-HMS utilizou o modelo SCS-CN para a transformação das chuvas em escoamento superficial (parâmetro *Loss Rate* do modelo). Nesse sentido, foi necessário elaborar antes o mapa de valores de Curva Número para a condição de uso da terra a ser modelada. Desta forma, foi atribuído a cada unidade de mapeamento de solo simples da bacia do Ribeirão São Domingos, em sua tabela de atributos, o grupo hidrológico a que pertence o referido tipo de solo, estabelecido segundo os critérios definidos por Sartori, Lombardi Neto e

Genovez (2005) a partir da profundidade do perfil de solo, permeabilidade e drenagem, gradiente textural da fração argila, textura dos horizontes superficiais e subsuperficiais e atividade da fração argila, todos derivados dos pontos de amostragem do levantamento semidetalhado de solos da área de estudo. As definições dos grupos hidrológicos e os critérios de classificação das unidades de mapeamento de solos são apresentados no Quadro 5.

Quadro 5. Grupos hidrológicos dos solos, critérios de enquadramento e classes de solos típicas (Continua)

GH	Critérios	Solos
A	Solos muito profundos (prof. > 200 cm) ou profundos (100 a 200 m); alta taxa de infiltração e alto grau de resistência e tolerância à erosão; solos porosos com baixo gradiente textural (<1,2); solos de textura média; solos de textura argilosa ou muito argilosa, desde que a estrutura proporcione alta macroporosidade em todo o perfil; solos bem drenados ou excessivamente drenados; argila de atividade baixa (Tb) e minerais de argila 1:1; a textura dos horizontes superficial e subsuperficial pode ser: média/média; argilosa/argilosa; ou muito argilosa/muito argilosa.	Latossolo Amarelo, Latossolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Vermelho, ambos de textura argilosa ou muito argilosa e com alta macroporosidade; Latossolo Amarelo e Latossolo Vermelho-Amarelo, ambos de textura média, mas com horizonte superficial não arenoso.
B	Solos profundos (100 a 200 cm); moderada taxa de infiltração, mas moderada resistência e tolerância à erosão; gradiente textural variando entre 1,2 e 1,5; textura arenosa ao longo do perfil ou textura média com horizonte superficial arenoso; textura argilosa ou muito argilosa, desde que a estrutura proporcione boa macroporosidade em todo o perfil; argila de atividade baixa (Tb) e minerais de argila 1:1; a textura dos horizontes superficial e subsuperficial pode ser: arenosa/arenosa; arenosa/média; média/argilosa; argilosa/argilosa e argilosa/muito argilosa.	Latossolo Amarelo e Latossolo Vermelho-Amarelo, ambos de textura média, mas com horizonte superficial de textura arenosa; Latossolo Bruno; Nitossolo Vermelho; Neossolo Quartzarênico; Argissolo Vermelho ou Vermelho-Amarelo de textura arenosa/média, média/argilosa, argilosa/argilosa ou argilosa/muito argilosa, sem mudança textural abrupta.
C	Solos profundos (100 a 200 cm) ou pouco profundos (50 a 100 cm); solos com baixa taxa de infiltração e baixa resistência e tolerância à erosão; gradiente textural maior que 1,5; comumente apresentam mudança textural abrupta; argila de atividade baixa (Tb); a textura dos horizontes superficial e subsuperficial pode ser: arenosa/média e média/argilosa, com mudança textural abrupta; arenosa/argilosa e arenosa/muito argilosa.	Argissolo pouco profundo, mas não apresentando mudança textural abrupta, ou Argissolo Vermelho, Argissolo Vermelho-Amarelo e Argissolo Amarelo, ambos profundos e apresentando mudança textural abrupta; Cambissolo de textura média e Cambissolo háplico ou húmico, mas com características físicas semelhantes às dos Latossolos (latossólico); Espodossolo Ferrocárbico; Neossolo Flúvico.

Quadro 5. Grupos hidrológicos dos solos, critérios de enquadramento e classes de solos típicas (Conclusão)

GH	Critérios	Solos
D	Solos com taxa de infiltração muito baixa, oferecendo pouquíssima resistência e tolerância à erosão; solos rasos (prof. < 50 cm); solos pouco profundos associados à mudança textural abrupta ou solos profundos apresentando mudança textural abrupta aliada à argila de atividade alta (Ta) e minerais de argila 2:1; solos argilosos associados à argila de atividade alta (Ta); solos orgânicos.	Neossolo Litólico; Organossolo; Gleissolo; Chernossolo; Planossolo; Vertissolo; Luvissolo; Plintossolo; Solos de mangue; Afloramentos de rocha; demais Cambissolos que não se enquadram no grupo C; Argissolo Vermelho-Amarelo e Argissolo Amarelo, ambos pouco profundos e associados à mudança textural abrupta.

Fonte: Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005).
Adaptado por: Demarchi (2018).

Na presente pesquisa, os Gleissolos Háplicos e Melânicos foram enquadrados no grupo hidrológico D por possuírem alto potencial de geração de escoamento superficial, e os Nitossolos Vermelhos foram classificados no grupo B, inclusive aqueles que possuem textura muito argilosa nos horizontes superficiais e subsuperficiais, em razão da elevada estruturação e porosidade, observada no volume total de poros (VTP) das amostras utilizadas no levantamento de solos (Anexo IV). As unidades de mapeamento dos Latossolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos foram classificadas separadamente, enquadradas nos grupos hidrológicos A ou B a partir dos critérios estabelecidos por Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005), com destaque para o gradiente textural da fração argila e da classe textural dos horizontes superficial e subsuperficial, sendo admitido o gradiente textural de até 1,3 para enquadramento dos mesmos no grupo hidrológico A, se os demais critérios de enquadramento tiverem sido atendidos. Já os Argissolos foram enquadrados no grupo hidrológico C, que representa alto potencial de geração de escoamento, em razão do elevado gradiente textural da fração argila, com exceção do Argissolo Vermelho Distroférrico, que apresentou gradiente textural de 1,58, próximo ao valor limite de 1,5, e texturas argilosa e muito argilosa, respectivamente, nos horizontes superficial e subsuperficial, com volume total de poros de 66 % no horizonte B textural.

Para atribuir um valor de CN a cada conjunto de classe de uso da terra, prática conservacionista adotada e grupo hidrológico do solo, foi realizada a tabulação cruzada entre o mapa de uso da terra e o mapa de solos por meio da ferramenta “*Union*” do SIG ArcGIS 10.3.1. O grupo hidrológico do solo, a classe de

uso da terra e a prática conservacionista adotada constantes da tabela de atributos do mapa resultante foram utilizados na determinação dos coeficientes CN. Os valores de CN, estabelecidos pelo SCS (1986) e atualizados por Tucci (2007b) e Bielenki Jr. e Barbassa (2012), assim como sua correspondência com as classes de uso da terra e práticas conservacionistas adotadas nos períodos históricos e cenários analisados, são apresentados no Anexo V (Tabela 69). Os mapas de valores de CN foram convertidos ao formato raster para utilização no programa HEC-GeoHMS e no modelo HEC-HMS.

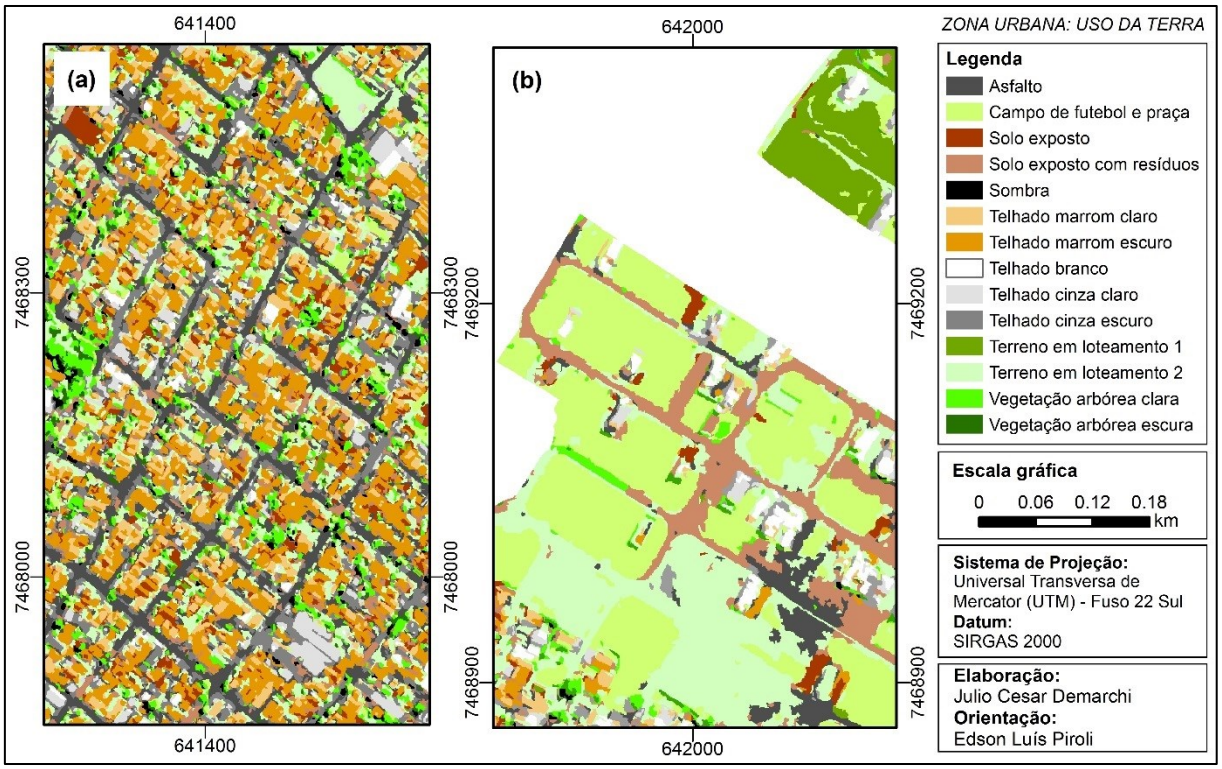
Em relação às áreas urbanas consolidadas e em expansão, os valores CN definidos por Tucci (2007b) e Bielenki Jr. e Barbassa (2012) possuem pouca aplicabilidade na bacia do Ribeirão São Domingos, pois classificam o potencial de geração de escoamento a partir da área dos terrenos e da taxa de impermeabilização do solo. Para os terrenos de área inferior a 500 m², característica encontrada em todos os bairros do município, à exceção do condomínio fechado Bosque dos Eucaliptos, os valores tabelados equivalem apenas à impermeabilização média de 65 %, taxa inferior à observada na maioria dos terrenos do município.

Para definir os valores médios de CN da zona urbana em solos de diferentes grupos hidrológicos, as áreas verdes urbanas (praças, campos de futebol e áreas de vegetação arbórea) foram individualizadas, sendo atribuídos a eles os números da curva constantes das categorias “Vegetação urbana” e “Praças urbanas” da Tabela 69 (Anexo V). As áreas urbanas restantes, consolidadas ou em expansão, tiveram seus usos da terra classificados no SIG ArcGIS 10.3.1 pelo algoritmo “*Segment Mean Shift*”, disponível na extensão *“Spatial Analyst”*, sendo utilizada para tal a imagem do satélite Worldview-2 de 16/07/2017, composição 532 em cores verdadeiras. Após a realização de testes, adotaram-se os limiares de detalhes espectral e espacial de valor 18, de forma a diferenciar adequadamente alvos diferentes cujos comportamentos espectrais são semelhantes e os alvos de tamanho pequeno que estão agrupados na imagem. Utilizou-se também o número mínimo de 10 pixels para constituição de um segmento.

Em seguida, por meio da barra de ferramentas *“Image classification”*, foram coletadas amostras de treinamento das classes temáticas da zona urbana, separando os alvos de mesma natureza que apresentam diferentes comportamentos espectrais em classes distintas para a geração das assinaturas espectrais dos alvos, a exemplo dos telhados. Com o uso da ferramenta *“Interactive supervised*

classification", método interativo de classificação supervisionada por máxima verossimilhança, foram testadas vários conjuntos de amostras de treinamento e realizada a classificação dos usos urbanos, conforme exemplifica a Figura 33.

Figura 33. Zona urbana consolidada (a) e em expansão (b): uso da terra



A classificação da imagem conseguiu diferenciar os alvos da zona urbana consolidada adequadamente, mas não distinguiu corretamente todos os alvos da zona urbana em expansão. Os polígonos classificados como campo de futebol e praça são, na realidade, terrenos em loteamento 2, que possuem cobertura gramada de 50 a 75 %. No entanto, o método utilizado conseguiu diferenciar adequadamente as áreas cobertas por vegetação das áreas construídas e impermeabilizadas.

Os valores de CN adotados para os usos da terra mapeados são apresentados na Tabela 16.

Tabela 16. Curva Número (CN) em função dos usos urbanos da terra e dos grupos hidrológicos do solo

Classe mapeada	Correspondência com a classificação do SCS	Grupo hidrológico			
		A	B	C	D
Asfalto	[1]Ruas e estradas pavimentadas e com sistema de drenagem	98	98	98	98
Sombra, Telhado marrom claro, marrom escuro, branco e cinza claro	[1]Estacionamentos, pavimentos, telhados, etc.	98	98	98	98
Solo exposto	[1]Área terraplanada sem vegetação	77	86	91	94
Campo de futebol e praça	[1]Espaços abertos, parque, jardim, cemitério, campos de golfe - em boas condições, cobertura gramada > 75 %	39	61	74	80
Terreno em loteamento 1 e Solo exposto com resíduos	[1]Espaços abertos, parque, jardim, cemitério, campos de golfe - em condições ruins, cobertura gramada <50 %	68	79	86	89
Terreno em loteamento 2	[1]Espaços abertos, parque, jardim, cemitério, campos de golfe - em condições normais, cobertura gramada de 50 a 75 %	49	69	79	84
Vegetação arbórea clara e escura	[2]Floresta densa, alta transpiração	26	52	62	69

Fonte: [1]Bielenki Jr. e Barbassa (2012, p. 76-78); [2]Tucci (2007b, p. 405-406).

Os valores de CN médios das áreas urbanas foram obtidos por análise zonal no SIG ArcGIS 10.3.1, de acordo com o grupo hidrológico do solo. Da área urbana, foram previamente excluídas as áreas verdes anteriormente individualizadas (praças, campos de futebol e áreas de vegetação arbórea). Os índices CN resultantes são apresentados na Tabela 17.

Tabela 17. Curva Número (CN) média dos usos da terra urbanos

Classe de uso da terra	Grupo hidrológico			
	A	B	C	D
Zona urbana consolidada	80	87	-	90
Zona urbana em expansão	67	81	-	88
Bairro Bosque dos Eucaliptos - terrenos de aproximadamente 2.000 m²	42	70	-	-

Foi realizada a tentativa de classificação dos usos da terra urbanos dos anos 1962, 1984 e 2004 por segmentação e classificação supervisionada por máxima verossimilhança, a partir dos mosaicos de fotografias aéreas utilizadas nos

respectivos mapeamentos de uso da terra. Porém, em decorrência das diferenças de luminosidade entre os aerofotogramas, entre as bordas e as áreas centrais das mesmas, e das fotos pancromáticas nos dois primeiros períodos, os alvos urbanos não foram distinguidos adequadamente. Desta forma, foram utilizados nos mapas de CN dos referidos anos, assim como nos cenários futuros de uso da terra, os valores de CN médios do ano 2018 constantes da Tabela 17, com a ressalva de que as condições de ocupação e de produção de escoamento superficial dessas datas são distintas das do ano 2018.

Um dos cenários utilizados na modelagem hidrológica é o de adequação do uso da terra rural à legislação florestal vigente, acrescido de intervenções na zona urbana atendendo ao paradigma de drenagem urbana da reservação, conforme descrição no item 2.3.6.5.2. Tais intervenções constarão de:

- Áreas de Preservação Permanente nas faixas marginais aos cursos d'água urbanos, todas ocupadas por vegetação arbórea na largura de 30 metros a partir do leito regular dos rios;

- Praças com cobertura gramada superior a 75 % e áreas verdes com vegetação arbórea em todos os bairros da zona urbana;

- Uso de pisos e calçadas permeáveis, captação da água pluvial nas residências e edifícios, entre outras medidas que promovam a redução do escoamento superficial e do valor de CN em 10 %.

Os valores CN das novas áreas de vegetação arbórea e praças urbanas constam na Tabela 69 (Anexo V). Os índices das demais áreas urbanas utilizados na simulação hidrológica constam na Tabela 18 a seguir.

Tabela 18. Curva Número (CN) média dos usos da terra urbanos atendendo ao paradigma da reservação

Classe de uso da terra	**Grupo hidrológico**			
	A	**B**	**C**	**D**
Zona urbana consolidada	72	78	-	81
Zona urbana em expansão	60	73	-	79
Bairro Bosque dos Eucaliptos - terrenos de aproximadamente 2.000 m²	38	63	-	-
Área industrial	73	79	-	-

2.3.6.2 Delimitação da bacia e sub-bacias hidrográficas e elaboração dos arquivos de geometria da bacia

Para realizar a modelagem hidrológica com o programa HEC-HMS, é necessário antes de tudo criar um modelo digital do terreno (MDT) hidrologicamente consistido e delinear a bacia hidrográfica e os parâmetros da rede de drenagem. Tal procedimento foi realizado pela ferramenta ArcHydro do SIG ArcGIS 10.3.1. Utilizaram-se o MDT gerado pelo satélite ALOS, sensor PALSAR, de resolução espacial 12,5 m, e o arquivo vetorial da rede de drenagem da bacia, digitalizado sobre a imagem do satélite Worldview-2, de 16/07/2017.

As rotinas do ArcHydro utilizadas nesse processo foram, na ordem descrita a seguir: criação de arquivos "*file Geodatabase*" nos formatos vetorial e raster, comandos "*DEM Reconditioning*" (modificação do MDT assinalando nele a rede de drenagem), "*Fill sinks*" (preenchimento das depressões do terreno), "*Flow direction*" (geração de mapa de direção do escoamento, dos ângulos correspondentes aos pontos cardeais e colaterais), "*Flow accumulation*" (mapa que indica o número acumulado de pixels localizados à montante de um determinado pixel), "*Stream definition*" (definição de um limiar de área de contribuição para delineamento de um segmento de drenagem. Neste trabalho, após a realização de testes, definiu-se o limiar de 0,55 km²), "*Stream segmentation*" (geração de arquivo raster contendo a rede de drenagem), "*Catchment grid delineation*" (criação do arquivo raster contendo as sub-bacias), "*Catchment polygon processing*" (criação do arquivo vetorial das sub-bacias), "*Drainage line processing*" (geração do arquivo vetorial da rede de drenagem), "*Adjoint catchment processing*" (agregação das sub-bacias que não constituem cabeceiras de drenagem em bacias maiores), "*Drainage point processing*" (criação de pontos de drenagem no ponto de maior acúmulo de fluxo de cada bacia hidrográfica, seu limite jusante, ou exutório), "*Batch point generation*" (delimitação do ponto de saída da bacia) e "*Batch watershed delineation*" (criação do arquivo vetorial contendo o limite da bacia hidrográfica delimitada).

A etapa seguinte consistiu no delineamento das sub-bacias e na criação da base de dados e do projeto a ser usado no programa HEC-HMS para a modelagem hidrológica. Esses processamentos foram realizados na extensão HEC-GeoHMS do SIG ArcGIS 10.3.1.

A extensão HEC-GeoHMS do SIG ArcGIS utilizou todos os arquivos criados pelo ArcHydro para gerar os arquivos de geometria da bacia e demais parâmetros de projeto usados na modelagem hidrológica pelo HEC-HMS. Além deles, foi necessário gerar o mapa de declividade da bacia, expresso em porcentagem, por meio da ferramenta "*Slope*" do ArcHydro.

As etapas do processamento dos dados e ferramentas utilizadas na extensão HEC-GeoHMS são: "*Data management*" (inserção dos arquivos criados durante a delimitação da bacia no ArcHydro), "*Start new project*" (criação do projeto da bacia no HEC-GeoHMS, no qual os arquivos dos métodos *Loss Rate*, *Transform* e *Routing* utilizados no HEC-HMS são gerados automaticamente), geração dos arquivos de comprimento dos rios, declividade dos rios, declividade da bacia, rio mais longo, centroide das sub-bacias, elevação dos centroides e rio mais longo do centroide no menu "*Characteristics*", ferramentas "*River length*", "*River slope*", "*Basin slope*", "*Longest flowpath*", "*Basin centroid*", "*Centroid elevation*" e "*Centroid longest flowpath*". No menu "*Parameters*", ferramenta "*Select HMS Processes*", foram escolhidos os métodos de conversão de chuva em escoamento superficial e roteamento do fluxo dos canais "*Loss method*" (SCS), "*Transform method*" (SCS) e "*River – Route method*" (Muskingum). Nas ferramentas "*River autoname*" e "*Basin autoname*", foram criados os arquivos dos nomes dos rios e sub-bacias a serem utilizados no modelo HEC-HMS, e na ferramenta "*Subbasin parameters from raster*", opção "*Input Curve Number*", foi selecionado o mapa de valores CN. Na ferramenta "*CN Lag*", foi computado o *lag* das sub-bacias (tempo de retardo ou tempo decorrido entre o centro de massa do hietograma da precipitação efetiva e o pico de vazão do hidrograma) pelo método do SCS (1986).

Nas ferramentas do menu HMS, foram preparados e criados os arquivos de projeto a serem lidos no modelo HEC-HMS. São elas: "*Map to HMS units*" (conversão e padronização das unidades de medida no SI), "*Check data*" (verificação da integridade dos dados), "*HMS Schematic*" (geração da representação do sistema hidrológico e das conexões entre as sub-bacias), "*Add coordinates*" (adicionar coordenadas geográficas aos arquivos de ligação e nós gerados na etapa anterior), "*Prepare data for model export*", "*Background shapefile*" (conversão dos arquivos das sub-bacias e rios ao formato shapefile), "*Basin model file*" (exportação dos arquivos de geometria da bacia a um arquivo de texto com extensão *.basin), "*Specified hyetograph*" (geração de um arquivo vazio de extensão *.met para

armazenamento dos dados meteorológicos) e "*Create HMS Project*" (criação do projeto com extensão *.hms, para leitura pelo HEC-HMS). Todos esses procedimentos seguem o descrito por Merwade (2012).

2.3.6.3 Calibração do modelo HEC-HMS

O modelo HEC-HMS possui quatro componentes básicos: os modelos da bacia, no qual são criados os arquivos de geometria da bacia e definidos os métodos de transformação chuva-vazão e de roteamento do fluxo nos canais de drenagem; os modelos meteorológicos, no qual são definidos os métodos utilizados no processamento dos dados meteorológicos (associação das estações meteorológicas às sub-bacias hidrográficas de influência); os modelos de dados das séries temporais, nos quais são criadas as estações meteorológicas utilizadas na modelagem, definidos os intervalos de tempo dos registros pluviométricos, as datas e horários de início e término dos episódios de precipitação e inseridos os índices pluviométricos nos intervalos de tempo considerados); e os modelos de especificações de controle, nos quais são definidas as datas e horários de início e término do hidrograma a ser modelado.

Em razão da limitação de dados disponíveis, foi utilizado o registro pluviométrico de apenas um posto, constituído pelo pluviógrafo marca Davis, instalado nas proximidades das coordenadas centrais da bacia hidrográfica. Os dados pluviométricos dos eventos de chuva utilizados foram inseridos na aba "*Time-series gage*" do componente "*Time-series data*", com intervalo de tempo de 5 minutos.

Como o mapa de valores de CN é incorporado ao projeto da bacia criado no HEC-GeoHMS, o modelo HEC-HMS calcula o CN médio da bacia hidrográfica e de todas as sub-bacias, ponderando os valores pelas áreas ocupadas por eles. Tal valor é apresentado nas definições do método "*Loss Rate*", no painel do HEC-HMS.

Com relação ao tempo de retardo t_{lag}, foram utilizados os valores das sub-bacias calculados pelo HEC-GeoHMS por meio da equação 18, visto que a área de estudo possui área de 78,77 km² e as sub-bacias possuem área inferior a 8,09 km², limiar acima do qual o uso deste método não é recomendado.

A duração do hidrograma de cheia a ser informada no painel "*Control specifications*" foi estimada a partir dos dados dos hidrogramas observados. Já no

painel “*Meteorologic models*”, foi selecionada a opção “*Include subbasin*”, para conectar o modelo meteorológico das sub-bacias à bacia hidrográfica. As simulações hidrológicas foram realizadas pela ferramenta “*Simulation run*”.

Para a modelagem hidrológica da bacia do Ribeirão São Domingos pelo HEC-HMS, os parâmetros do componente “modelos da bacia” foram gerados na extensão HEC-GeoHMS. O objetivo inicial era modelar os hidrogramas de seis eventos de chuvas ocorridos em 30/09/2017 (22,1 mm), 07/10/2017 (28,71 mm), 27/10/2017 (30.74 mm), 30/10/2017 (25,41 mm), 10/02/2018 (19,31 mm) e 13/03/2018 (14,73 mm), ajustando os coeficientes K e X de Muskingum e, se necessário, os parâmetros CN e tempo de retardo. Os mapas de Número da Curva foram elaborados a partir do mapa de uso da terra de 2018, utilizando as informações fornecidas pelas composições coloridas das imagens dos satélites Landsat-8, sensor OLI (10/09/2017), Resourcesat-2, sensor LISS-III (19/10/2017) e SENTINEL-2, sensor MSI (07/02/2018 e 14/03/2018).

Entretanto, dadas as dificuldades de ajuste dos hidrogramas simulados aos observados nos eventos de chuva supracitados, mesmo tendo sido usada a função de otimização de parâmetros, utilizou-se também o evento de chuva de 25/03/2018, no qual o índice pluviométrico total foi maior (57,93 mm), produzindo escoamento superficial em todas as sub-bacias. Os desafios relativos à calibração do modelo HEC-HMS para as condições meteorológicas e hidrológicas da bacia do Ribeirão São Domingos serão discutidos no capítulo Resultados e discussão, item 3.5.3.

2.3.6.4 Ajuste da equação Intensidade – Duração – Frequência (IDF) do município de Santa Cruz do Rio Pardo

Os hidrogramas de cheia da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos relativos às condições de uso da terra e manejo do solo da série histórica e dos cenários futuros foram simulados pelo modelo HEC-HMS 4.2.1 a partir de eventos de chuvas intensas com períodos de retorno de 10, 25, 50, 100 e 200 anos e duração fixada em uma hora.

Para a determinação das intensidades pluviométricas a partir dos períodos de retorno e duração das chuvas, foi ajustada a equação IDF, que relaciona suas variáveis intensidade (I), duração (D) e frequência (F), a partir de dados diários de precipitação do posto pluviométrico “Santa Cruz do Rio Pardo”, descrito no item

2.2.4. O ajuste da equação IDF foi realizado no programa Microsoft Excel, pelo método de desagregação de chuvas diárias em precipitações de menor duração proposto pelo DAEE-CETESB (1980), ajustes dos mesmos à distribuição de Gumbel e ajuste da equação pelo método dos mínimos quadrados, conforme metodologia apresentada por Britto e Kellner (2016), exposta a seguir.

Inicialmente, foram considerados os dados pluviométricos diários de 62 anos, correspondentes ao período de 1956 a 2017. Os critérios utilizados para a inclusão dos dados pluviométricos de cada ano no ajuste da equação IDF foram:

- Apresentar menos de 10 dias de falhas de dados por ano e não possuir falha de dados no período chuvoso (outubro a março, que representa 83,5 % do índice pluviométrico anual);

- O maior índice pluviométrico diário do ano deve ocorrer no período chuvoso;

- O dado não pode constituir um *outlier*, para que se obtenha um bom ajuste ao empregar a distribuição de Gumbel.

Para a verificação da ocorrência de *outliers*, os valores pluviométricos máximos anuais foram colocados em ordem crescente, sendo calculada a mediana, identificados o menor e o maior valor da série, calculada a mediana entre o menor valor da série e a mediana geral (Q_1) e entre o maior valor da série e a mediana geral (Q_3), o intervalo interquartil (IQR) pela diferença entre as medianas Q_3 e Q_1, e o limite de *outlier* (L_0), dado pela equação:

$$L_0 = IQR * 1{,}5 \tag{43}$$

Os índices pluviométricos inferiores a ($Q_1 - L_0$) e superiores a ($Q_3 + L_0$) foram considerados *outliers* e descartados.

Em seguida, os dados pluviométricos aptos ao ajuste à distribuição de Gumbel foram dispostos em ordem decrescente, sendo calculadas a probabilidade de ocorrência (p) e o período de retorno equivalente (T_R) a partir das equações:

$$p = \frac{m}{N+1} \tag{44}$$

$$T_R = \frac{1}{p} \tag{45}$$

Em que: m é o número de ordem do dado pluviométrico, sendo m = 1 para o maior índice pluviométrico; m = N para o menor índice pluviométrico; e N o número de anos da série (DAEE-CETESB, 1980).

Após o cálculo da média (P) e do desvio padrão (σ_x) dos dados pluviométricos, foram determinados os valores de K de Gumbel de todos os anos da série, conforme equação proposta por Subramanya (2013):

$$K = \frac{-\left\{\ln\left[\ln\left(\frac{T_R}{T_R-1}\right)\right]\right\}-y_n}{\sigma_n} \quad (46)$$

Sendo y_n e σ_n a média reduzida e o desvio padrão reduzido, respectivamente, da distribuição de Gumbel, tabelados em função do tamanho da amostra. Como o tamanho amostral utilizado na presente pesquisa foi de 39 anos, desconsiderados os anos que não atenderam aos critérios de inclusão na série de dados, os valores de y_n e σ_n foram 0,543 e 1,1388, respectivamente, de acordo com Subramanya (2013).

Tendo sido obtidas as constantes K dos dados pluviométricos, calcularam-se as precipitações máximas de Gumbel (P_T) conforme a equação:

$$P_T = P + K * \sigma_x \quad (47)$$

Para verificar a aderência dos dados ao modelo de Gumbel, elaborou-se o gráfico da precipitação máxima anual observada pela precipitação máxima de Gumbel (P_T), e foram gerados o coeficiente de regressão linear (R^2) e a equação da reta, cuja inclinação deve ser o mais próximo possível de 45º. Calculou-se o arco tangente do coeficiente linear da equação da reta pela função “ATAN” do Excel, e os resultados em radianos foram convertidos em graus pela função “GRAUS”.

Verificada a aderência dos dados à distribuição de Gumbel, converteu-se a altura precipitada P_T em intensidades pluviométricas, considerando os períodos de retorno T_R de 2, 5, 8, 10, 15, 20, 25, 50 e 100 anos e utilizando-se as durações das chuvas de 5, 10, 15, 20, 25, 30, 60, 120, 240, 360, 480, 600, 720 e 1.440 minutos. Para a obtenção dos índices pluviométricos relativos às diferentes durações, utilizou-se o método de desagregação de chuvas proposto pelo DAEE-CETESB (1980), no qual os índices pluviométricos máximos diários P_T calculados pela equação 47 foram

convertidos em chuvas de 1.440 minutos (24 horas) de duração e, em seguida, desagregados em chuvas de durações menores pela multiplicação pelos coeficientes expressos na Tabela 19. Os índices pluviométricos obtidos, dados em mm, foram transformados em intensidade (mm/min) a partir da divisão pelos tempos de duração das chuvas.

Tabela 19. Coeficientes de desagregação de chuvas diárias

Duração	Coeficiente de desagregação	Duração	Coeficiente de desagregação
24 h / 1 dia	1,14	1 h / 24 h	0,42
12 h / 24 h	0,85	30 min / 1 h	0,74
10 h / 24 h	0,82	25 min / 30 min	0,91
8 h / 24 h	0,78	20 min / 30 min	0,81
6 h / 24 h	0,72	15 min / 30 min	0,70
4 h / 24 h	0,63	10 min / 30 min	0,54
2 h / 24 h	0,52	5 min / 30 min	0,34

Fonte: DAEE-CETESB (1980).

O ajuste da equação IDF para diferentes cidades por meio do método de desagregação de chuvas do DAEE-CETESB (1980) foi realizado por diversos autores, como Arboit, Mancuso e Fioreze (2017) no município de Iraí - RS, Oliveira et al. (2005) em localidades de Goiás e do Distrito Federal, por Santos et al. (2009) em vários municípios do estado de Mato Grosso do Sul, entre outros, com bom ajuste dos dados e coeficientes de determinação não inferiores a 95 %, mas em sua maioria superiores a 99 %.

A equação que relaciona Intensidade, Duração e Frequência (I-D-F) é dada pela relação:

$$I = \frac{a * T_R^b}{(t+c)^d} \quad (48)$$

Sendo: I a intensidade da chuva (mm/min); T_R o período de retorno (anos), ou frequência de ocorrência das chuvas; t a duração (min) e a, b, c e d as constantes a serem ajustadas pelo método dos mínimos quadrados (BRITTO; KELLNER, 2016).

Para a determinação da constante “c”, fixou-se o período de retorno calculado pelo método de Fair-Greyer (WILKEN, 1978 apud BRITTO; KELLNER, 2016), que

pressupõe a ocorrência de um evento chuvoso a cada N/5 anos. Como o número de dados pluviométricos da série é de 39 anos, T_R é de aproximadamente 8 anos.

O parâmetro A, que representa o numerador da equação IDF, é dado por:

$$A = a * T_R^b \quad (49)$$

Ao ser substituído na equação IDF, obtém-se:

$$I = \frac{A}{(t+c)^d} \quad (50)$$

Plotando-se um gráfico bilogaritmo das durações em função das intensidades de chuva, obtidas em diferentes períodos de retorno, foi possível determinar I_3 e t_3 a partir dos pontos inicial (I_1, t_1) e final (I_2, t_2) da curva, correspondentes aos T_R de 2 e 100 anos, respectivamente. O ponto (I_3, t_3) é dado por:

$$I_3 = \sqrt{I_1 * I_2} \quad (51)$$

Ao substituir os valores de intensidade da equação 51, obteve-se:

$$\frac{A}{(t_3+c)^d} = \sqrt{\frac{A}{(t_1+c)^d} * \frac{A}{(t_2+c)^d}} \quad (52)$$

Ao isolar a constante c, obteve-se:

$$c = \frac{t_3^2 - t_1 * t_2}{t_1 + t_2 - 2 * t_3} \quad (53)$$

Para verificação da constante “c”, plotou-se um gráfico bilogaritmo de intensidade da chuva em função da duração deslocada (t+c, I), com T_R = 8 anos. Espera-se que os pontos resultantes se aproximem de uma reta.

O gráfico acima referido possui coeficiente linear igual a “log(A)” e coeficiente angular igual a “-d”. Essa conclusão resulta da aplicação de logaritmo aos dois membros da equação 50, que dá origem à relação:

$$\log I = \log A - d * \log(t + c) \quad (54)$$

O melhor ajuste do programa Excel é um ajuste de potência. Portanto, a correlação do ajuste com os coeficientes A e d deve ser reescrita em:

$$I = A * (t + c)^{-d} \quad (55)$$

Da mesma forma, as constantes “a” e “b” foram determinadas aplicando logaritmo nos dois membros da equação 49, originando a equação:

$$\log A = \log a + b * \log(T_R) \quad (56)$$

O melhor ajuste do programa Excel é, novamente, o de potência, que deve ser comparado diretamente à equação 49.

Após o ajuste da equação IDF do posto pluviométrico Santa Cruz do Rio Pardo, foram obtidas as intensidades pluviométricas equivalente a chuvas de 60 minutos de duração e períodos de retorno de 10, 25, 50, 100 e 200 anos, as quais foram utilizadas na determinação dos hietogramas das simulações hidrológicas pelo modelo HEC-HMS.

2.3.6.5 Simulações hidrológicas das condições históricas e dos cenários futuros de uso da terra

2.3.6.5.1 Construção dos hietogramas e dos hidrogramas de projeto

As precipitações de projeto da bacia do Ribeirão São Domingos foram obtidas por meio da equação IDF ajustada para o posto pluviométrico "Santa Cruz do Rio Pardo”, com uma hora de duração e períodos de retorno de 10, 25, 50, 100 e 200 anos. A distribuição temporal da precipitação foi determinada pelo método dos blocos alternados, descrito por Canholi (2005), com intervalos de 5 minutos. O maior índice pluviométrico foi alocado no 5º bloco do hietograma (intervalo de 20 a 25 minutos), seguindo o valor médio de estrutura temporal de treze eventos de precipitação de duração superior a 30 minutos ocorridos na bacia no ano hidrológico

2017-2018. Os blocos de menor índice pluviométrico foram posicionados, em ordem decrescente, alternadamente à esquerda e à direita do 5º bloco do hietograma.

Os hietogramas de projeto utilizados no cálculo dos hidrogramas de projeto da bacia do Ribeirão São Domingos foram elaborados pelo método do SCS-CN a partir dos índices pluviométricos obtidos pela equação IDF. A precipitação efetiva foi obtida pela equação 10, a partir da precipitação total e do potencial máximo de retenção S, que utiliza o valor médio da variável Número da Curva (CN) da bacia. A partir da precipitação efetiva acumulada, foi determinado o hietograma excedente das chuvas de uma hora de duração para cada período de retorno.

As vazões de projeto da bacia do Ribeirão São Domingos foram obtidas pelo método do hidrograma unitário sintético do Soil Conservation Service (SCS, 1986) descrito por Studart (2006), a partir do cálculo da vazão de pico, do tempo de pico e do tempo de base do hidrograma.

O tempo de pico (tp) é dado pela equação:

$$t_p = 0{,}5 * t_d + 0{,}6 * t_c \quad (57)$$

Em que: t_d é o tempo de duração da chuva (hora) e t_c é o tempo de concentração da bacia hidrográfica (h), dado por:

$$t_c = 57 * (\frac{L^3}{H})^{0{,}385} \quad (58)$$

Em que: L é o comprimento do talvegue do rio principal (km) e H é a amplitude altimétrica da bacia hidrográfica (m).

O tempo de duração da chuva t_d deve ser compreendido entre 1/5 e 1/4 do tempo de concentração. Como o t_c da área de estudo é de 183,96 minutos ou 3,06 horas, a chuva deve ter duração entre 0,61 h (36,7 minutos) e 0,77 h (46 minutos). Para facilitar a conversão do hidrograma unitário para chuvas de maior ou menor duração, utilizou-se a duração de 0,75 h ou 45 minutos.

O tempo de base (t_b) do hidrograma é dado pela relação:

$$t_b = 2{,}67 * t_p \quad (59)$$

A vazão de pico do hidrograma unitário foi calculada pela relação:

$$q_p = \frac{2*P_{ef}*A}{t_b} \quad (60)$$

Em que: P_{ef} é a precipitação efetiva, igual a 1 mm no hidrograma unitário e A é a área da bacia (km²).

O ramo ascendente do hidrograma unitário foi obtido, em cada intervalo de tempo, pela equação:

$$q = \left(\frac{q_p}{t_p}\right) * t \quad (61)$$

Sendo o tempo dado em valores decimais de hora.

As ordenadas do ramo descendente do hidrograma, correspondente ao intervalo de tempo após a vazão de pico até o tempo de base, foram determinadas pela relação:

$$q = -\left(\frac{q_p}{t_b - t_p}\right) * t + \left(\frac{q_p}{t_b - t_p}\right) * t_b \quad (62)$$

Como a duração da chuva a ser utilizada no hidrograma de projeto da bacia do Ribeirão São Domingos é de 1 hora, tempo superior a t_d utilizado no cálculo do hidrograma, o hidrograma unitário foi convertido para esta duração pela metodologia da curva S apresentada por Tucci (2007b), que consiste na elaboração de uma tabela em que cada linha corresponde a um intervalo de tempo e vazão do hidrograma original (Δt). Nas colunas seguintes, os dados de vazão são defasados, cada qual, no intervalo Δt (0,75 hora), e suas ordenadas são somadas até que se atinja um valor constante, denominado curva S. Os valores das ordenadas da curva S são novamente defasados na duração que se deseja para a precipitação (Δt1), que nesta pesquisa equivale a 1 hora. Em seguida, calcula-se a diferença entre os valores da curva S e da mesma curva defasada em Δt1. Os valores resultantes são multiplicados pela relação Δt/Δt1 (0,75 / 1 = 0,75), sendo então obtidas as ordenadas do hidrograma unitário para uma chuva de maior duração.

O hidrograma de projeto foi obtido por meio da multiplicação das ordenadas do hidrograma unitário pela precipitação efetiva correspondente aos períodos de retorno analisados.

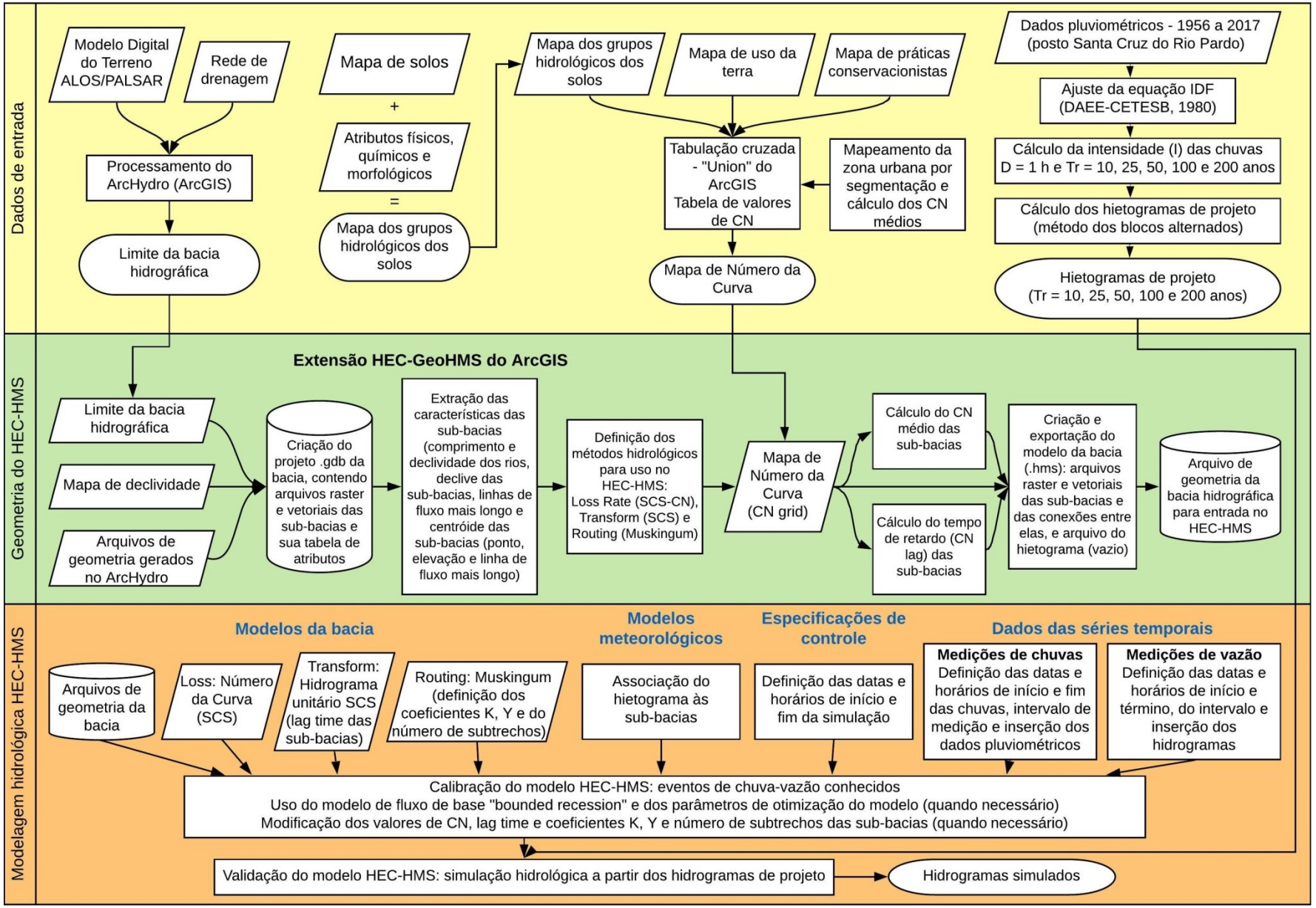
2.3.6.5.2 Simulação pelo modelo hidrológico HEC-HMS

Após a calibração dos parâmetros K e X do método de Muskingum, foram realizadas as simulações hidrológicas das condições passadas de uso da terra e dos cenários futuros indicados abaixo, utilizando os hidrogramas de projeto estimados pela equação IDF e elaborados pelo método dos blocos alternados, conforme metodologias apresentadas no subitem anterior. Foram utilizadas chuvas de duração de 1 hora e períodos de retorno de 10, 25, 50, 100 e 200 anos, a fim de se comparar os resultados:

- Uso da terra dos anos 1962, 1984, 2004 e 2018;
- Cenários futuros de uso da terra (ano 2028) simulados pelo modelo Dyna-CLUE;
- Uso da terra atual, com adequação das Áreas de Preservação Permanentes (APP) e Reservas Legais (RL) ao Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012) e adoção de medidas de controle de erosão nas áreas rurais (aumento das áreas agrícolas terraceadas, cultivo em faixas em áreas mais suscetíveis à erosão, entre outras);
- Cenário anterior, acrescido de intervenções no espaço urbano atendendo ao paradigma de drenagem urbana da reservação, com a finalidade de manter a água pluvial nos terrenos, praças, áreas verdes e faixas marginais aos rios e promover a sua infiltração antes que atinjam os cursos d'água. Tais medidas promoveram a redução dos valores de CN na zona urbana.

A Figura 34 apresenta o fluxograma das etapas da modelagem hidrológica da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos.

Figura 34. Fluxograma da modelagem hidrológica da bacia do Ribeirão São Domingos

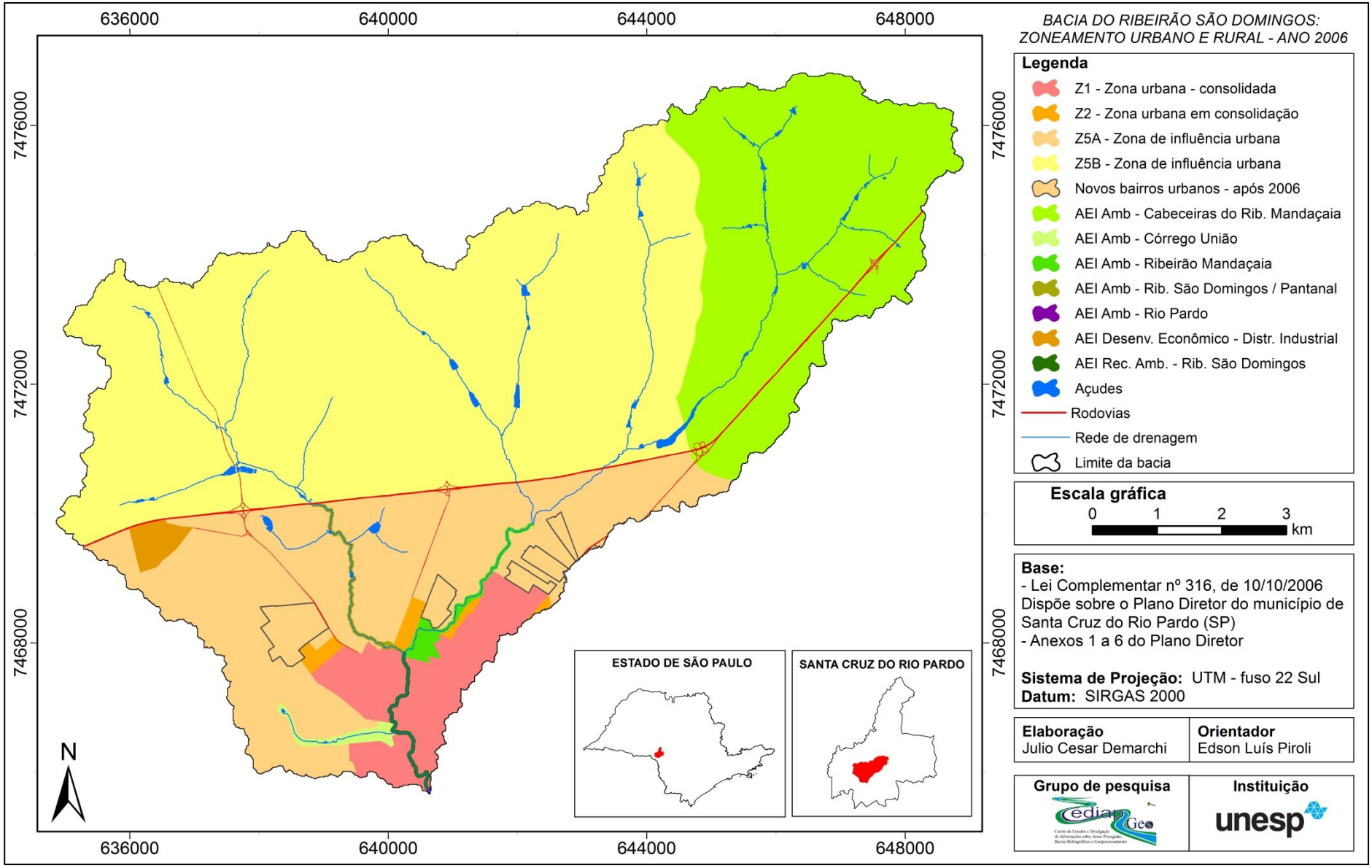


2.3.7 Análise do Plano Diretor do município de Santa Cruz do Rio Pardo

O Plano Diretor de Santa Cruz do Rio Pardo, instituído pela Lei Complementar nº 316, de 10 de outubro de 2006 (SANTA CRUZ DO RIO PARDO, 2006), estabelece em seu macrozoneamento urbano as zonas consolidadas (Z1), em consolidação (Z2), consolidadas com restrições ao adensamento (Z3) e em consolidação com restrições ao adensamento (Z4). Já o macrozoneamento rural estabelece cinco zonas, divididas em: zona de influência urbana (Z5), de recuperação e proteção do manancial (Z6), de preservação da cobertura vegetal (Z7), de elevado risco de erosão (Z8) e de moderado risco de erosão (Z9). Além das zonas urbanas e rurais, foram estabelecidas Áreas de Especial Interesse (AEI) dos tipos ambiental, recuperação ambiental, histórico-cultural, institucional, de desenvolvimento econômico, de interesse social e de interesse de urbanização. Todas essas macrozonas possuem diretrizes específicas de ordenamento do uso do solo.

A bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos está localizada sobre as macrozonas Z1, Z2, Z5A e Z5B. Além disso, possui algumas AEI do tipo ambiental, recuperação ambiental e de desenvolvimento econômico, conforme apresentado na Figura 35.

Figura 35. Bacia do Ribeirão São Domingos: macrozoneamento urbano e rural - ano 2006



Nas diretrizes de parcelamento do solo e regularização fundiária, capítulo “Da ocupação do solo”, são estabelecidos parâmetros urbanísticos reguladores da ocupação do solo denominados:

- Taxa de permeabilidade (TP): relação entre a área permeável e a área do terreno;

- Taxa de ocupação (TO): relação existente entre a área da projeção da edificação no solo e a área do terreno;

- Taxa de cobertura vegetal (TCV): relação entre a área coberta por vegetação arbórea ou arbustiva de um determinado imóvel e a sua área total, aplicável às zonas Z5, Z6 e às AEI Ambientais.

A Tabela 20 apresenta as taxas TP, TO e TCV estabelecidas para as macrozonas existentes na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos.

Tabela 20. Taxas de permeabilidade, de ocupação e de cobertura vegetal das macrozonas urbanas e rurais situadas na bacia do Ribeirão São Domingos

Zona	Tipo	Taxa de permeabilidade	Taxa de ocupação	Taxa de cobertura vegetal
Z1 - Consolidada	Urbana	15 %	70 %	-
Z2 - Em consolidação	Urbana	15 %	70 %	-
Córrego União	AEI Ambiental	60 %	30 %	35 %
Ribeirão Mandaçaia	AEI Ambiental	60 %	30 %	35 %
Cabeceiras do Ribeirão Mandaçaia	AEI Ambiental	60 %	30 %	35 %
Ribeirão São Domingos / Pantanal	AEI Ambiental	60 %	30 %	35 %
Rio Pardo	AEI Ambiental	60 %	30 %	35 %
Ribeirão São Domingos	AEI Recuperação Ambiental	15 % (fora da APP)	70 %	-
Distrito Industrial	AEI Econômico	15 %	70 %	-
Z5A - Zona de influência urbana	Rural	45 %	35 %	15 %
Z5B - Zona de influência urbana	Rural	45 %	35 %	15 %

Fonte: Santa Cruz do Rio Pardo (2006).

De acordo com a Figura 35, os bairros enquadrados na zona Z2 – em consolidação no macrozoneamento urbano de 2006 estão atualmente consolidados. Em contrapartida, novos loteamentos foram implantados na zona de influência

urbana Z5A, sendo seu uso convertido em urbano e transformado em novas zonas Z2 – em consolidação. Nas macrozonas Z5A, Z5B e suas AEI, incluindo a AEI Cabeceiras do Ribeirão Mandaçaia, a conversão para uso urbano é permitida, sendo a zona Z5A o principal vetor de expansão urbana do município. Portanto, essas macrozonas devem ser alvos de atenção do poder público municipal no ordenamento da ocupação e do uso da terra, assim como dos órgãos ambientais, já que são visadas pelos agentes imobiliários.

De posse dessas informações, foram elaborados dois mapas descritos a seguir para aplicar, respectivamente, os parâmetros urbanísticos TP e TO nas macrozonas rurais, em conjunto com a legislação florestal vigente. Desta forma, o mapa de adequação do uso da terra à Legislação Florestal (Figura 51) foi associado aos referidos aos parâmetros urbanísticos e, a partir deles, extraídos os valores de Número da Curva para a realização das simulações hidrológicas a partir de chuvas de 60 minutos de duração, nos períodos de retorno de 10 e 25 anos, conforme os hietogramas especificados no item 2.3.6.5.1. Os mapas são:

- Adequação das Taxas de Cobertura Vegetal (TCV) nas macrozonas Z5A, Z5B e AEI Ambientais e cumprimento da Taxa de Permeabilidade (TP) das macrozonas rurais: neste mapa, a porcentagem de área das macrozonas não enquadrada na porcentagem permeável foi considerada impermeável e utilizada no cálculo da porcentagem de área impermeável das sub-bacias do modelo HEC-HMS, ou seja, representa a condição que gera o maior volume de escoamento superficial. Como a porcentagem de área impermeável das sub-bacias do modelo HEC-HMS foi definida por análise zonal na extensão HEC-GeoHMS, essa porcentagem foi inserida na tabela de atributos do mapa de uso da terra. Desta forma, para que todos os polígonos pertencentes a uma determinada macrozona tivessem a mesma porcentagem de área impermeável, os usos “sedes rurais e chácaras” que já são impermeáveis foram convertidos na classe “pastagem conservada”. Para suprir as áreas de cobertura vegetal faltantes em cada macrozona, alguns polígonos de uso agrícola foram convertidos em uso florestal, em especial os adjacentes à vegetação ripária, os situados em encostas e em alguns interflúvios. Como a AEI Ambiental Cabeceiras do Mandaçaia está inserida na zona Z5B, a vegetação arbórea excedente nesta zona compensou parte da área florestal da referida AEI Ambiental. O mesmo se deu com a vegetação excedente das AEI Ambientais pertencentes à zona Z5A, que compensaram parte da vegetação faltante nesta zona. Em relação às

macrozonas urbanas, foram atribuídos valores CN relativos à zona urbana consolidada. Por serem valores elevados, geradores de escoamento superficial, elas não foram classificadas como áreas impermeáveis, pois o potencial de escoamento foi computado no valor CN;

- Adequação das Taxas de Cobertura Vegetal (TCV) nas macrozonas Z5A, Z5B e AEI Ambientais e cumprimento da Taxa de Ocupação (TO) das macrozonas rurais: como a TO representa áreas edificadas e impermeáveis, e a porcentagem de área impermeável é inferior ao definido na TP, utilizou-se o mapa do item anterior, sendo adotados os coeficientes TO no lugar de TP, cuja finalidade é produzir menor volume de escoamento, dada a menor taxa de impermeabilização do solo.

Os resultados das simulações subsidiaram a análise desses coeficientes com a finalidade de regular o uso da terra urbano e rural para controlar as inundações já observadas na zona urbana do município de Santa Cruz do Rio Pardo. Como os usos da terra e porcentagens de áreas impermeáveis não foram eficazes no controle das enchentes e promoveram o escoamento superficial, foi proposta a alteração destes coeficientes urbanísticos de forma a limitar a expansão urbana e dos loteamentos de chácaras na zona rural.

Ademais, foram avaliadas as diretrizes estabelecidas no macrozoneamento urbano e rural do município para ordenamento do uso do solo das macrozonas da bacia do Ribeirão São Domingos, com destaque para as zonas Z5A e Z5B.

CAPÍTULO 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Mapa semidetalhado de solos da bacia do Ribeirão São Domingos

As classes de solo do levantamento semidetalhado da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos, realizado em conformidade com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2013) até o terceiro nível categórico (grandes grupos), são definidas a seguir:

- **ARGISSOLOS**: compreendem solos constituídos por material mineral, que têm como características diferenciais a presença de horizonte B textural (Bt) de argila de atividade baixa ou alta conjugada com saturação por bases baixa ou caráter alítico. O horizonte Bt encontra-se imediatamente abaixo de qualquer tipo de horizonte superficial, exceto o hístico, sem apresentar, contudo, os requisitos estabelecidos para enquadramento nas classes dos Luvissolos, Planossolos, Plintossolos ou Gleissolos. Grande parte deles apresenta evidente incremento de argila do horizonte superficial para o horizonte B, e a transição entre eles é usualmente clara, abrupta ou gradual. A profundidade é variável e são desde forte a imperfeitamente drenados, de cores avermelhadas ou amareladas e mais raramente brunadas ou acinzentadas. Apresentam textura arenosa a argilosa no horizonte A e de média a argilosa no horizonte Bt, sempre havendo incremento de argila daquele para este. São forte a moderadamente ácidos, predominantemente cauliníticos e possuem saturação por bases alta ou baixa (EMBRAPA, 2013);

- **Argissolo Vermelho Distrófico**: são solos com matiz 2,5YR ou mais vermelhos ou com matiz 5YR e valores e cromas iguais ou menores que 4 na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B. Apresentam saturação por bases baixa (V < 50 %) na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B, inclusive BA. Na bacia do Ribeirão São Domingos, a textura nos horizontes A e B varia de arenosa/média a média/argilosa, com predomínio dos primeiros tipos;

- **Argissolo Vermelho Distroférrico**: solo da subordem vermelho com saturação por bases < 50 % e teor de Fe_2O_3 de 180 $g.kg^{-1}$ a 360 $g.kg^{-1}$ na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B, inclusive BA. Na área de estudo, apresentam textura argilosa no horizonte A e muito argilosa no horizonte Bt;

- **Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico**: possuem cores vermelho-amareladas e amarelo-avermelhadas que não se enquadram nas demais subordens,

de cor vermelha ou amarela. A saturação por bases na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B (inclusive BA) é inferior a 50 %. Os PVAd da bacia do Ribeirão São Domingos possuem textura variando de arenosa/média a média/argilosa nos horizontes A e Bt, respectivamente, com predomínio do primeiro grupo;

- **GLEISSOLOS**: de acordo com o conceito do SiBCS (EMBRAPA, 2013), são solos minerais, hidromórficos, que apresentam horizonte glei dentro de 50 cm a partir da superfície ou a profundidades entre 50 e 150 cm desde que imediatamente abaixo de horizontes A ou E (com ou sem gleização) ou de horizonte hístico com espessura insuficiente para enquadramento na classe dos Organossolos. Não apresentam textura exclusivamente arenosa em todos os horizontes dentro dos primeiros 150 cm da superfície do solo ou até um contato lítico, tampouco horizonte vértico ou B plânico acima ou coincidente com horizonte glei ou qualquer outro tipo de horizonte B diagnóstico acima do horizonte glei. Caso o horizonte plíntico esteja presente, ele deve estar em profundidade superior a 200 cm da superfície do solo.

Os Gleissolos se encontram permanente ou periodicamente saturados por água, salvo se artificialmente drenados. A água permanece estagnada internamente ou a saturação ocorre por fluxo lateral, podendo a água se elevar até a superfície por ascenção capilar. Apresentam forte gleização em decorrência do ambiente redutor virtualmente livre de oxigênio dissolvido devido à saturação por água durante todo o ano ou pelo menos por um longo período. Em decorrência desse processo, manifesta cores acinzentadas, azuladas ou esverdeadas devido à redução e solubilização do ferro, expressando as cores neutras dos minerais de argila ou a precipitação de compostos ferrosos (EMBRAPA, 2013);

- **Gleissolo Melânico Ta Distrófico**: são solos com horizonte H hístico com menos de 40 cm de espessura ou horizonte A húmico, proeminente ou chernozêmico. Apresentam argila de atividade alta, saturação por bases baixa (V<50 %) na maior parte dos horizontes B e/ou C dentro de 100 cm a partir da superfície do solo. A mancha deste tipo de solo encontrada na área de estudo apresenta horizonte A húmico, textura média em todo o perfil e cor mais escura que a cor Glei 1-2,5/N da Carta de cores de Munsell no horizonte Bg;

- **Gleissolo Háplico Ta Distrófico**: são solos com argila de atividade alta e saturação por bases baixa (V<50 %) na maior parte dos horizontes B e/ou C

(inclusive B/A ou C/A) dentro de 100 cm a partir da superfície do solo. Na área de estudo, as classes de GXvd apresentam textura arenosa a média;

- **Gleissolo Háplico Tb Distrófico**: apresentam argila de atividade baixa e saturação por bases baixa (V<50 %) na maior parte dos horizontes B e/ou C (inclusive B/A ou C/A) dentro de 100 cm a partir da superfície do solo. Os GXbd da bacia do Ribeirão São Domingos possuem textura que varia entre arenosa e argilosa, sempre apresentando classes texturais diferentes nos horizontes superficiais e subsuperficiais;

- **Gleissolo Háplico Tb Eutrófico**: são caracterizados pela argila de atividade baixa e saturação por bases alta (V≥50 %) na maior parte dos horizontes B e/ou C (inclusive B/A ou C/A) dentro de 100 cm a partir da superfície do solo. Na área de estudo, apresentam textura argilosa a muito argilosa;

- **LATOSSOLOS**: são constituídos por material mineral, com horizonte B latossólico imediatamente abaixo de qualquer um dos tipos de horizonte diagnóstico superficial, exceto hístico. São solos em elevado estágio de intemperização, muito evoluídos e virtualmente destituídos de minerais primários ou secundários menos resistentes ao intemperismo. Apresentam CTC da fração argila baixa, inferior a 17 $cmol_c.kg^{-1}$ de argila e são fortemente ácidos. Em geral, variam de fortemente a bem drenados e são muito profundos, sendo a espessura do *solum* raramente inferior a 1 m. Têm sequência de horizontes A, B e C com pouca diferenciação de sub-horizontes e transições usualmente difusas ou graduais. O incremento de argila do horizonte A para o B é pouco expressivo ou inexistente. A cerosidade, se presente, é pouca ou fraca, e a mobilidade da argila no horizonte B é baixa (EMBRAPA, 2013);

- **Latossolo Vermelho Distroférrico**: os Latossolos da subordem vermelho apresentam matiz 2,5YR ou mais vermelho na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B, inclusive BA. Os LVdf apresentam saturação por bases baixa (V < 50 %) e teor de Fe_2O_3 de 180 $g.kg^{-1}$ a <360 $g.kg^{-1}$, ambos na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B, inclusive BA. Na área de estudo, apresentam textura argilosa a muito argilosa, sendo provenientes do basalto da Formação Serra Geral;

- **Latossolo Vermelho Distrófico**: similares à classe anterior quanto à cor. O caráter distrófico designa solos com saturação por bases baixa (V < 50 %) na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B (inclusive BA). Na bacia do Ribeirão São Domingos, sua textura varia de arenosa/média a média e argilosa, altamente correlacionada com a formação geológica;

- **Latossolo Vermelho Eutroférrico**: apresenta saturação por bases alta (V≥50 %) e teores de Fe_2O_3 de 180 $g.kg^{-1}$ a <360 $g.kg^{-1}$ na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B, inclusive BA. Ocorre em apenas duas manchas na bacia do Ribeirão São Domingos, uma delas de textura média e a outra de textura argilosa;

- **Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico**: apresenta cores vermelho-amareladas e amarelo-avermelhadas que não se enquadram nas classes bruno, vermelho ou amarelo. A saturação por bases é baixa (V<50 %) na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B (inclusive B/A). A única mancha de LVAd da área de estudo apresenta textura arenosa em todo o perfil, característica da Formação Adamantina;

- **NITOSSOLOS**: são solos constituídos de material mineral com horizonte B nítico, textura argilosa ou muito argilosa (teor de argila igual ou superior a 350 $g.kg^{-1}$) desde a superfície, estrutura em blocos subangulares, angulares ou prismática, de grau moderado ou forte, com cerosidade expressiva e/ou superfícies de compressão nas faces dos agregados e/ou caráter retrátil. O horizonte B é bem expresso em termos de grau de desenvolvimento de estrutura, associado a presença de cerosidade e/ou superfícies de compressão, com gradiente textural igual ou menor que 1,5, não havendo incremento significativo no teor de argila em profundidade. São profundos, bem drenados e de coloração variando de vermelha a brunada. Em geral, são moderadamente ácidos a ácidos, com argila de atividade baixa ou caráter alítico e composição caulinítico-oxídica (EMBRAPA, 2013);

- **Nitossolo Vermelho Distroférrico**: solos com matiz 2,5YR ou mais vermelho na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B (exclusive BA). Apresentam saturação por bases baixa (V<50 %) e teores de ferro de 150 a 360 $g.kg^{-1}$, ambos na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B (inclusive BA). São solos provenientes dos basaltos da Formação Serra Geral, apresentando na bacia do Ribeirão São Domingos textura argilosa ou muito argilosa;

- **Nitossolo Vermelho Eutroférrico**: solos similares aos anteriores quanto à cor. A saturação por bases é alta (V≥50 %) e o teor de ferro varia de 150 a 360 $g.kg^{-1}$, ambos na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B (inclusive BA). Na área de estudo, apresentam textura muito argilosa ao longo de todo o perfil.

Os resultados das análises físicas e químicas das amostras de solo que embasaram o levantamento semidetalhado são apresentados nos Anexos IV e VI.

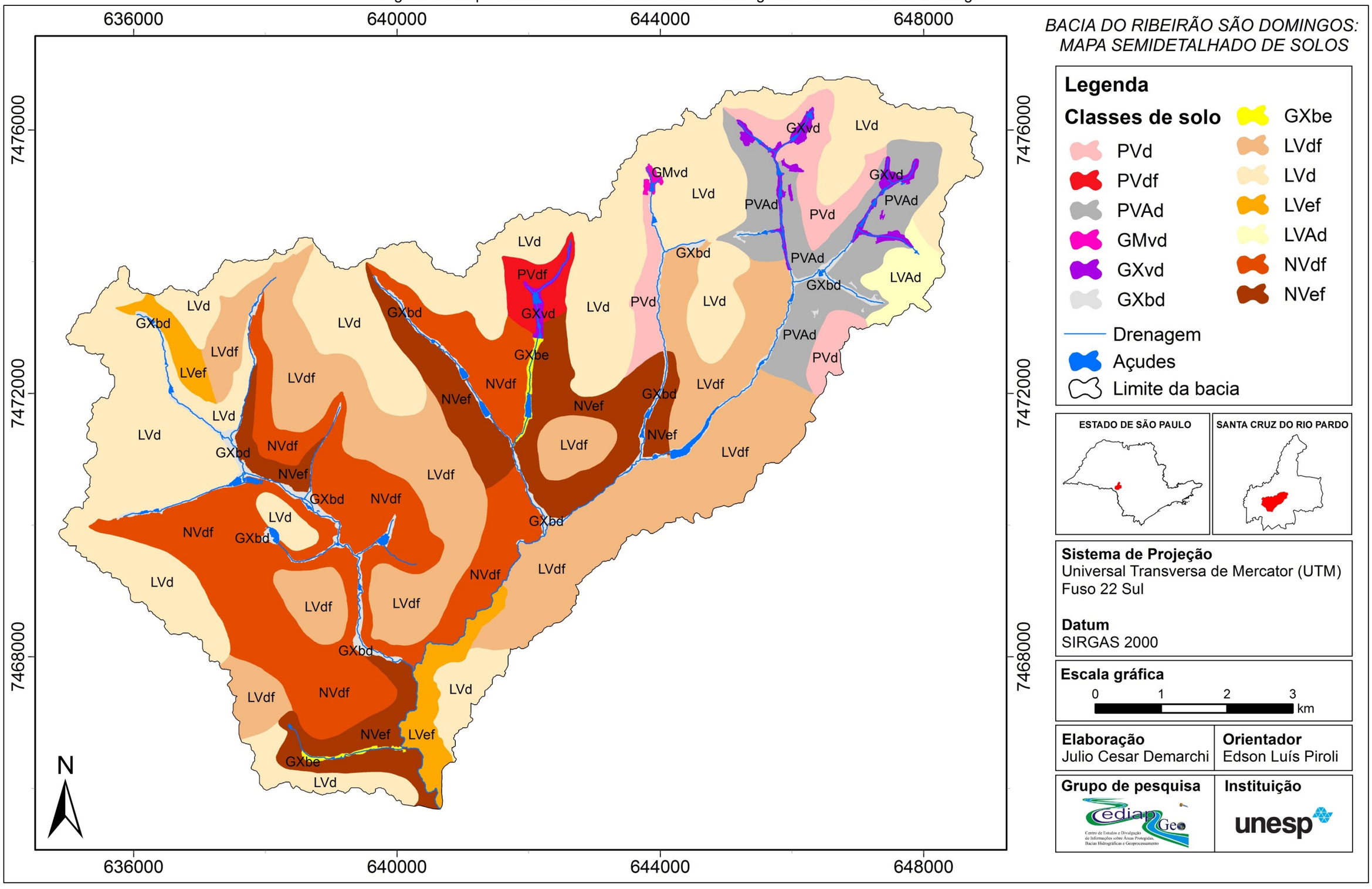
A Figura 36 apresenta o mapa semidetalhado de solos da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos.

As áreas das classes de solo da área de estudo são apresentadas na Tabela 21.

Tabela 21. Classes de solo presentes na bacia do Ribeirão São Domingos

Classe de solo	**Sigla**	**Área (ha)**	**Área (%)**
Argissolo Vermelho Distrófico	PVd	287,75	3,65
Argissolo Vermelho Distroférrico	PVdf	82,92	1,05
Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico	PVAd	443,58	5,63
Gleissolo Melânico Ta Distrófico	GMvd	7,79	0,10
Gleissolo Háplico Ta Distrófico	GXvd	78,36	1,00
Gleissolo Háplico Tb Distrófico	GXbd	195,64	2,48
Gleissolo Háplico Tb Eutrófico	GXbe	21,78	0,28
Latossolo Vermelho Distroférrico	LVdf	1.856,45	23,57
Latossolo Vermelho Distrófico	LVd	2.519,45	31,98
Latossolo Vermelho Eutroférrico	LVef	186,88	2,37
Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico	LVAd	98,22	1,25
Nitossolo Vermelho Distroférrico	NVdf	1.371,88	17,41
Nitossolo Vermelho Eutroférrico	NVef	726,94	9,23
Total		**7.877,64**	**100**

Figura 36. Mapa semidetalhado de solos da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos

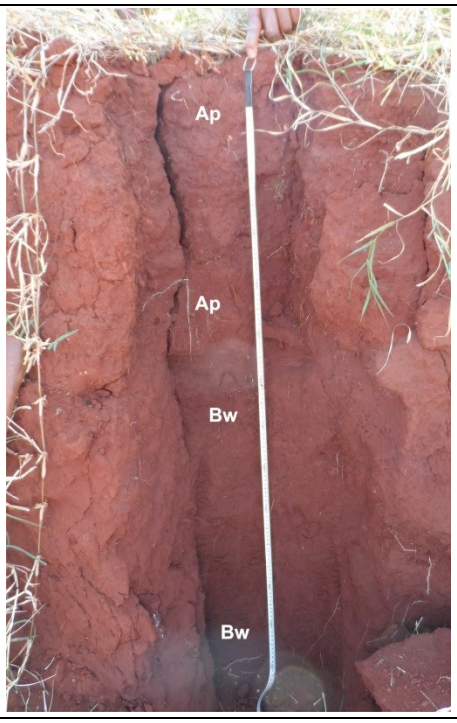


Os Latossolos predominam na bacia do Ribeirão São Domingos, ocupando 59,17 % de sua área, seguidos dos Nitossolos (26,64 %), Argissolos (10,33 %) e Gleissolos (3,86 %). A análise do Mapa Geológico do Estado de São Paulo (Figura 12) permite inferir que os solos assentados sobre a Formação Serra Geral possuem, em geral, textura argilosa ou muito argilosa em todos os horizontes, com destaque para os Latossolos e Nitossolos de cor vermelha e caráter férrico. Esses solos (LVdf, LVef, NVdf e NVef) apresentam textura em concordância com a formação geológica da qual derivam, caracterizada pelo basalto de textura afanítica e pelos arenitos intertrapeanos de granulação fina a média. Em relação ao conteúdo total de areia, predominam as frações areia fina e muito fina, de diâmetro entre 0,053 e 0,25 mm, que representam, em média, 66,4 % do conteúdo total de areia nos horizontes superficiais e 74,4 % nos horizontes subsuperficiais. Embora predominem as areias de menor granulação, mais suscetíveis ao transporte pela água pluvial e pelo vento, o maior conteúdo de argila e sua característica coloidal fazem com que essas classes de solo sejam mais bem estruturados e resistentes à desagregação pelos agentes erosivos. A Formação Serra Geral se estende pelo vale do Rio Pardo, envolvendo o baixo e o médio curso dos principais rios que formam a bacia do Ribeirão São Domingos.

Os divisores de água da bacia, em suas porções norte, leste e oeste, estão localizados sobre a Formação Adamantina, caracterizada pelos arenitos de granulação fina a muito fina. Sobre essa formação, ocorrem os Latossolos de textura arenosa a média, sobretudo os LVd e LVAd, além dos Argissolos de caráter distrófico, com destaque para os PVd e PVAd, de gradiente textural da fração argila em geral superior a 2 entre os horizontes Bt e A, o que lhes confere maior suscetibilidade aos processos erosivos. Essas classes de solo apresentam, tanto nos horizontes superficiais como nos subsuperficiais, a média de 71,2 % do conteúdo total da fração areia composto por areia fina e muito fina, coerentes com a granulação dos arenitos característicos da formação geológica local. O predomínio de partículas de areia fina a muito fina, de menor massa, facilita seu transporte pelos agentes erosivos e contribui para o aumento de sua suscetibilidade à erosão.

As descrições geral e morfológica dos perfis de solos em trincheiras das classes identificadas no levantamento são apresentadas a seguir. Os perfis nº 1 e 2, correspondentes à ordem dos Latossolos, são caracterizados nas Figuras 37 a 38.

Figura 37. Descrição geral e análise morfológica do perfil de solo nº 1

LATOSSOLO VERMELHO DISTROFÉRRICO (LVdf)			
Data		22/03/2018	
Identificação		Solos desenvolvidos	
Localização		Bosque Lorenzetti I – Santa Cruz do Rio Pardo – SP	
Situação e declive		Terço médio da vertente com declividade inferior a 6 %	
Coordenadas UTM		638882 m E; 7468381 m S	
Cobertura vegetal primária e atual		Floresta estacional semidecidual e gramínea (pastagem)	
Altitude		519 m	
Litologia e formação		Basalto da Formação Serra Geral (Grupo São Bento)	
Cronologia		Jurássico Superior – Cretáceo Inferior	
Relevo local		Planalto Centro-Ocidental (colinas amplas e baixas)	
Erosão		Não aparente	
Drenagem		Bem drenado	
Uso atual		Urbano (terreno baldio)	
Descrito e coletado por		Julio Cesar Demarchi	
Horizontes		Ap	Bw
Profundidade (cm)		0 – 59	59 – 130+
Características morfológicas		Cor 10 R 3/4 (vermelho escuro acinzentado); transição clara e plana; estrutura forte, muito grande, em blocos subangulares; muitos poros, muito pequenos; consistência em solo seco: dura; em solo úmido: firme; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.	Cor 10R 3/3 (vermelho escuro acinzentado); estrutura fraca, média, em blocos subangulares; muitos poros, muito pequenos; consistência em solo seco: ligeiramente dura; em solo úmido: muito friável; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.
Tradagem mais próxima		Ponto 19	
Profundidade tradagem		0 – 20 cm	20 – 80 cm
Areia	$g.kg^{-1}$	455	297
Silte		70	84
Argila		475	619
Classe textural		Argilo-arenosa	Muito argilosa

Elaboração e foto: Demarchi (2018).

Figura 38. Descrição geral e análise morfológica do perfil de solo nº 2

LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO (LVd)				
Data	22/03/2018			
Identificação	Solos desenvolvidos			
Localização	Fazenda Santa Gema, na zona rural de Santa Cruz do Rio Pardo - SP			
Situação e declive	Terço médio da vertente com declividade inferior a 6 %			
Coordenadas UTM	636453 m E e 7473423 m S			
Cobertura vegetal primária e atual	Floresta estacional semidecidual e gramínea			
Altitude	593 m			
Litologia e formação	Arenito de granulação fina a muito fina da Formação Adamantina (Grupo Bauru)			
Cronologia	Cretáceo			
Relevo local	Planalto Centro-Ocidental (colinas amplas e baixas)			
Erosão	Não aparente			
Drenagem	Acentuadamente drenado			
Uso atual	Pastagem			
Descrito e coletado por	Julio Cesar Demarchi			
Horizontes		Ap	$B_{(1)}$	$B_{(2)}$
Profundidade (cm)		0 – 10	10 – 30	30 – 150+
Características morfológicas		Cor 2,5 YR 3/4 (bruno avermelhado escuro); transição abrupta e ondulada; estrutura moderada, grande, em blocos subangulares; muitos poros, pequenos; consistência em solo seco: macia; em solo úmido: muito friável; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.	Cor 2,5 YR 3/6 (vermelho escuro); transição abrupta e plana; estrutura moderada, média, em blocos subangulares; muitos poros, pequenos; consistência em solo seco: ligeiramente dura; em solo úmido: muito friável; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.	Cor 10 R 3/4 (vermelho escuro acinzentado); estrutura moderada, média, em blocos subangulares; muitos poros, pequenos; consistência em solo seco: ligeiramente dura; em solo úmido: muito friável; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.
Tradagem mais próxima		Ponto 4		
Profundidade tradagem		0 – 20 cm	20 – 80 cm	
Areia	$g.kg^{-1}$	682	688	
Silte		29	33	
Argila		289	279	
Classe textural		Franco-argilo-arenosa	Franco-argilo-arenosa	

Elaboração e foto: Demarchi (2018).

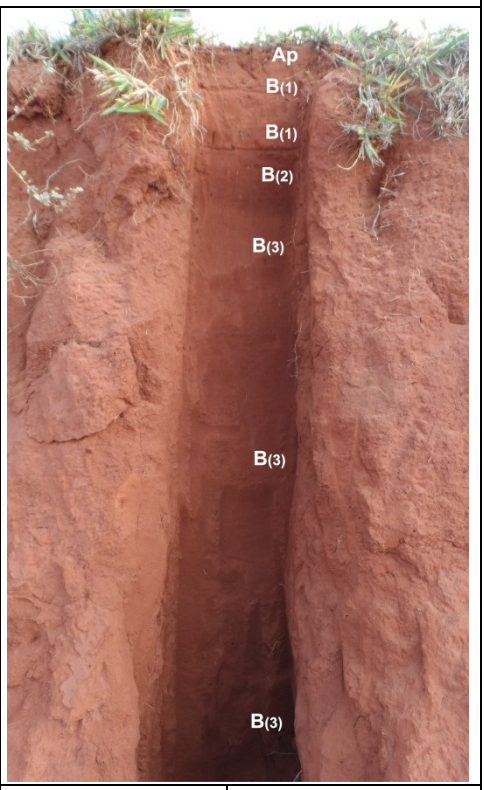
Os Latossolos caracterizados acima apresentam texturas diferentes, sendo que no Latossolo Vermelho Distroférrico (Figura 37) predomina a fração argila, e no Latossolo Vermelho Distrófico (Figura 38) predomina a fração areia. Esses perfis

encontram-se localizados em relevo suave ondulado, com declividade inferior a 6 %, e no terço médio das vertentes. Ademais, apresentam poucas variações morfológicas e texturais, relacionadas ao incremento de argila, ao longo do perfil, o que lhes confere sucetibilidade baixa a média à erosão.

O Latossolo Vermelho Distrófico, entretanto, assim como o Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico também identificado no levantamento de solos, apresentam menor resistência à erosão que os demais Latossolos presentes na área de estudo em função da textura arenosa, podendo ser até mesmo mais erodíveis que os Argissolos que possuem acúmulo iluvial de argila no horizonte Bt e, portanto, maior agregação das partículas e retenção de água neste horizonte. As classes LVd e LVAd apresentam, ainda, menor potencial de geração de escoamento superficial que os Latossolos de textura argilosa, pois em condições naturais, possuem maior porosidade de aeração. A facilidade de drenagem, no entanto, pode potencializar os processos erosivos quando as condições topográficas, pluviométricas e de uso da terra os favorecerem.

A Figura 39 apresenta a caracterização geral e morfológica do perfil de solo nº 3, Argissolo Vermelho Distrófico (PVd), desenvolvido sobre os arenitos da Formação Adamantina.

Figura 39. Descrição geral e análise morfológica do perfil de solo nº 3

ARGISSOLO VERMELHO DISTRÓFICO (PVd)				
Data	23/03/2018			
Identificação	Solos desenvolvidos			
Localização	Fazenda Santa Helena, na zona rural de Santa Cruz do Rio Pardo - SP			
Situação e declive	Terço superior da vertente com declividade inferior a 6 %			
Coordenadas UTM	636662 m E e 7472848 m S			
Cobertura vegetal primária e atual	Floresta estacional semidecidual e gramínea			
Altitude	611 m			
Litologia e formação	Arenito de granulação fina a muito fina da Formação Adamantina (Grupo Bauru)			
Cronologia	Cretáceo			
Relevo local	Planalto Centro-Ocidental (colinas amplas e baixas)			
Erosão	Em sulcos rasos e muito frequentes			
Drenagem	Acentuadamente drenado nos horizontes Ap e $B_{(1)}$ e Bem drenado nos horizontes $B_{(2)}$ e $B_{(3)}$			
Uso atual	Pastagem e passagem de gado sob rodovia			
Descrito e coletado por	Julio Cesar Demarchi			
Horizontes	Ap	$B_{(1)}$	$B_{(2)}$	$B_{(3)}$
Profundidade (cm)	0 – 4	4 – 18	18 – 29	29 – 120+
Características morfológicas	Cor 2,5 YR 4/6 (vermelho); transição abrupta e ondulada; estrutura moderada, média, granular; muitos poros, pequenos; consistência em solo seco: ligeiramente dura; em solo úmido: muito friável; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.	Cor 5 YR 4/6 (vermelho amarelado); transição clara e plana; estrutura moderada, média, em blocos subangulares; muitos poros, pequenos; consistência em solo seco: ligeiramente dura; em solo úmido: muito friável; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.	Cor 2,5 YR 4/6 (vermelho); transição clara e plana; estrutura moderada, média, em blocos subangulares; poros comuns, muito pequenos; consistência em solo seco: macia; em solo úmido: muito friável; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.	Cor 2,5 YR 3/6 (vermelho escuro); estrutura forte, grande, em blocos subangulares; poros comuns, muito pequenos; consistência em solo seco: macia; em solo úmido: muito friável; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.
Tradagem mais próxima	Ponto 60			
Profundidade tradagem		0 – 20 cm	20 – 80 cm	
Areia	$g.kg^{-1}$	886	785	
Silte		18	21	
Argila		96	195	
Classe textural		Areia franca	Franco-arenosa	

Elaboração e foto: Demarchi (2018).

O referido perfil está localizado no terço superior da vertente, próximo ao divisor de água da bacia hidrográfica, na borda de uma estrutura subterrânea construída para a travessia de animais na rodovia SP-225, o que justifica a existência de sulcos de erosão pelo pisoteio do gado. As demais manchas de Argissolo da área de estudo estão localizadas nos terços médio e inferior das vertentes, em terrenos areníticos da Formação Adamantina.

À exceção da mancha de Argissolo Vermelho Distroférrico, situada na zona de transição entre os terrenos basálticos e areníticos, os Argissolos da área de estudo apresentam textura arenosa ou média no horizonte superficial, e média ou argilosa no horizonte Bt. O incremento de argila iluvial no horizonte Bt, que configura restrição ou impedimento à drenagem, associado à localização predominante nas vertentes com declividades médias a elevadas, faz sua suscetibilidade à erosão aumentar devido ao acúmulo de água nos horizontes superiores e à dificuldade de estruturação das partículas do solo destes horizontes, predominantemente arenosos. Por essas razões, os Argissolos são também potenciais geradores de escoamento superficial. Na bacia do Ribeirão São Domingos é comum a presença de processos erosivos lineares (Figura 17).

O perfil de Argissolo em questão, assim como parte dos campos agrícolas da área de estudo, apresenta horizonte A de pequena espessura devido ao manejo agrícola e à remoção por erosão (4 cm), mas não é rara a perda ou decapitação total do referido horizonte, o que dificulta sua identificação nos levantamentos de solos.

A descrição geral e a análise morfológica do perfil nº 4, representativo da ordem dos Nitossolos, são apresentadas na Figura 40.

Figura 40. Descrição geral e análise morfológica do perfil de solo nº 4

<table>
<tr><th colspan="6">NITOSSOLO VERMELHO EUTROFÉRRICO (NVef)</th></tr>
<tr><td colspan="2">Data</td><td colspan="4">23/03/2018</td></tr>
<tr><td colspan="2">Identificação</td><td colspan="4">Solos desenvolvidos</td></tr>
<tr><td colspan="2">Localização</td><td colspan="4">Fazenda União, na zona rural de Santa Cruz do Rio Pardo – SP</td></tr>
<tr><td colspan="2">Situação e declive</td><td colspan="4">Terço inferior da vertente com declividade inferior a 12 %</td></tr>
<tr><td colspan="2">Coordenadas UTM</td><td colspan="4">639135 m E e 7466525 m S</td></tr>
<tr><td colspan="2">Cobertura vegetal primária e atual</td><td colspan="4">Floresta estacional semidecidual e gramínea</td></tr>
<tr><td colspan="2">Altitude</td><td colspan="4">484 m</td></tr>
<tr><td colspan="2">Litologia e formação</td><td colspan="4">Basalto da Formação Serra Geral (Grupo São Bento)</td></tr>
<tr><td colspan="2">Cronologia</td><td colspan="4">Jurássico Superior – Cretáceo Inferior</td></tr>
<tr><td colspan="2">Relevo local</td><td colspan="4">Planalto Centro-Ocidental (colinas amplas e baixas)</td></tr>
<tr><td colspan="2">Erosão</td><td colspan="4">Em sulcos superficiais e frequentes</td></tr>
<tr><td colspan="2">Drenagem</td><td colspan="4">Bem drenado</td></tr>
<tr><td colspan="2">Uso atual</td><td colspan="4">Pastagem</td></tr>
<tr><td colspan="2">Descrito e coletado por</td><td colspan="4">Julio Cesar Demarchi</td></tr>
<tr><td colspan="2">Horizontes</td><td>Ap</td><td colspan="2">$B_{(1)}$</td><td>$B_{(2)}$</td></tr>
<tr><td colspan="2">Profundidade (cm)</td><td>0 – 14 (8 – 20)</td><td colspan="2">14 – 34</td><td>34 – 120+</td></tr>
<tr><td colspan="2">Características morfológicas</td><td>Cor 2,5 YR 3/3 (bruno-avermelhado-escuro); transição abrupta e ondulada; estrutura moderada, grande a muito grande, em blocos subangulares; muitos poros, muito pequenos; cerosidade abundante e moderada; consistência em solo seco: muito dura; em solo úmido: muito firme; plástica e pegajosa.</td><td colspan="2">Cor 2,5 YR 2,5/4 (bruno-avermelhado-escuro); transição clara e plana; estrutura forte, grande a muito grande, em blocos subangulares; muitos poros, muito pequenos; cerosidade comum e pouca; consistência em solo seco: muito dura; em solo úmido: muito firme; ligeiramente plástica e pegajosa.</td><td>Cor 2,5 YR 3/4 (bruno-avermelhado-escuro); estrutura forte, muito grande, em blocos subangulares; muitos poros, muito pequenos; cerosidade abundante e moderada; consistência em solo seco: muito dura; em solo úmido: firme; plástica e pegajosa.</td></tr>
<tr><td colspan="2">Tradagem mais próxima</td><td colspan="4">Ponto 59</td></tr>
<tr><td colspan="2">Profundidade tradagem</td><td colspan="2">0 – 20 cm</td><td colspan="2">20 – 80 cm</td></tr>
<tr><td>Areia</td><td rowspan="3">$g.kg^{-1}$</td><td colspan="2">111</td><td colspan="2">93</td></tr>
<tr><td>Silte</td><td colspan="2">289</td><td colspan="2">249</td></tr>
<tr><td>Argila</td><td colspan="2">600</td><td colspan="2">657</td></tr>
<tr><td colspan="2">Classe textural</td><td colspan="2">Muito argilosa</td><td colspan="2">Muito argilosa</td></tr>
</table>

Elaboração e foto: Demarchi (2018).

Os Nitossolos Vermelhos Eutroférricos e Distroférricos da área de estudo apresentam, em média, 641 $g.kg^{-1}$ de argila no horizonte A e 685 $g.kg^{-1}$ de argila no

horizonte Bn, valores significativamente superiores aos preconizados pelo SiBCS (EMBRAPA, 2013) para o enquadramento na ordem dos Nitossolos, de 350 $g.kg^{-1}$ ou mais de argila desde a superfície, o que os classifica como solos de textura muito argilosa.

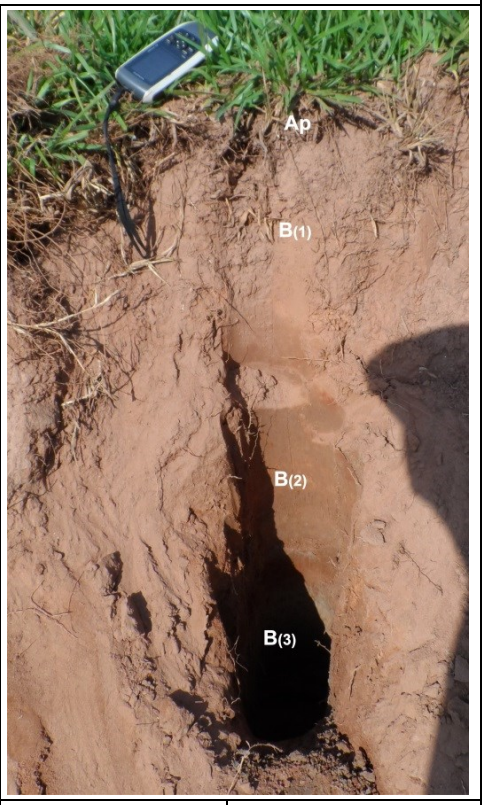
Do ponto de vista hidrológico, os Nitossolos apresentam elevada capacidade de retenção de água em função de sua microporosidade e da microagregação, decorrente da classe textural argilosa ou muito argilosa. A macroporosidade, porém, é reduzida, o que afeta a velocidade de infiltração da água no perfil e aumenta o potencial de escoamento superficial da água pluvial (LEPSCH, 2011). Por esta razão, e por se desenvolverem em relevos de declividade média a alta, usualmente nos terços médio e inferior das vertentes, apresentam elevado risco de erosão se comparados aos Latossolos, principalmente os de textura argilosa.

À exceção de algumas áreas agrícolas e urbanas situadas na porção sudoeste da área de estudo, de relevo plano a suave ondulado, os Nitossolos foram desenvolvidos nos terços médio e inferior das vertentes das áreas que ocupam, cujo relevo é ondulado a fortemente ondulado.

O perfil de Nitossolo Vermelho Eutroférrico da Figura 40, assim como as demais unidades de mapeamento de Nitossolo da área de estudo, foi formado a partir do intemperismo das rochas básicas da Formação Serra Geral. Apresenta horizonte Ap de espessura média de 14 cm, resultado da degradação deste horizonte pela uso agrícola, sobretudo de pastagem. Apresenta, em suas proximidades, sulcos superficiais de erosão decorrentes do pisoteio do gado, do relevo ondulado e das limitações de infiltração da água do solo no perfil. Destaca-se ainda a estrutura em blocos subangulares com grau de desenvolvimento moderado a forte, a cor avermelhada-brunada, a presença de cerosidade comum a abundamente e a pegajosidade das amostras de terra em todo o perfil.

A Figura 41 apresenta as descrições geral e morfológica do perfil de solo nº 5, de Gleissolo Háplico Tb Distrófico, desenvolvido nas imediações de uma nascente intermitente e de um afluente do Córrego da Boa Vista.

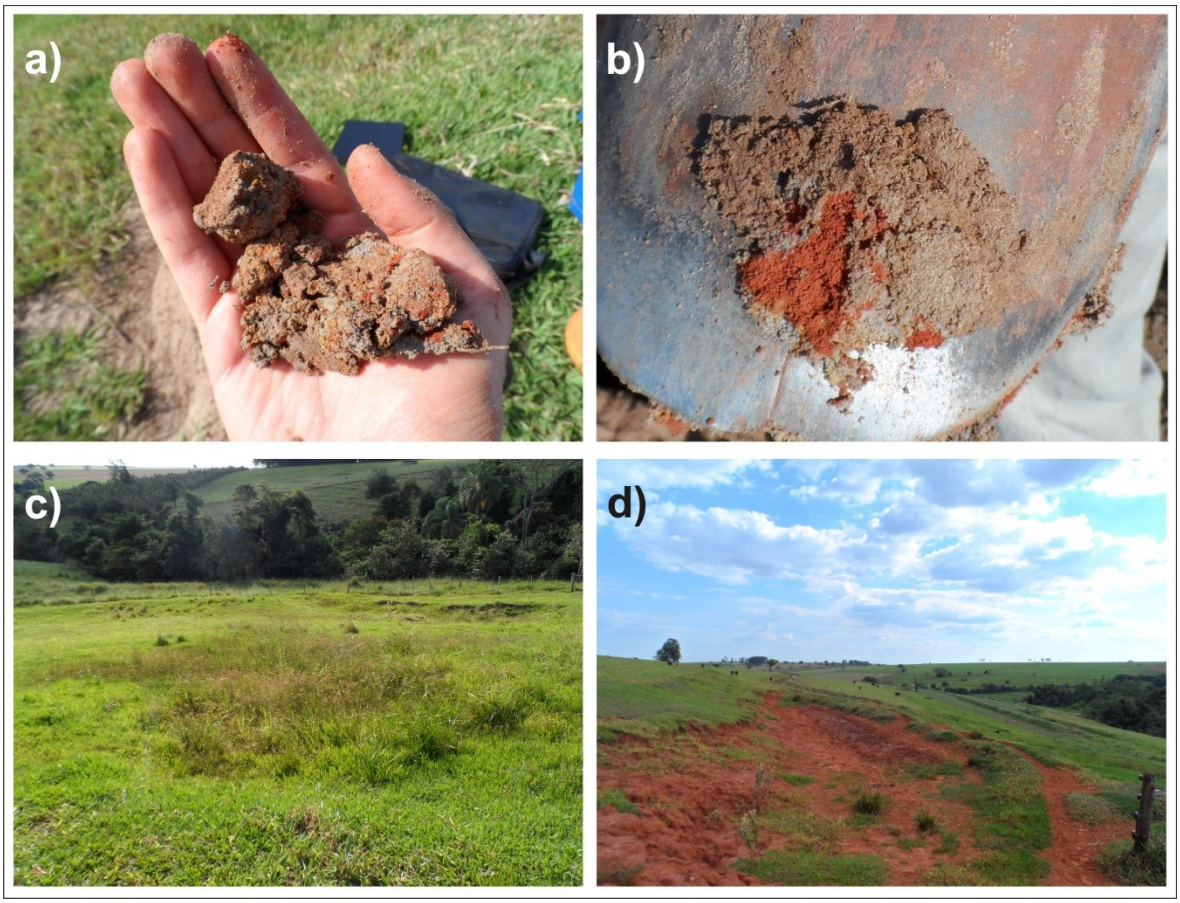
Figura 41. Descrição geral e análise morfológica do perfil de solo nº 5

GLEISSOLO HÁPLICO Tb DISTRÓFICO (GXbd)					
Data	24/03/2018				
Identificação	Solos desenvolvidos				
Localização	Fazenda Boa Vista, na zona rural de Santa Cruz do Rio Pardo - SP				
Situação e declive	Terço médio da vertente com declividade inferior a 20 %				
Coordenadas UTM	644569 m E e 7474232 m S				
Cobertura vegetal primária e atual	Floresta estacional semidecidual e gramínea				
Altitude	592 m				
Litologia e formação	Arenito de granulação fina a muito fina da Formação Adamantina (Grupo Bauru)				
Cronologia	Cretáceo				
Relevo local	Planalto Centro-Ocidental (colinas amplas e baixas)				
Erosão	Em sulcos superficiais e frequentes				
Drenagem	Acentuadamente drenado nos horizontes Ap e $B_{(1)}$, Moderadamente drenado no horizonte $B_{(2)}$ e Mal drenado no horizonte $B_{(3)}$				
Uso atual	Pastagem. Nascente intermitente.				
Descrito e coletado por	Julio Cesar Demarchi				
Horizontes	Ap	$B_{(1)}$	$B_{(2)}$	$B_{(3)}$	
Profundidade (cm)	0 – 9	9 – 46	46 – 75	75 – 120+	
Características morfológicas	Cor 7,5 YR 4/3 (bruno); transição clara e ondulada; estrutura moderada, grande, granular; muitos poros, pequenos; consistência em solo seco: ligeiramente dura; em solo úmido: muito friável; não plástica e não pegajosa.	Cor 7,5 YR 5/4 (bruno); transição clara e ondulada; estrutura fraca, pequena, em blocos subangulares; muitos poros, pequenos; consistência em solo seco: macia; em solo úmido: muito friável; não plástica e não pegajosa.	Cor 10 YR 5/4 (bruno amarelado); transição clara e plana; estrutura forte, grande, em blocos subangulares; poros comuns, muito pequenos; consistência em solo seco: dura; em solo úmido: firme; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.	Cor principal: 7,5 YR 5/2 (bruno); Cores principais do mosqueamento: 10 R 4/8 (vermelho); 10 YR 6/8 (amarelo brunado); mosqueamento abundante, médio e proeminente; estrutura forte, grande, em blocos subangulares; poucos poros, muito pequenos; consistência em solo seco: dura; em solo úmido: firme; plástica e pegajosa.	
Tradagem mais próxima	Ponto 46				
Profundidade tradagem		0 – 20 cm		80 - 100 cm	
Areia	$g.kg^{-1}$	844		759	
Silte		63		59	
Argila		93		182	
Classe textural		Areia franca		Franco arenosa	

Elaboração e foto: Demarchi (2018).

O sub-horizonte $B_{(3)}$ apresenta cor bruna, com mosqueamento nas cores principais vermelha e amarela brunada (Figura 42.a e b), e sub-horizonte $B_{(2)}$, superior, apresenta cor bruna amarelada. Ambos os sub-horizontes sofreram o processo de redução do ferro devido à presença do aquífero livre e da deficiência de oxigênio, em função de sua demanda pela atividade biológica. Em sua proximidade há uma nascente intermitente (Figura 42.c), que alimenta o córrego afluente do Córrego da Boa Vista. O local de abertura da trincheira estava ocupado por pastagem na data da amostragem e apresentava erosões em sulco devido ao pisoteio do gado e à declividade (relevo ondulado) (Figura 42.d). O horizonte B glei tinha pouca umidade e não apresentava aspecto de água estagnada nas datas de amostragem por tradagem (16/04/2016) e da descrição do perfil (24/03/2018). Sendo essas datas caracterizadas pelo final do período chuvoso, depreende-se que atualmente o local apresenta variações sazonais ou está livre da ação do aquífero livre.

Figura 42. Perfil de solo nº 5 - Gleissolo Háplico Tb Distrófico: a e b) Mosqueamentos no horizonte $B_{(3)}$; c) Vegetação característica de áreas úmidas e nascentes; d) Relevo ondulado e erosão em sulco



Fotos: Demarchi (2016).

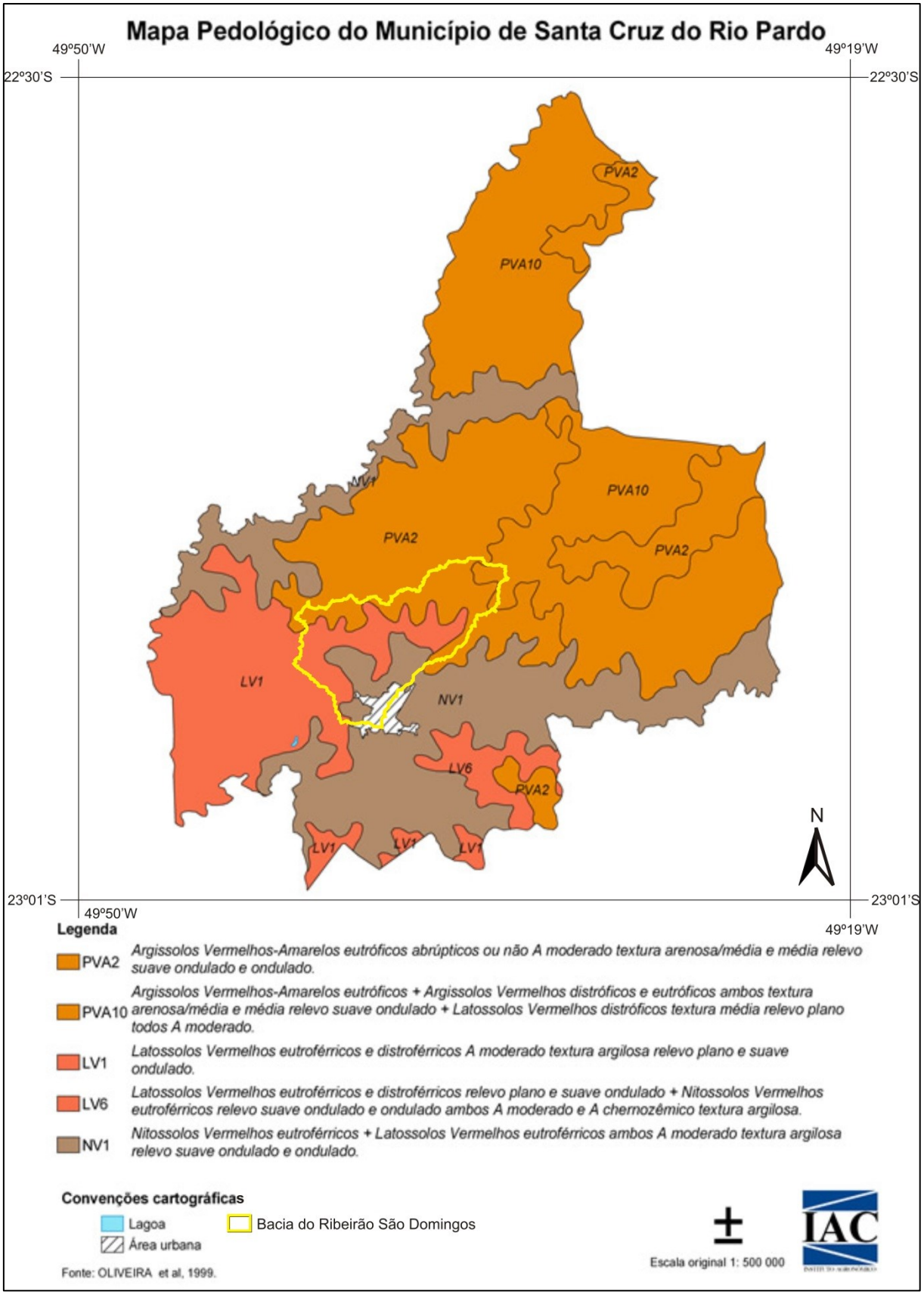
Em decorrência das características do relevo, do uso da terra e da textura grosseira, proveniente dos arenitos da Formação Adamantina, os Gleissolos das imediações do perfil nº 5 são suscetíveis à erosão acelerada, apesar da existência de terraços na área de pastagem. Entretanto, as demais classes e unidades de mapeamento de Gleissolos da área de estudo, de diferentes texturas, são ambientes nos quais há predomínio da deposição de sedimentos, por estarem situados em planícies de inundação. Algumas delas estão sujeitas à ação sazonal do aquífero livre, enquanto outras são permanentemente encharcadas.

A realização do levantamento e mapeamento semidetalhado dos solos da bacia do Ribeirão São Domingos partiu da necessidade de informações mais detalhadas e precisas para o cumprimento dos objetivos da pesquisa, o que não era fornecido pelos mapas preexistentes.

O mapa pedológico do Estado de São Paulo (OLIVEIRA et al., 1999), principal referência e fonte de informações sobre os solos da área de estudo até ter sido revisado por Rossi (2017), foi publicado na escala 1:500.000 e constitui uma compilação de levantamentos preexistentes em escritório, sem controle de campo ou análises de laboratório. Para o mapeamento do município de Santa Cruz do Rio Pardo, utilizou-se o mapa por compilação de solos do Estado de São Paulo produzido pelo SNLCS-EMBRAPA/IAC na escala 1:500.000, não publicado (CAMARGO et al., 1989), com a inclusão de delineamentos constantes do mapa RADAMBRASIL, folha Paranapanema, na escala 1:250.000 (BRASIL, [1984]). A área mínima delineada no mapa foi de 0,5 cm² com largura mínima de 0,3 cm, ou seja, aproximadamente 12,5 km², e as unidades de mapeamentos foram constituídas por: unidades de mapeamento simples (uma classe de solos), associação de duas ou mais classes e por grupamentos indiferenciados de solos pertencentes a treze ordens e vinte e três subordens. Trata-se, pois, de um mapa de reconhecimento de solos de baixa intensidade (ZIMBACK, 2003).

O mapa pedológico do município de Santa Cruz do Rio Pardo extraído do mapa produzido por Oliveira et al. (1999) e contendo o limite da área de estudo é apresentado na Figura 43.

Figura 43. Mapa pedológico do município de Santa Cruz do Rio Pardo



Fonte: Oliveira et al. (1999).
Adaptado por: Demarchi (2018).

No referido mapa, a bacia do Ribeirão São Domingos foi representada por quatro unidades de mapeamento discriminadas até o 5º nível categórico (família), com informações sobre o tipo de horizonte A, textura e tipo de relevo. Duas delas são unidades de mapeamento simples (PVA2 e LV1) e as outras duas (PVA10 e NV1) são associações de dois ou três tipos de solos diferenciados pelo 2º ou 3º nível categórico, de subordem e grande grupo, respectivamente.

A comparação entre o mapa de Oliveira et al. (1999) (Figura 43) e o mapa semidetalhado (Figura 36) possibilita fazer as seguintes observações:

- A unidade de mapeamento PVA2 representa os Argissolos Vermelho-Amarelos eutróficos, que não foram encontrados no mapa semidetalhado produzido nesta pesquisa. Neste mapa, foram individualizadas na área correspondente à unidade PVA2 as classes Latossolo Vermelho Distrófico (LVd), Argissolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos Distróficos (PVd e PVAd) e, em menor extensão, o Latossolo Vermelho Distroférrico (LVdf) e o Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd);

- A unidade de mapeamento NV1 agrupa as classes de Nitossolo e Latossolo Vermelho Eutroférrico, e não os discrimina. No mapa semidetalhado, os limites da unidade de mapeamento são aproximadamente coincidentes, mas individualiza as classes de Nitossolo Vermelho Eutroférrico e Distroférrico (NVef e NVdf), Latossolo Vermelho Distroférrico (LVdf). Em menor extensão, ocorrem os Latossolos Vermelhos Eutroférricos e Distróficos (LVef e LVd), sendo que estes ocupam parte da zona urbana de Santa Cruz do Rio Pardo;

- A unidade de mapeamento LV1 (Latossolo Vermelho Eutroférrico e Distroférrico), que se assenta sobre a Formação Geológica Serra Geral e em sua transição para a Formação Adamantina, coincide no mapa semidetalhado com inúmeras unidades de mapeamento. Em ordem de tamanho das manchas de solo, destacam-se as classes: Nitossolo Vermelho Distroférrico (NVdf) e Latossolo Vermelho Distrófico (LVd), Latossolo Vermelho Distroférrico (LVdf) e Nitossolo Vermelho Eutroférrico (NVef), e uma pequena mancha de Latossolo Vermelho Eutroférrico (LVef);

- A unidade de mapeamento PVA10, presente na porção nordeste da área de estudo, agrupa quatro classes de solo no 3º nível categórico, sendo apenas os Latossolos Vermelhos Distróficos (LVd) e os Argissolos Vermelhos Distróficos (PVd) coincidentes com as unidades identificadas no levantamento semidetalhado. A

textura, porém, é semelhante em ambos os mapas, sendo arenosa, média ou arenosa/média, esta relacionada aos Argissolos. Apesar de estarem localizados na transição entre as Formações Geológicas Adamantina e Marília (Figura 12), apresentam mais de 70 % da fração areia classificada como fina ou muito fina, característica dos arenitos de granulação fina e muito fina da Formação Adamantina.

- Os Gleissolos, restritos aos fundos de vale e áreas úmidas, não foram identificados no mapa de solos de Oliveira et al. (1999), dada sua área mínima mapeável de 12,5 km² e o fato de este ser um mapeamento de reconhecimento de baixa intensidade.

O Mapa Pedológico do Estado de São Paulo revisado (Figura 15 e Quadro 3) foi publicado por Rossi (2017) na escala 1:750.000 e também foi elaborado por compilação de mapas e dados já existentes em escritório, com reduzido controle de campo, realizado de forma expedita. O município de Santa Cruz do Rio Pardo, incluído na folha Marília, foi mapeado na escala 1:250.000, com área mínima mapeável de 225 ha, a partir dos delineamentos do mapa de Oliveira et al. (1999), e os limites das unidades de mapeamento foram atualizados pela interpretação dos mapas de geologia e relevo, incluindo hipsometria, declividade, padrões de drenagem e de dissecação do relevo, buscando associá-los aos padrões correspondentes dos levantamentos mais detalhados, existentes em outras regiões do Estado. Buscou-se também individualizar algumas associações de solos existentes no mapeamento anterior de escala 1:500.000, compatibilizando-as com os delineamentos de maior escala.

Outro mapa base utilizado na atualização do mapa pedológico, segundo Rossi (2017), é o mapa de unidades de terreno das regiões de Assis e Marília, desenvolvido por Pires Neto et al. (2006). Este mapa se baseia no conceito de tipo de relevo (DEMEK, 1967), considerado uma unidade taxonômica homogênea quanto à morfometria, morfografia, substrato rochoso, gênese e dinâmica, e que fornece os elementos básicos para a carac terização do relevo e o estudo das paisagens. As unidades de terreno correspondentes à bacia do Ribeirão São Domingos são as colinas amplas com vales encaixados, as colinas do sopé da escarpa (do Planalto Residual de Marília) e as colinas amplas do aplanamento inferior. Apenas os limites das colinas amplas com vales encaixados se aproximam dos limites da unidade de mapeamento NV15.

O mapa de Rossi (2017) também apresenta discrepâncias e convergências com o mapa semidetalhado elaborado na presente pesquisa.

As unidades de mapeamento LV11 e NV15 do mapa de Rossi (2017) correspondem a associações de solos oriundos do basalto da Formação Serra Geral, com destaque para os Latossolos Vermelhos Eutroférricos ou Distroférricos de textura argilosa ou muito argilosa e os Nitossolos Vermelhos Eutroférricos de textura muito argilosa. No mapa semidetalhado, as unidades de mapeamento foram individualizadas e seus limites são mais precisos. Destacam-se nele os Nitossolos Vermelhos Distroférricos, não identificados no mapa de Rossi (2017), além dos Latossolos Vermelhos Distroférricos (LVdf) e dos Nitossolos Vermelhos Eutroférricos (NVef). Embora os limites de ambos os mapas sejam aproximadamente coincidentes e coerentes com a formação geológica, há um prolongamento da unidade LV11 em direção às nascentes do Ribeirão Mandaçaia e do Córrego Sant'Ana, a nordeste da área de estudo (Figura 18), e no interflúvio do Córrego Pinheirinho e Ribeirão Santa Gema, a oeste, não coincidentes com o levantamento semidetalhado, cujas principais classes mapeadas foram, respectivamente, o Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd) e o Latossolo Vermelho Distrófico (LVd).

A unidade PVA1 do mapa de Rossi (2017) corresponde, na maior parte de sua área, aos Latossolos Vermelhos Distróficos de textura predominantemente média (LVd) identificados no mapeamento semidetalhado, constituindo discrepância entre os mapas. A unidade LV22, por sua vez, agrupa os Latossolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos Distróficos típicos e argissólicos (LVd e LVAd). No mapa semidetalhado, foram identificados nas mesmas áreas os Latossolos Vermelhos Distróficos. A mancha de solo, porém, continua além dos limites da área de estudo, que pode ter diferentes materiais de origem e justificar a cor vermelho-amarela.

Por fim, a classe PVA4 do mapa pedológico de Rossi (2017) agrupa os Argissolos Vermelho-Amarelos e Vermelhos Eutróficos (PVAe e PVe) e os Argissolos Vermelhos Distróficos (PVd). No mapa semidetalhado, todas as classes de solo identificadas até o 3º nível categórico são distróficas, predominando os Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos (PVAd), os Argissolos Vermelhos Distróficos (PVd) e uma mancha de Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd), além dos Gleissolos Háplicos Ta e Tb Distróficos nos fundos de vale. Já as texturas mapeadas foram arenosa e arenosa/média, enquanto Rossi (2017) identificou, além de solos de textura arenosa/média, a textura média em todo o perfil.

A comparação entre as unidades de mapeamento e sua localização nos mapas pedológicos do Estado de São Paulo de Oliveira et al. (1999), Rossi (2017) e do mapa semidetalhado produzido nesta pesquisa evidenciou que embora suas características fossem coerentes com as formações geológicas e sua distribuição espacial, as concepções e escalas de elaboração dos mapas pedológicos estaduais são diferentes das do mapa semidetalhado. A produção daqueles mapas de reconhecimento de baixa intensidade por compilação de levantamentos preexistentes, com reduzido ou nenhum controle de campo, e em escalas pequenas, comprometeu sua precisão, eliminou manchas de solo de pequena extensão espacial e agrupou classes distintas, sobretudo de 1º nível categórico (ordens), em unidades de mapeamento denominadas associações de solos. Também merecem destaque algumas manchas de solo distintas das identificadas no levantamento semidetalhado já no 1º nível categórico.

As metodologias de elaboração dos mapas de Oliveira et al. (1999), Rossi (2017) não comprometem sua qualidade e utilização prática no planejamento agrícola e territorial na escala regional ou estadual, mas a inexistência de mapas de solo de maior escala e precisão, e a necessidade de mapas e informações detalhadas de seus atributos físicos, químicos e morfológicos que possibilitassem a análise do seu potencial erosivo, de geração de escoamento superficial e de sua influência como fator direcionador do uso da terra, justificaram a realização do levantamento semidetalhado dos solos da bacia do Ribeirão São Domingos, a despeito de seu custo elevado, pago em parte com recursos do convênio PROEX / SICONV / PROPG-UNESP.

A erodibilidade e o potencial de geração de escoamento superficial dos solos aqui mencionados serão quantificados e discutidos nas modelagens de erosão e de inundações, respectivamente.

3.2 Uso da terra na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos: 1962, 1984, 2004 e 2018

O uso da terra da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos nos anos 1962, 1984, 2004 e 2018 deve ser compreendido a partir do contexto histórico do município de Santa Cruz do Rio Pardo, relacionado aos aspectos econômicos, políticos, sociais e ambientais do país neste período, como a Revolução Verde, a

substituição da cultura do café pelas culturas anuais, pastagens e pelo cultivo da cana-de-açúcar, este impulsionado por políticas do Governo Federal como o Programa Nacional do Álcool (Proálcool), o crescimento das cidades, a revolução tecnológica e seus impactos no campo, entre outros fatos.

Os mapas de uso da terra do mês de janeiro dos anos 1962, 1984, 2004 e 2018 estão apresentados nas Figuras 44 a 47. A Tabela 22 apresenta as áreas ocupadas pelas classes de uso da terra dos quatro períodos analisados.

A ocupação do espaço do Planalto Ocidental Paulista se deu, segundo Monbeig (1984), entre o final do século XIX e as primeiras décadas do século XX, em “franjas pioneiras”, mediante destruição das florestas para a implantação da lavoura de café. Segundo relato do autor, após a delimitação das fazendas e sítios por agrimensores, os pioneiros traçaram os lotes na floresta, abriram estradas e caminhos, construíram os primeiros ranchos e, em seguida, o agricultor começou a derrubada, seguida pela “roçada”, ou seja, derrubada de árvores e limpeza de cipós e arbustos. Essa etapa geralmente ocorria na estação seca. Quando os restos estavam amontoados e suficientemente secos no solo, formando “coivaras”, ateava-se fogo. Em seguida, o solo era cultivado em meio às cinzas ainda quentes, entre os troncos e tocos que haviam acabado de queimar e que apodreceriam no chão. Essa intervenção do homem modificou as condições hidrológicas, tendo como resultado a deterioração radical dos solos, tanto das “terras roxas”, atuais Nitossolos Vermelhos, naturalmente mais férteis, quanto dos solos arenosos do grupo Bauru, o que levou os fazendeiros a constantemente abandonarem as terras após a queda da produtividade e partirem para o desbravamento de novas áreas, que eram abundantes.

Figura 44. Uso da terra da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos – ano 1962

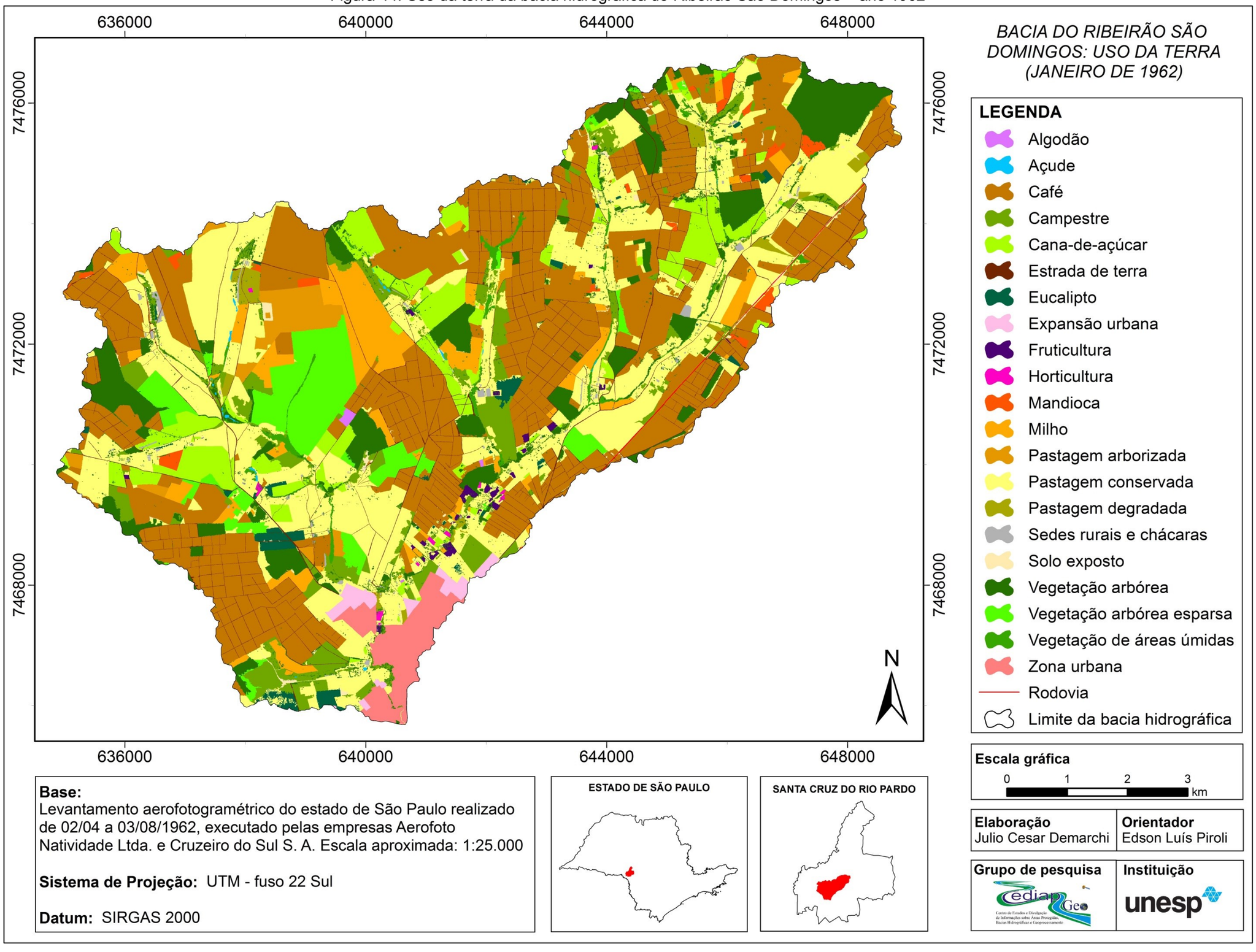


Figura 45. Uso da terra da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos – ano 1984

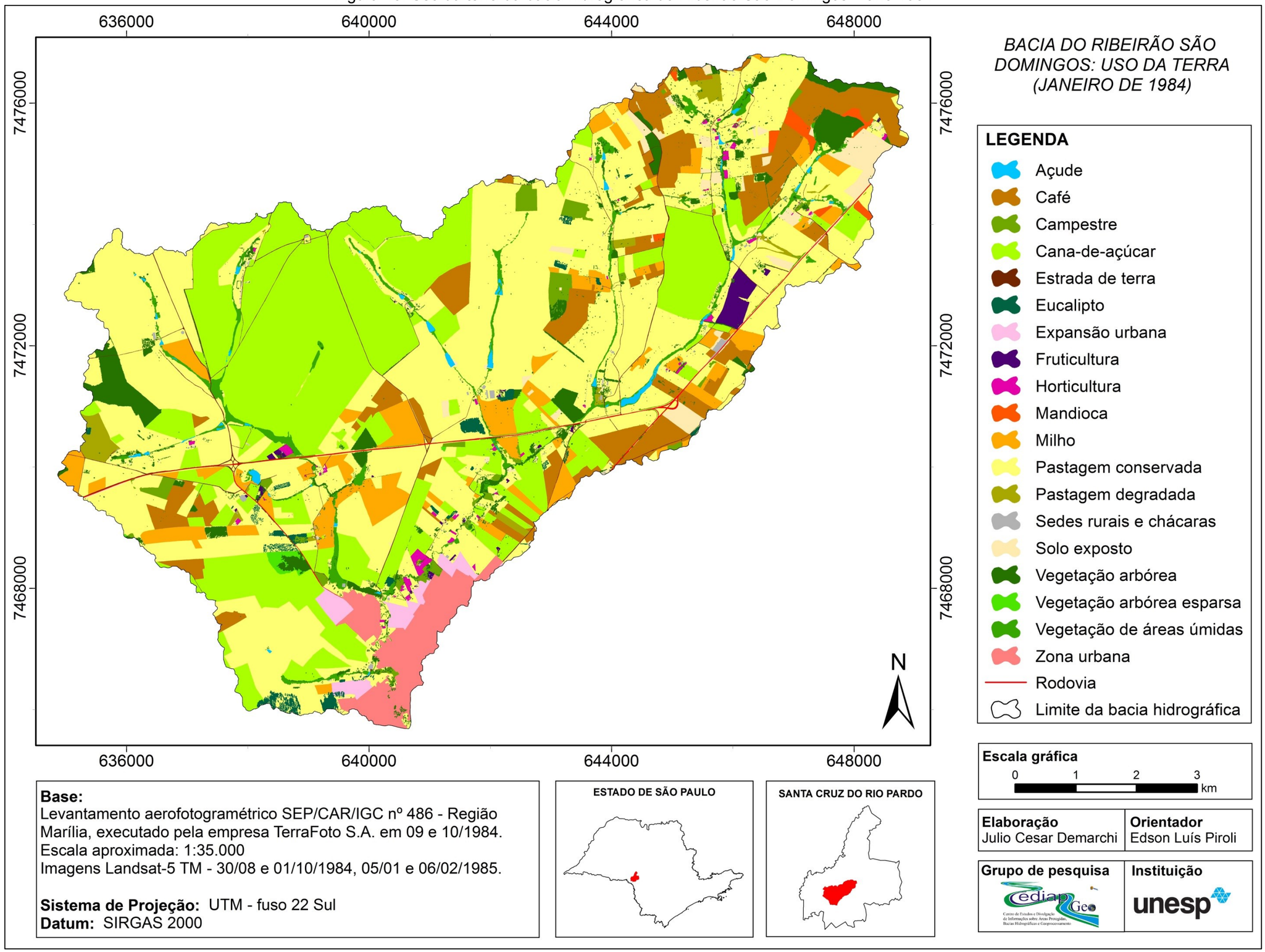


Figura 46. Uso da terra da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos – ano 2004

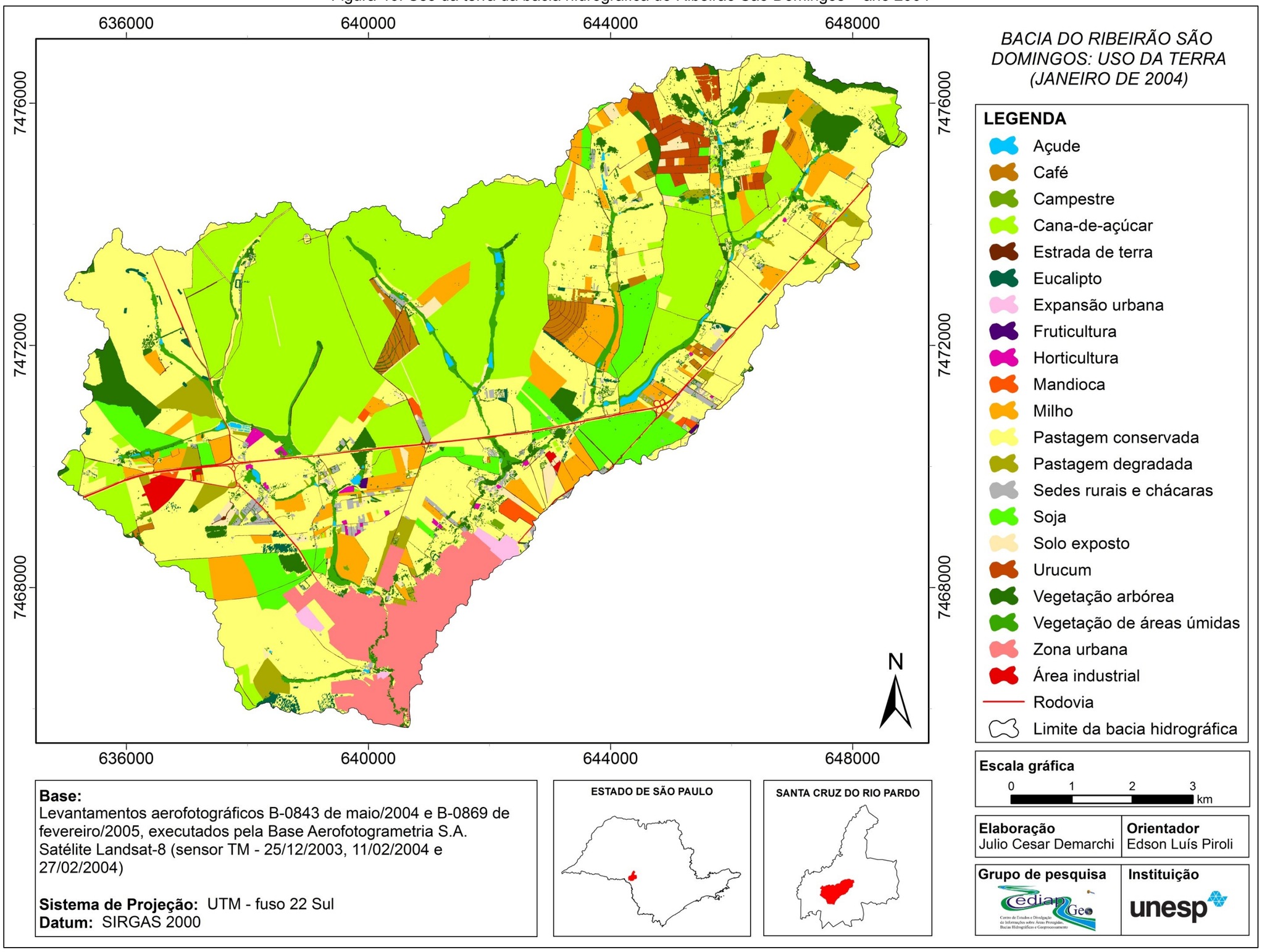


Figura 47. Uso da terra da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos – ano 2018

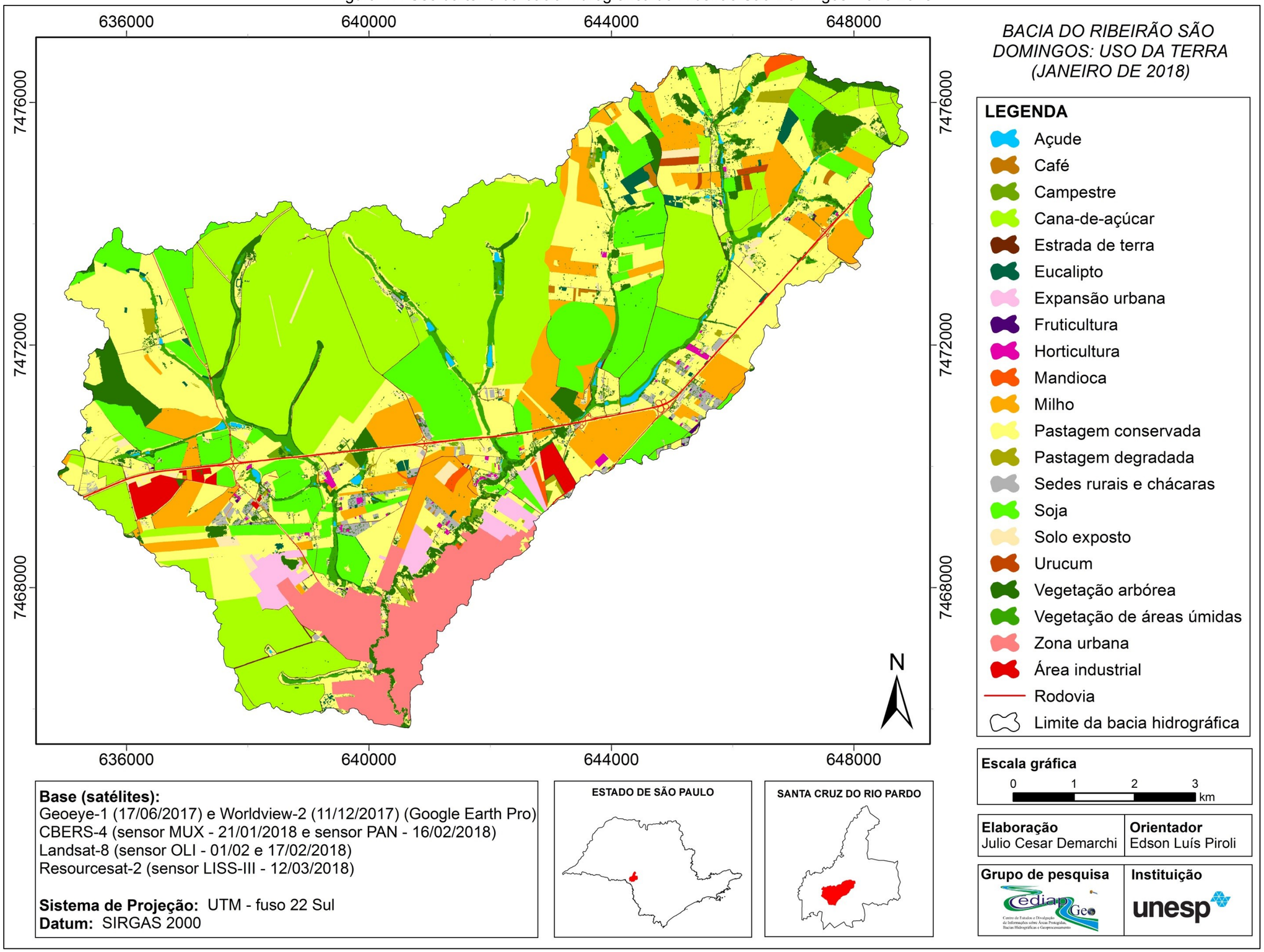


Tabela 22. Áreas das classes de uso da terra da bacia do Ribeirão São Domingos nos anos 1962, 1984, 2004 e 2018

Classe de uso da terra	1962		1984		2004		2018	
	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)
Açude	5,09	0,06	32,11	0,41	37,42	0,48	34,71	0,44
Algodão	5,43	0,07	-	-	-	-	-	-
Área industrial	-	-	-	-	28,80	0,36	70,68	0,90
Café	2.672,67	33,93	614,48	7,80	94,29	1,20	11,43	0,14
Campestre	445,28	5,65	97,17	1,23	14,04	0,18	17,84	0,22
Cana-de-açúcar	493,33	6,26	2.050,49	26,03	2.209,40	28,05	2.274,07	28,87
Estrada de terra	158,13	2,01	56,48	0,72	91,94	1,17	58,94	0,75
Eucalipto	73,21	0,93	53,49	0,68	40,14	0,51	51,99	0,66
Expansão urbana	51,10	0,65	69,28	0,88	31,74	0,40	121,07	1,54
Fruticultura	22,32	0,28	41,64	0,53	2,83	0,04	3,64	0,05
Horticultura	7,35	0,09	28,04	0,36	16,52	0,21	20,57	0,26
Mandioca	60,62	0,77	34,65	0,44	25,24	0,32	26,79	0,34
Milho	394,53	5,01	457,26	5,80	515,06	6,54	770,08	9,77
Pastagem arborizada	128,59	1,63	-	-	-	-	-	-
Pastagem conservada	1.853,34	23,53	3.337,98	42,37	2.854,49	36,24	1.965,29	24,95
Pastagem degradada	60,01	0,76	70,27	0,89	160,94	2,04	48,08	0,61
Rodovia	8,56	0,11	27,61	0,35	48,32	0,61	50,08	0,64
Sedes rurais e chácaras	32,11	0,41	18,55	0,24	91,50	1,16	96,02	1,22
Soja	-	-	-	-	383,32	4,86	1.007,33	12,79
Solo exposto	35,09	0,45	148,35	1,88	97,21	1,23	105,46	1,34
Urucum	-	-	-	-	109,17	1,39	17,62	0,22
Vegetação arbórea	740,09	9,39	334,28	4,24	424,58	5,39	474,97	6,03
Vegetação de áreas úmidas	63,00	0,80	160,78	2,04	193,35	2,45	190,43	2,42
Vegetação esparsa	394,36	5,01	11,47	0,15	-	-	-	-
Zona urbana	173,43	2,20	233,26	2,96	407,34	5,17	460,55	5,84
Total	**7.877,64**	**100**	**7.877,64**	**100**	**7.877,64**	**100**	**7.877,64**	**100**

Nas típicas fazendas cafeeiras estabelecidas desde o início do século XX, o café era soberano, ocupando os melhores solos e abrigado das geadas. Uma parcela mínima do solo, geralmente de pior qualidade, era deixada à disposição dos colonos para os cultivos de subsistência e da cana-de-açúcar, utilizada na fabricação de aguardente e na alimentação dos animais em caso de seca prolongada (MONBEIG, 1984). A ocupação do Planalto Ocidental Paulista também foi direcionada pelas estradas de ferro, que orientaram a derrubada da mata, o estabelecimento das fazendas e a fundação das cidades e vilas ao redor das estações. No município de Santa Cruz do Rio Pardo, foi implantado em 1908 um ramal da Estrada de Ferro Sorocabana ligando o município à cidade de Bernardino de Campos, utilizado no escoamento da produção cafeeira do município e no transporte de passageiros. O município, porém, foi fundado em 1875, antes da construção da ferrovia. O ramal foi desativado em 1966 com o advento da indústria automobilística, mas a despeito das dívidas vultosas contraídas pela administração municipal para sua construção, foi fundamental para seu desenvolvimento econômico na primeira metade do século XX.

No ano 1962, o processo de substituição das florestas nativas pelas áreas de pastagem e agricultura ainda estava em andamento. As florestas nativas (vegetação arbórea) existiam em grandes fragmentos que, no ano 1984, já haviam sido convertidos em campos agrícolas. Identificaram-se ainda grandes fragmentos de vegetação arbórea esparsa em processo de desmatamento, mas com o dossel cobrindo a maior parte do solo, além das áreas campestres, caracterizadas por apresentarem “um estrato predominantemente arbustivo, esparsamente distribuído sobre um tapete gramíneo-lenhoso” (IBGE, 2013, p. 98), as quais praticamente deixaram de existir nas décadas posteriores, e das pastagens arborizadas, áreas já ocupadas por gramíneas e pelo gado que conservaram, porém, parte da vegetação nativa esparsamente distribuída sobre elas.

A principal cultura agrícola era o café, cultivada em grandes fazendas em 33,93 % da área da bacia do Ribeirão São Domingos, seguida das pastagens que, excetuando a arborizada, totalizam 24,29 % da área de estudo. A cultura da cana-de-açúcar já ocupava área expressiva, de 6,26 % da superfície total, mas em áreas agrícolas isoladas, sendo parte dela destinada ao consumo do gado nas próprias propriedades rurais ou fabricação de aguardente. A localização das lavouras de café nas fazendas e sítios (Figura 44) condizia com o apontado por Monbeig (1984), pois

os talhões ocupavam as terras de maior altitude e menor exposição às geadas e, preferencialmente, de relevos de menor declive. No terço inferior das vertentes observavam-se as sedes rurais, pastagens, culturas de subsistência e áreas campestres.

Entre 1962 e 1984, a área cultivada com café reduziu de 2.672,67 ha para 614,48 ha na área de estudo. O contexto histórico em que esse processo ocorreu é explicado por Serra (2001). Embora o autor aborde o processo de ocupação e as transformações ocorridas na estrutura agrária do norte do Paraná até a década de 1970, os fatos também se estendem ao município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP.

No período de 1962 a 1968, o Grupo Executivo de Racionalização da Agricultura (GERCA), ligado ao Instituto Brasileiro do Café (IBC), desenvolveu dois programas de erradicação dos cafezais antieconômicos do país, com o objetivo de modernizar a cafeicultura brasileira e substituir os cafezais por outras lavouras em bases modernas, indenizando os cafeicultures e permitindo, na primeira fase do programa, a escolha da cultura substituta, sendo as culturas mais utilizadas no norte do Paraná as pastagens, o algodão e o milho; na segunda fase, as regras se tornaram mais rígidas no sentido de estimular a substituição do café por pastagens e culturas anuais, e a implantação de práticas de conservação do solo. No estado de São Paulo, de 1962 a 1967 foram erradicados 299.364.000 cafeeiros, liberando para outros cultivos a área de 366.897 ha (CARVALHO, 1999).

Além de a substituição do café e a modernização da agricultura estarem em curso, com cultivos mais intensivos em capital inclusive na lavoura cafeeira, e o processo estivesse mais avançado nos estados de São Paulo e do Rio Grande do Sul e mais atrasado no Paraná, as lavouras foram atingidas por geadas fortes nas décadas de 1950 e 1960, sendo que a grande geada ocorrida em 1975 dizimou o parque cafeeiro do norte do Paraná e também do centro-oeste paulista, forçando sua substituição por outros cultivos (SERRA, 2001).

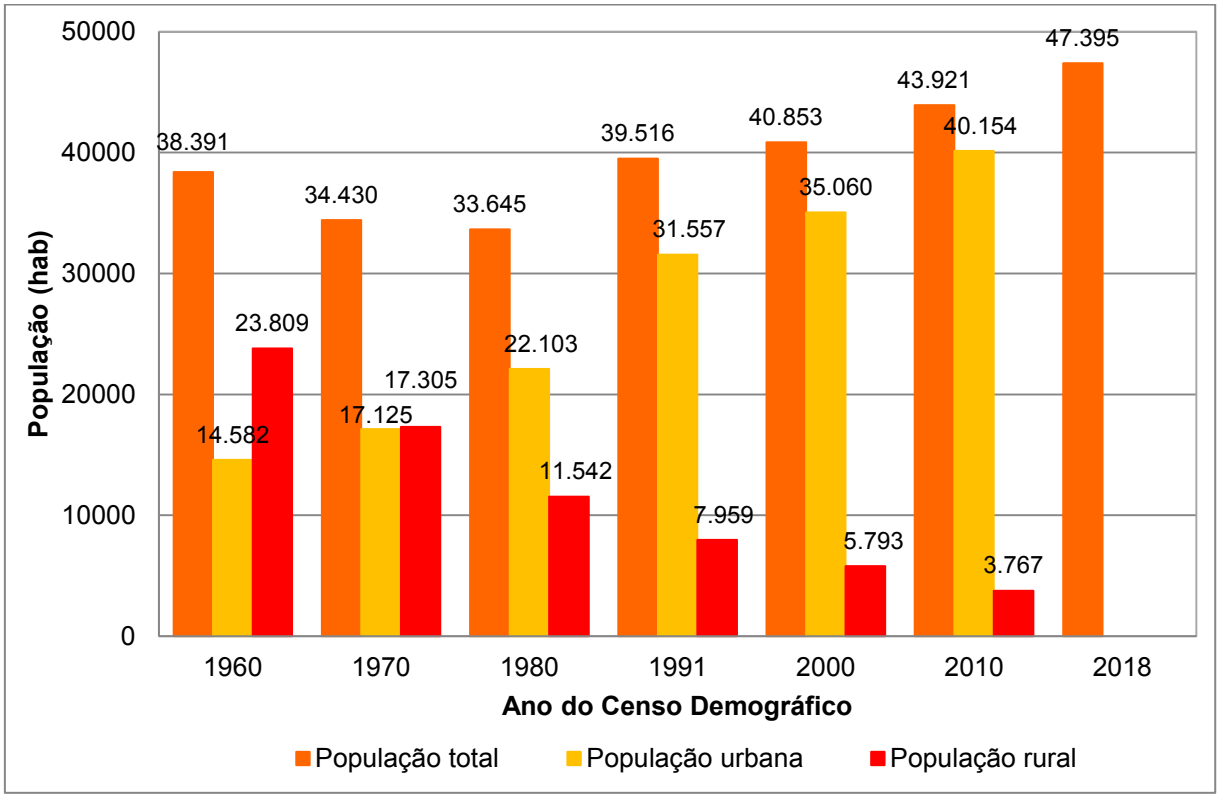
A partir de então, se consolidou a modernização da agricultura, que substituiu a agricultura tradicional dependente do trabalho familiar pela produção dependente de capital e voltada para o mercado. Esse processo já estava em curso na década de 1950, a partir da importação do pacote tecnológico dos Estados Unidos pelo governo brasileiro denominado “Revolução Verde”, e sustentou a chamada modernização conservadora no campo brasileira, adotada pelo regime militar. Com uma política de créditos subsidiados para a compra de máquinas agrícolas,

sementes selecionadas e insumos, as lavouras melhoraram seu rendimento e se tornaram essencialmente capitalistas. Na década de 1970, o setor agrícola se integrou a outros setores da economia, como os fornecedores de máquinas, insumos e sementes, estabelecendo as bases para o surgimento dos complexos agroindustriais (SERRA, 2001).

Todos esses fatos, somados à implantação do Estatuto do Trabalhador Rural em 1963, que garantiu aos trabalhadores rurais os direitos desfrutados na época pelos trabalhadores urbanos, fizeram a necessidade de mão-de-obra reduzir drasticamente e provocaram a expropriação e expulsão dos parceiros, arrendatários, pequenos posseiros e pequenos proprietários do campo, sendo que estes últimos não tinham como fazer frente ao investimento necessário para implantação da agricultura moderna. Esse processo acelerou a diferenciação socioeconômica entre trabalhadores rurais, pequenos, médios e grandes proprietários. As alternativas encontradas pelos trabalhadores rurais foram: a migração para estados do Centro-Oeste, Norte e Paraguai para desbravar a fronteira agrícola em expansão, a migração para as periferias das cidades para tentar ganhar a vida como “bóia fria” ou trabalhador volante, ou a permanência no campo, tentando disputar o restrito mercado de trabalho nas lavouras modernas e com remunerações baixas (SERRA, 2001).

Esses movimentos populacionais ocorreram no município de Santa Cruz do Rio Pardo, como evidencia a Figura 48. Em 1960, 62 % da população era rural e 38 % urbana. Em 1970, o tamanho das populações praticamente se igualou, e em 1980 a população urbana passou a representar 65,7 % da população total. Houve, também, redução da população total nessas duas últimas décadas, decorrente da migração da população rural para outros municípios, seja para trabalhar na agricultura ou nos setores secundário e terciário das cidades. O Censo demográfico de 1991 apontou novo crescimento populacional do município e aumento progressivo da população urbana, que atingiu 91,4 % no ano 2010. Esses fenômenos derivam do desenvolvimento industrial da cidade, sobretudo do setor agroindustrial do arroz e da indústria do calçado e, mais recentemente, da agroindústria de nutrição animal.

Figura 48. População total, urbana e rural do município de Santa Cruz do Rio Pardo (Censo demográfico 1960 a Estimativa populacional 2018)[14]



Fonte: FIBGE (1960); FIBGE (1970); FIBGE (1982); FIBGE (1991); FIBGE (2000); IBGE (2010); IBGE (2018).
Organização: Demarchi (2019).

No ano 1984, à redução das lavouras de café seguiu-se o aumento das pastagens, que passaram a ocupar 43,26 % da área da bacia hidrográfica, e das lavouras de cana-de-açúcar, com 26,03 % de sua superfície, sendo que estas se desenvolveram em grandes propriedades, nos moldes da agricultura capitalista. Grande parte da cana-de-açúcar cultivada na área de estudo é destinada ao abastecimento da Usina São Luiz, indústria sucroalcooleira situada no município vizinho de Ourinhos – SP.

O crescimento das lavouras de cana-de-açúcar se deu no contexto político e econômico da criação do Programa Nacional do Álcool, o Próalcool, pelo decreto-lei nº 76.593 de 14 de novembro de 1975, com o objetivo de buscar a suficiência energética do país frente ao aumento brusco dos preços do petróleo pelos países da OPEP em 1973, além de desenvolver o setor sucroalcooleiro com o fomento da tecnologia, do emprego e da renda, e levar o Brasil à posição de liderança mundial

[14] A população de 2018 foi estimada pelo IBGE. Portanto, não há dados estimados de população urbana e rural.

na produção de combustíveis biorrenováveis. Nesta primeira etapa do programa, o Governo Federal adotou políticas de incentivo à produção do etanol anidro e aumentou gradativamente sua porcentagem misturada à gasolina C, além de assegurar um rendimento mínimo para o produto, em paridade com o preço do açúcar (TONIN; TONIN, 2014).

No período de 1974 a 1979, a intensificação das pesquisas em inovações tecnológicas pela agroindústria canavieira possibilitou o desenvolvimento do etanol hidratado, com a finalidade de expandir seu mercado. Paralelamente a esse fato, a indústria automobilística desenvolveu um veículo movido exclusivamente a etanol hidratado, que começou a ser vendido em 1978. Com o segundo choque do petróleo em 1979 e a elevação dos juros internacionais, as metas de produção de etanol hidratado aumentaram e, concomitantemente, cresceram os sistemas de crédito para a construção de destilarias autônomas a partir de recursos contraídos do Banco Mundial e desembolsados pelo Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES). Ademais, um protocolo de atuação assinado pelo governo com a Associação Nacional de Fabricantes de Veículos Automotores (ANFAVEA) estabeleceu cotas mínimas de produção de veículos movidos a etanol, fazendo com que sua participação na produção de veículos leves atingisse quase a totalidade em 1984 (TONIN; TONIN, 2014).

O ano 1984 foi marcado ainda pela redução das áreas de vegetação arbórea densa, esparsa e de áreas úmidas ao menor nível entre os períodos analisados na área de estudo, que juntas passaram a representar 6,43 % da superfície da bacia hidrográfica contra 15,2 % em 1962. A cultura do milho teve leve aumento de área, em substituição às lavouras de café.

No ano 2004, os cafeeiros já haviam sido quase todos extintos. A principal cultura agrícola, com exceção da pastagem, passou a ser a cana-de-açúcar, que se consolidou passando a ocupar a área de 2.209,4 ha, equivalente a 28,05 % das terras da área de estudo. A área produtora se concentrou na porção centro-norte, nas Fazendas São Domingos e Santa Cândida, e leste da bacia do Ribeirão São Domingos, sendo a primeira área de solo predominantemente argiloso e a segunda, de solos arenosos provenientes do arenito Adamantina.

A consolidação das lavouras de cana-de-açúcar se deu no contexto da desregulamentação de seus preços ocorrida em 1999 e do fortalecimento do poder de decisão dos setores da cadeia produtiva do setor, como a UNICA (União da

Indústria de Cana-de-Açúcar) e outras associações, na garantia da produção e da demanda pelo etanol; da diversificação e especialização na produção de açúcar e etanol almejando os mercados da indústria alcoolquímica, de alimentos e bebidas; da internacionalização da agroindústria canavieira por meio da aquisição de usinas por grupos empresariais estrangeiros; e do lançamento de veículos *flex fuel* em abril de 2003 que, com benefícios fiscais do governo como a redução do Imposto sobre Produtos Industrializados (IPI), tornou sua comercialização vantajosa e favoreceu a demanda por etanol hidratado. Neste período histórico, houve crescimento da produção da cana-de-açúcar nos estados do Centro-Sul do Brasil em detrimento da região Nordeste, em razão da disponibilidade de terras excelentes para a expansão e mecanização da produção, além de vantagens comparativas no valor do frete até as refinarias e o porto de Santos (TONIN; TONIN, 2014).

Também no ano 2004 foi observada a presença da cultura da soja, ocupando 4,86 % da área da bacia hidrográfica, ou 383,32 ha, mas que não foi cultivada no local em 1984. Seu cultivo teve área aumentada na safra 2017/2018, passando a ocupar 1.007,33 ha ou 12,79 % da superfície da bacia. Sendo o principal produto de exportação do país, a produção de soja no Brasil na safra 2017/2018 foi de 116,996 milhões de toneladas, cultivadas em 35,1 milhões de hectares, dando a produtividade de 3.333 kg/ha. O Brasil é o segundo maior produtor mundial de soja, atrás apenas dos Estados Unidos, que na safra 2017/2018 produziu 119,518 milhões de toneladas em 36,228 hectares, tendo a produtividade de 3.299 kg/ha, inferior à produtividade da soja brasileira. O consumo interno da soja em grão foi de 59 milhões de toneladas anuais, tendo sido exportadas 68,1 milhões de toneladas de soja em grão, 14,2 milhões de toneladas de farelo e 1,3 milhões de toneladas de óleo provenientes da safra 2017/2018. Todos esses dados foram levantados pela CONAB, USDA e Agrosat, e apresentados pela EMBRAPA Soja (2018).

De acordo com Campos (2010), os dois principais usos da soja são: o farelo para incremento da ração animal e a fabricação de óleo de cozinha. Segundo a autora, a *commodity* já possuía mercado interno e externo desde a década de 1960, e se beneficiou da quebra da safra em outros países do mundo, das restrições à exportação da soja dos EUA pelo seu governo, do aumento dos preços globais e de créditos agrícolas e subsídios do Governo Federal nas décadas de 1960 e 1970 para se inserir no mercado internacional, no qual vem desempenhando papel cada vez mais significativo. Além da soja, o milho foi crescentemente cultivado na bacia

do Ribeirão São Domingos, atingindo 770,08 ha ou 9,77 % de sua área total em 2018. Com o aumento da área cultivada pelas *commodities* agrícolas soja e milho, e a estabilização da lavoura da cana-de-açúcar, as pastagens perderam área no ano 2018, passando a representar apenas 25,56 % de sua área. As culturas anuais e pastagens, entretanto, têm grande potencial de conversão de uso entre si, determinadas pela cotação dos produtos agrícolas e do gado e pelas estratégias de rotação de culturas e manejo do solo.

As transformações no uso da terra na bacia do Ribeirão São Domingos aqui discutidas, no recorte temporal de 1962 a 2018, evidenciam inúmeras mudanças na paisagem, conceito operacional que permite a compreensão do espaço geográfico. A paisagem é entendida como forma e funcionalidade, ou seja, o processo de constituição e reconstituição de formas em conjugação com a dinâmica social, que privilegia a coexistência de objetos e ações sociais em sua face econômica e cultural, além de elementos naturais já transfigurados, ou seja, a natureza artificializada, de acordo com a definição de Suertegaray (2001), abordada no item 1.1 desta tese.

No contexto da bacia do Ribeirão São Domingos e do município de Santa Cruz do Rio Pardo, a paisagem agrária das lavouras cafeeiras existentes até a década de 1960 possuía forma material definida, nos moldes das grandes fazendas produtoras, que predominavam em área, com suas extensas lavouras de café nos relevos de maior altitude, os terreiros de secagem e processamento do café, as áreas destinadas às culturas de subsistência, a sede da fazenda e a residência do administrador, as colônias de trabalhadores rurais, meeiros, entre outros, dispostas em linha reta nas proximidades dos córregos, juntamente com os armazéns, escolas rurais, características de um período em que a população era predominantemente rural e as principais fontes de renda estavam no campo. Essas paisagens tinham funcionalidade própria, determinadas pelas forças produtivas e pelas relações de produção, ou seja, pelas relações homem-natureza e homem-homem.

Com a modernização da agricultura, o declínio da lavoura cafeeira, as mudanças nas relações de produção e nas forças de produção a partir da década de 1970, a população rural entrou em declínio em favor da urbanização e, gradativamente, tomou forma a agricultura capitalista, tecnificada, fazendo uso de máquinas agrícolas modernas, sementes e defensivos agrícolas selecionados, entre outras inovações. A paisagem rural mudou de forma, com extensas áreas cultivadas

pelas *commodities* agrícolas cana-de-açúcar, milho e soja, o uso de práticas de conservação do solo, e mesmo a vegetação arbórea vem sendo aos poucos restaurada para adequação das propriedades rurais produtoras à legislação florestal. A zona urbana cresceu e novas infraestruturas e serviços se estruturaram, como as rodovias, escolas, serviços de saúde, lazer, entre outros, ou seja, novos objetos naturais, socioeconômicos, tecnificados e mesmo culturais surgiram. Esse processo, entretanto, é resultado de mudanças na funcionalidade da paisagem, submetidas a novas relações de produção, forças produtivas e relações político-jurídicas e ideológico-culturais que marcam as relações sociedade-natureza na teoria marxista, distintas das relações estabelecidas no período cafeeiro, conduzidas por atores locais e imperativos nacionais/globais em nome da reprodução do capital.

As Tabelas 23 a 25 a seguir apresentam as matrizes de transição dos usos da terra nos intervalos de tempo 1962-1984, 1984-2004 e 2004-2018, respectivamente. A diagonal principal das tabelas revelam as áreas (km²) das classes de uso que não sofreram alteração em cada intervalo de tempo analisado, e os demais valores revelam as transições, ou seja, a contribuição de cada classe de uso do período anterior, representada na linha, para a composição de cada classe de uso da terra no período seguinte, representada na coluna.

Tabela 23. Matriz de transição dos usos da terra entre 1962 e 1984 (área em km²)

Ano 1962	**Ano 1984**							
	CAF	**CAM**	**CAN**	**MIL**	**PAS**	**VAR**	**ZUR**	**OUU**
CAF - Café	3,26	0,51	5,76	1,84	14,20	0,26	0	0,90
CAM - Campestre	0,10	0,14	0,82	0,44	2,17	0,53	0,10	0,15
CAN - Cana-de-açúcar	0,26	0	2,04	0,15	2,21	0,11	0,01	0,16
MIL - Milho	0,20	0	2,11	0,04	1,23	0,06	0	0,29
PAS - Pastagem	0,68	0,19	5,42	1,52	9,53	0,90	0,67	1,51
VAR - Veg. arbórea	1,40	0,09	3,83	0,35	2,76	2,90	0,02	0,62
ZUR - Zona urbana	0,00	0	0	0	0,06	0,03	2,16	0
OUU - Outros usos	0,27	0,04	0,54	0,22	1,93	0,28	0,04	0,77

Tabela 24. Matriz de transição dos usos da terra entre 1984 e 2004 (área em km²)

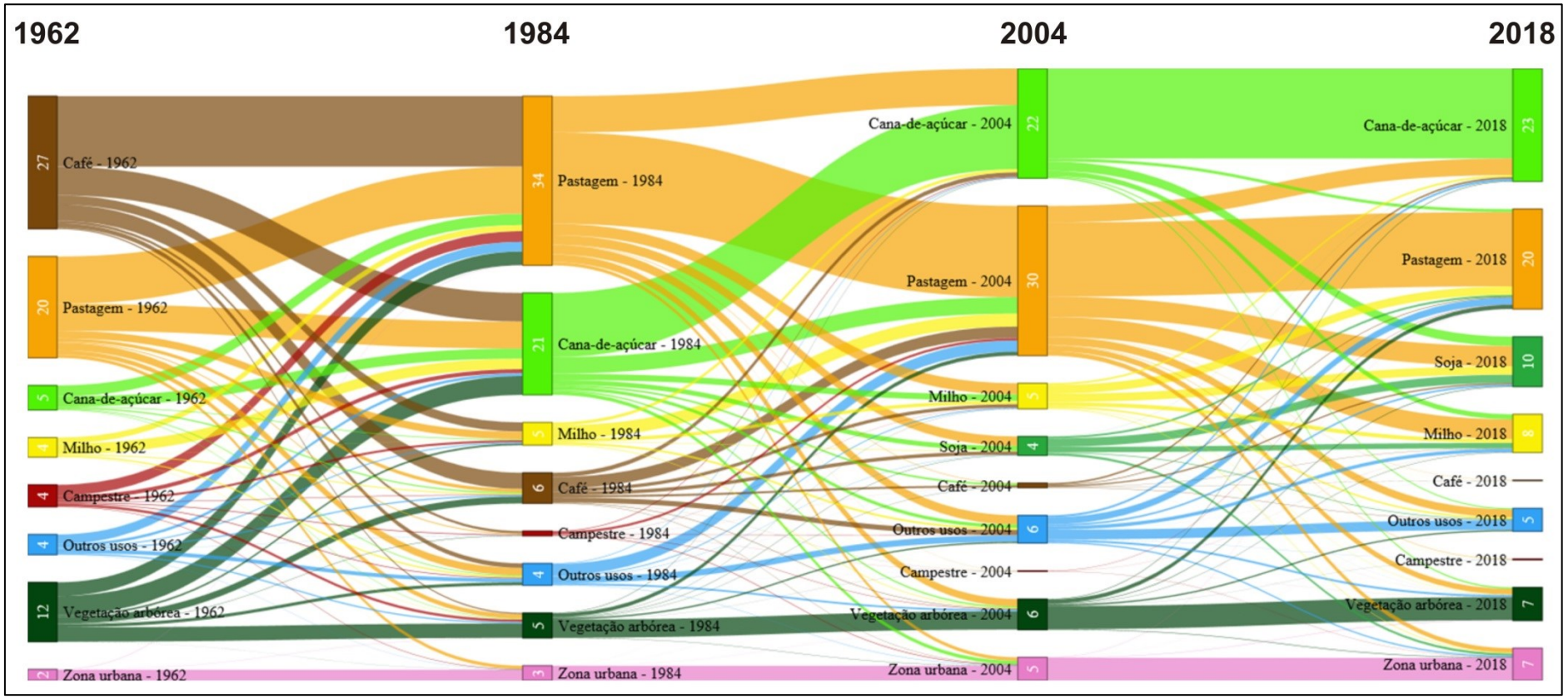
Ano 1984	Ano 2004								
	CAF	**CAM**	**CAN**	**MIL**	**PAS**	**VAR**	**ZUR**	**OUU**	**Soja**
CAF - Café	0,40	0,03	0,87	0,67	2,30	0,10	0,07	1,04	0,71
CAM - Campestre	0,01	0,02	0,14	0,03	0,49	0,09	0,12	0,06	0
CAN - Cana-de-açúcar	0,36	0	12,93	1,26	3,32	0,28	0,71	0,67	0,97
MIL - Milho	0,00	0,02	0,61	0,69	2,60	0,14	0,01	0,40	0,10
PAS - Pastagem	0,11	0,04	7,32	2,26	18,38	1,51	0,69	1,85	1,91
VAR - Veg. arbórea	0,06	0,02	0,08	0,04	0,78	3,66	0,07	0,29	0,07
ZUR - Zona urbana	0,00	0	0	0	0,02	0,03	2,94	0	0
OUU - Outros usos	0,01	0,01	0,14	0,20	2,28	0,37	0,07	1,27	0,06

Tabela 25. Matriz de transição dos usos da terra entre 2004 e 2018 (área em km²)

Ano 2004	Ano 2018								
	CAF	**CAM**	**CAN**	**MIL**	**PAS**	**VAR**	**ZUR**	**OUU**	**SOJ**
CAF - Café	0,05	0	0,35	0,06	0,15	0,01	0	0,07	0,27
CAM - Campestre	0,00	0	0	0,02	0,06	0,01	0,04	0	0
CAN - Cana-de-açúcar	0,00	0	18,10	1,03	0,60	0,29	0	0,22	1,86
MIL - Milho	0,01	0,02	0,39	0,80	1,73	0,06	0,13	0,34	1,67
PAS - Pastagem	0,05	0,10	3,34	3,95	14,94	1,15	0,93	1,61	4,10
VAR – Veg. arbórea	0,00	0,02	0,11	0,07	0,81	4,66	0,11	0,28	0,12
ZUR - Zona urbana	0,00	0	0	0	0,04	0,06	4,56	0,01	0
OUU - Outros usos	0,01	0,03	0,43	0,69	1,41	0,41	0,28	1,98	0,36
SOJ - Soja	0,00	0	0,03	1,09	0,39	0,01	0,47	0,14	1,69

Os fluxos de mudanças ou persistências entre as classes de uso da terra no período 1962 - 2018, expressos em área (km²), são apresentados no diagrama de Sankey da Figura 49, elaborado a partir das matrizes de transição.

Figura 49. Diagrama de Sankey: conversões entre as classes de uso da terra nos anos 1962, 1984, 2004 e 2018



O diagrama de Sankey revela quão dinâmico é o uso da terra no tempo e no espaço em uma região. Quanto maior a área de persistência de uma classe de uso da terra em dois períodos temporais consecutivos, menor é o seu dinamismo, determinado por fatores tecnológicos, biofísicos, e pelas relações econômico-sociais (relações de produção e forças produtivas), responsáveis pela constituição das formas e das funcionalidades das paisagens.

Na bacia do Ribeirão São Domingos, a Figura 49 e as matrizes de transição (Tabelas 23 a 25) mostram que os usos da terra se tornaram mais estáveis (persistentes) entre os intervalos de tempo mais recentes, conforme aponta a Tabela 26.

Tabela 26. Persistência do uso da terra em diferentes intervalos de tempo (área em km² e %)

Intervalo de tempo	km²	% da área total
1962 - 1984	20,84	26,45
1984 - 2004	40,29	51,15
2004 - 2018	46,78	59,38

As mudanças no uso da terra no período 1962-1984 foram mais intensas em razão de o processo de ocupação agrícola da área de estudo, com o desmatamento das vegetações arbórea e campestre, ainda estar em andamento em 1962 e já estar consolidado em 1984. Ademais, houve redução da lavoura cafeeira em 20,58 km² ou 2.058,19 ha, que representa 26,13 % da área total da bacia hidrográfica, com o crescimento dos canaviais por razões já apresentadas, relacionadas ao incentivo à produção de biocombustíveis. Nos intervalos seguintes, houve expansão das áreas destinadas às culturas anuais soja e milho e, em menor intensidade, da cobertura por vegetação arbórea e do uso urbano sobre as pastagens, que perderam área, mas essas variações foram menores, tendo havido a consolidação da lavoura da cana-de-açúcar e das pastagens nas mesmas áreas agrícolas.

O diagrama de Sankey mostra ainda as contribuições, em área, das várias classes de uso da terra para a constituição de uma classe específica no período de tempo seguinte, além de permitir visualizar o tamanho da área de uma classe de uso da terra específica que foi mantida ou transformada em outras classes no período posterior.

A maior perda de área cultivada com café, por exemplo, de 1962 a 1984, foi para as pastagens (14,2 km²), seguido do cultivo de cana-de-açúcar (5,76 km²). No mesmo intervalo de tempo, 9,53 km² das áreas de pastagens foram mantidas com o mesmo uso, e além da contribuição do café, todas as demais classes de uso da terra perderam área para as pastagens, com destaque para a vegetação arbórea, as áreas campestres e de cana-de-açúcar. No ano 2004, da área de 22,09 km² ocupada por cana-de-açúcar, 7,32 km² (33,13 %) eram pastagem e 12,93 km² (58,51 %) já eram cana-de-açúcar em 1984, evidenciando a consolidação das áreas de produção canavieira a partir da década de 1980. Entretanto, também houve conversão de lavouras de cana-de-açúcar em pastagem no período 1984-2004, de 3,32 km². Já no período 2004-2018, a redução da área ocupada pelas pastagens, de 30,15 km² para 20,14 km², foi provocada pelo aumento em área de todas as outras classes, com destaque para as culturas anuais milho e soja e a cana-de-açúcar. Esse processo revela o dinamismo das culturas anuais e das pastagens, de fácil conversão em outros usos, sujeitas principalmente às demandas e aos preços dessas *commodities* e da carne bovina no mercado interno e internacional.

Em relação à zona urbana, como o crescimento no período 1962-2018 ocorreu nas adjacências do perímetro urbano já consolidado, ele se deu sobre inúmeros usos da terra, com destaque para as pastagens, a cana-de-açúcar e a soja, em diferentes intensidades ao longo do tempo.

No que diz respeito ao processo de urbanização do município de Santa Cruz do Rio Pardo, a área ocupada pela zona urbana consolidada e em expansão passou de 224,53 ha para 581,62 ha dentro do perímetro da bacia do Ribeirão São Domingos no período de 1962 a 2018, representando um aumento de 159 %, conforme evidenciou a Tabela 22. Essa expansão resultou do aumento populacional do município e da taxa de urbanização, sendo esta última verificada a partir da década de 1970 com a modernização da agricultura (Figura 48). A expansão urbana nas últimas décadas se deu, predominantemente, dentro da bacia do Ribeirão São Domingos, conforme mostra a Figura 50.

Dos 18 loteamentos aprovados e implantados no período 2011-2019, 63,54 % da área total de 218,24 ha está localizada dentro da bacia do Ribeirão São Domingos. No período 2001-2010, foram aprovados 7 novos loteamentos com área total urbanizada de 66,14 ha, dos quais 90,37 % fazem parte da referida bacia. No período de 1991-2000, 9 loteamentos foram aprovados, e 76,08 % de sua área total

de 132,2 ha estão no perímetro da bacia. Finalmente, no período 1981-1990, foram aprovados e implantados 18 loteamentos no município com área urbanizada total de 239,74 ha, dos quais apenas 33,44 % fazem parte do perímetro da bacia. A maioria dos loteamentos implantados ou regularizados fora da bacia do Ribeirão São Domingos neste período é constituída de conjuntos habitacionais, localizados na margem esquerda do Rio Pardo, nas proximidades do Bairro da Estação.

A referida Figura prova, portanto, que a expansão urbana nos últimos três decênios ocorreu predominantemente dentro da bacia do Ribeirão São Domingos, com área de 299,03 ha, que representam 71,78 % das áreas loteadas nesse intervalo de tempo. A urbanização verificada na referida bacia hidrográfica demanda estudos hidrológicos com a finalidade de dimensionamento do impacto hidrológico negativo provocado na rede de drenagem, que pode intensificar os episódios de inundação na zona urbana em eventos de chuvas intensas.

Por fim, a Figura 51 apresenta o mapa de adequação das Áreas de Preservação Permanente e Reservas Legais da bacia hidrográfica à legislação florestal brasileira atual, elaborado conforme metodologia apresentada no item 2.3.3. Esse mapa constituirá o cenário “Legislação florestal”, utilizado na modelagem de erosão e aporte de sedimentos e na modelagem hidrológica da área de estudo.

Figura 50. Datas de loteamento dos bairros do município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP

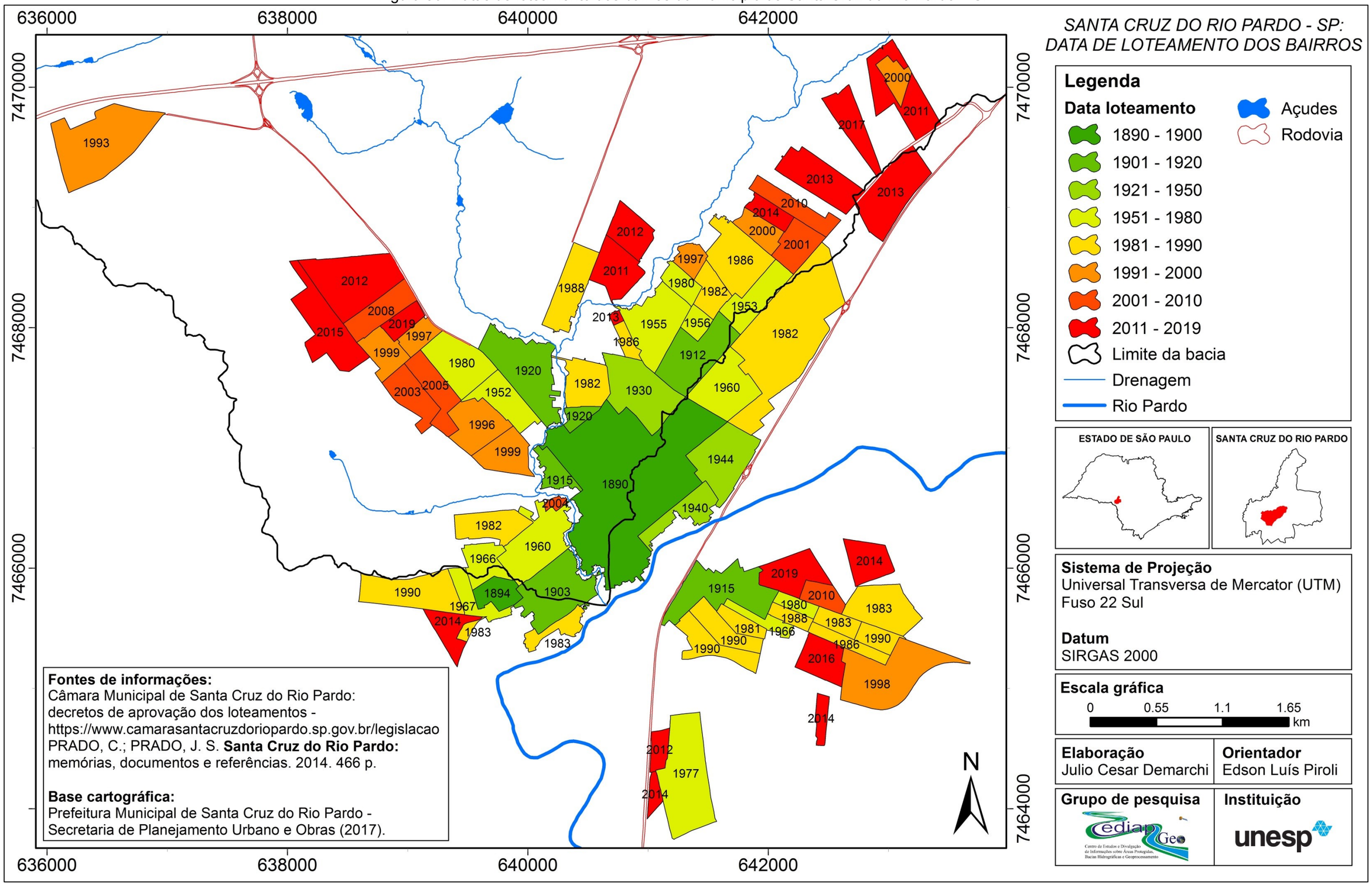
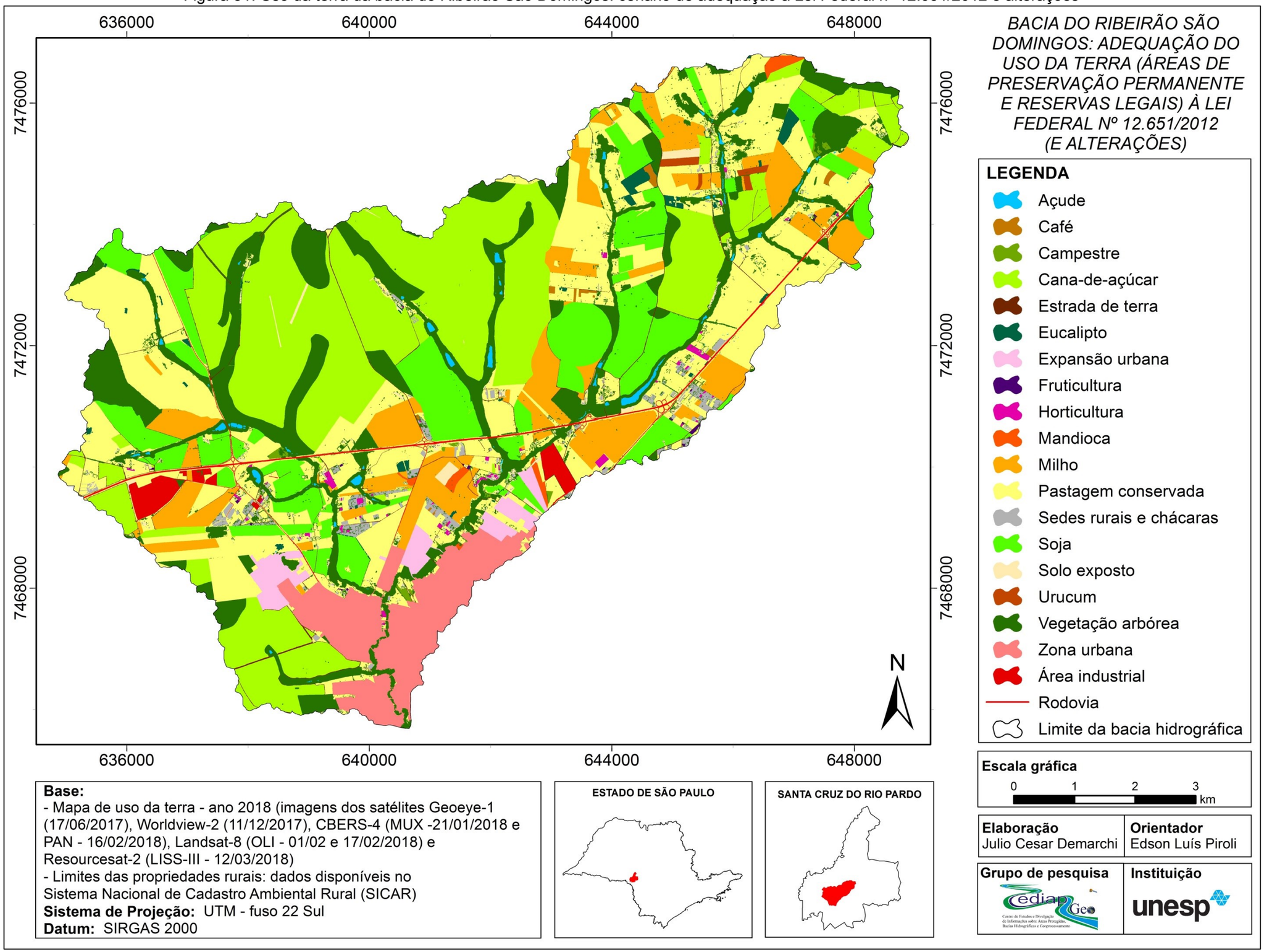


Figura 51. Uso da terra da bacia do Ribeirão São Domingos: cenário de adequação à Lei Federal nº 12.651/2012 e alterações

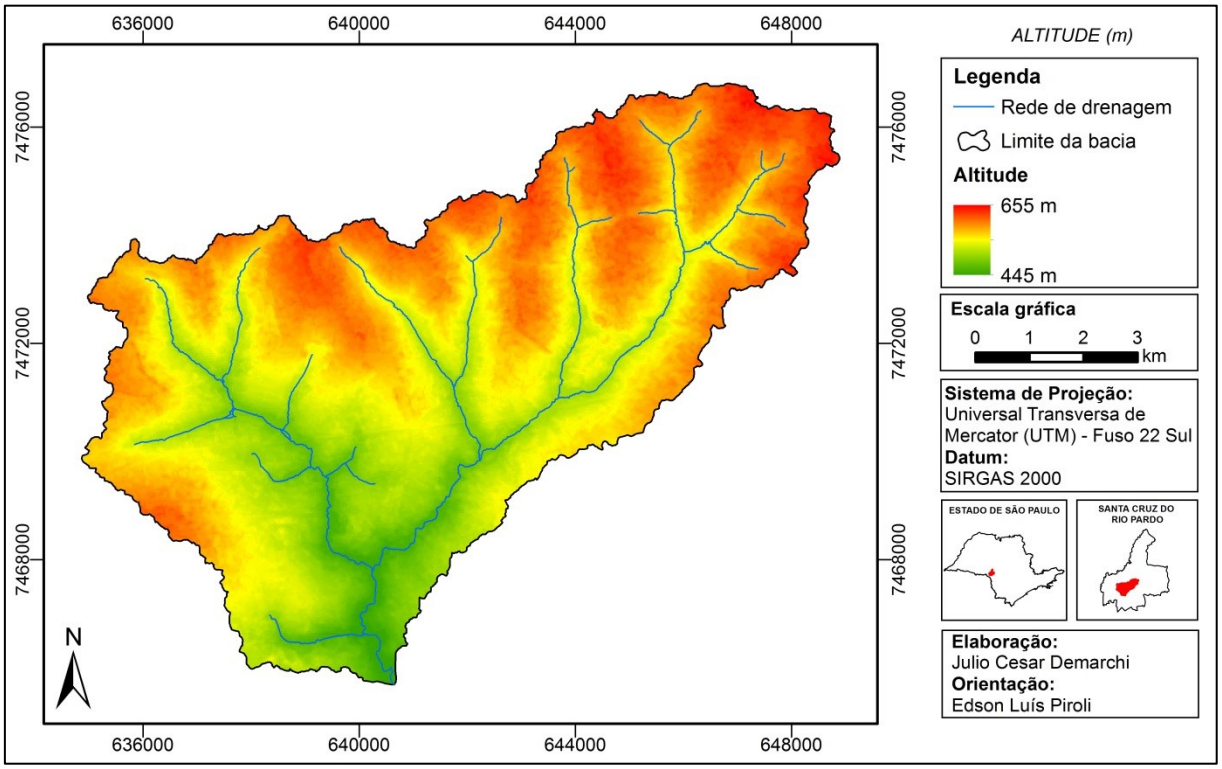


3.3 Cenários futuros de uso da terra: modelo Dyna-CLUE

3.3.1 Fatores direcionadores das mudanças no uso da terra

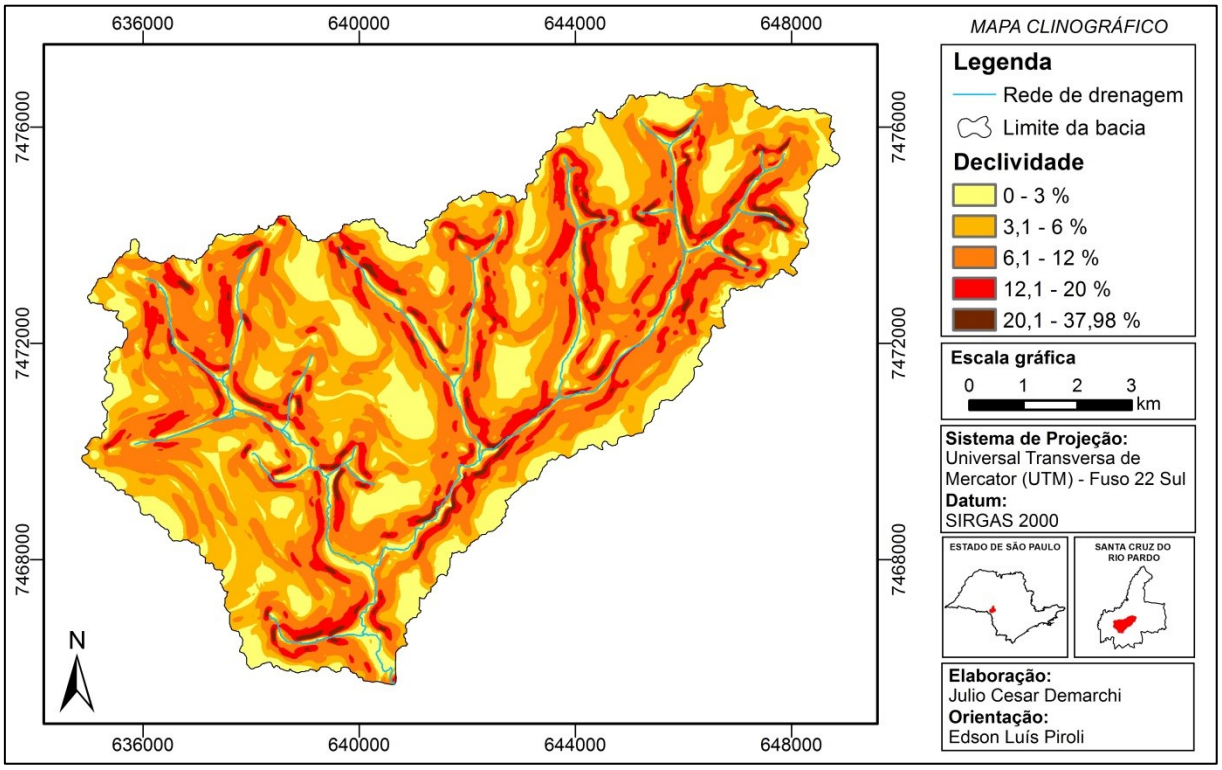
As Figuras 52 a 62 a seguir apresentam os mapas dos fatores impulsionadores das mudanças no uso da terra utilizados na modelagem de cenários futuros de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos.

Figura 52. Mapa altimétrico da bacia do Ribeirão São Domingos



Fonte: Modelo Digital de Elevação ASTER GDEM-2.

Figura 53. Mapa clinográfico da bacia do Ribeirão São Domingos



Fonte: IBGE (1973).

Figura 54. Bacia do Ribeirão São Domingos: mapa de distância euclidiana da rodovia mais próxima

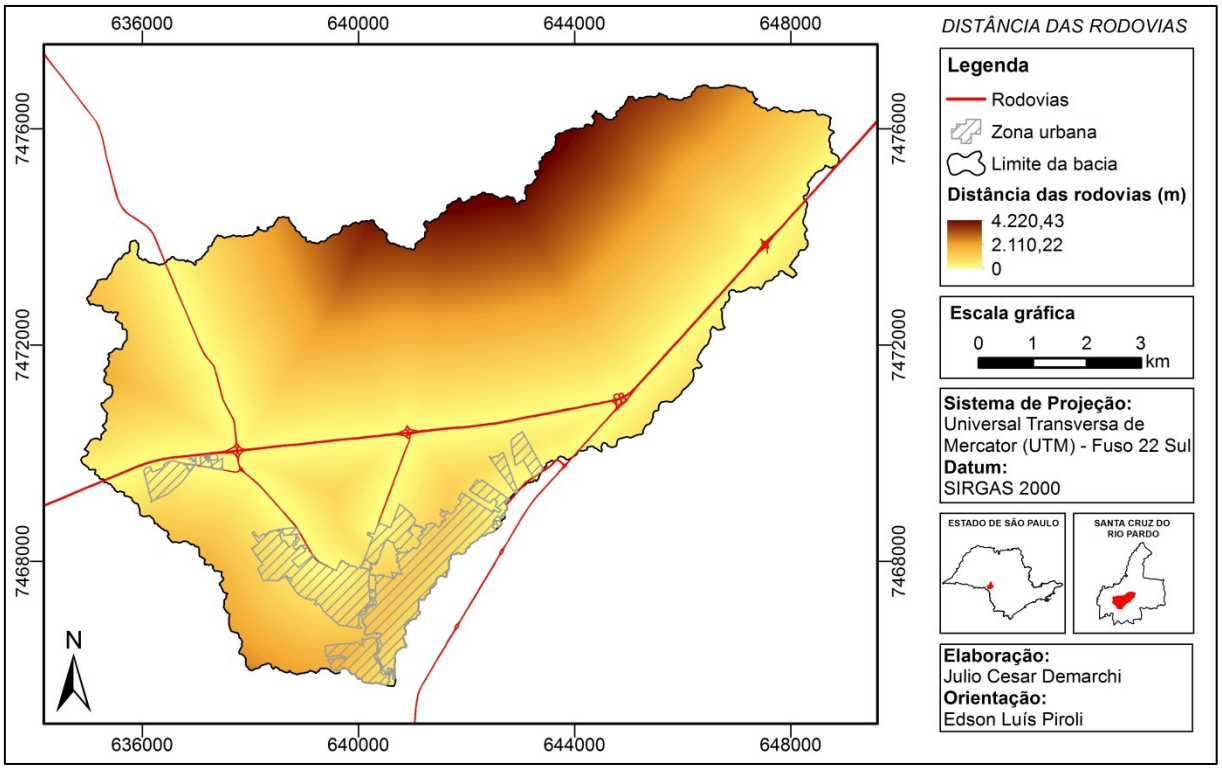
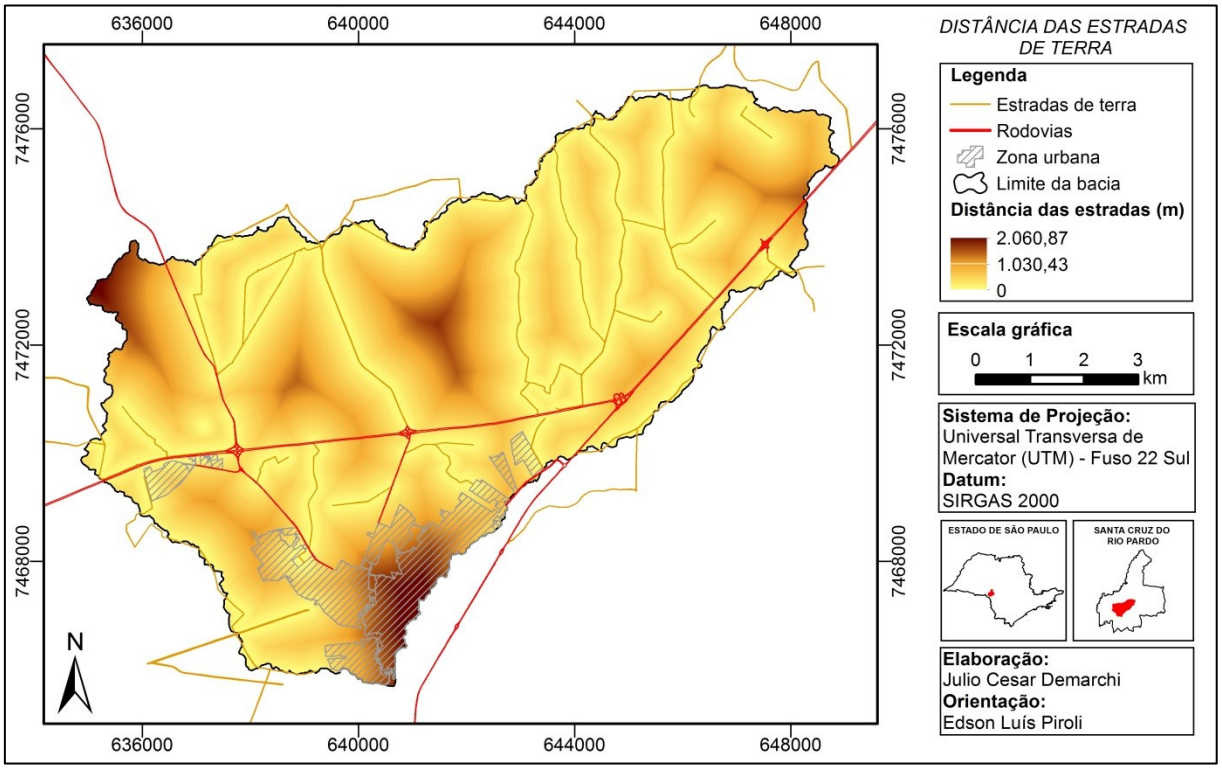
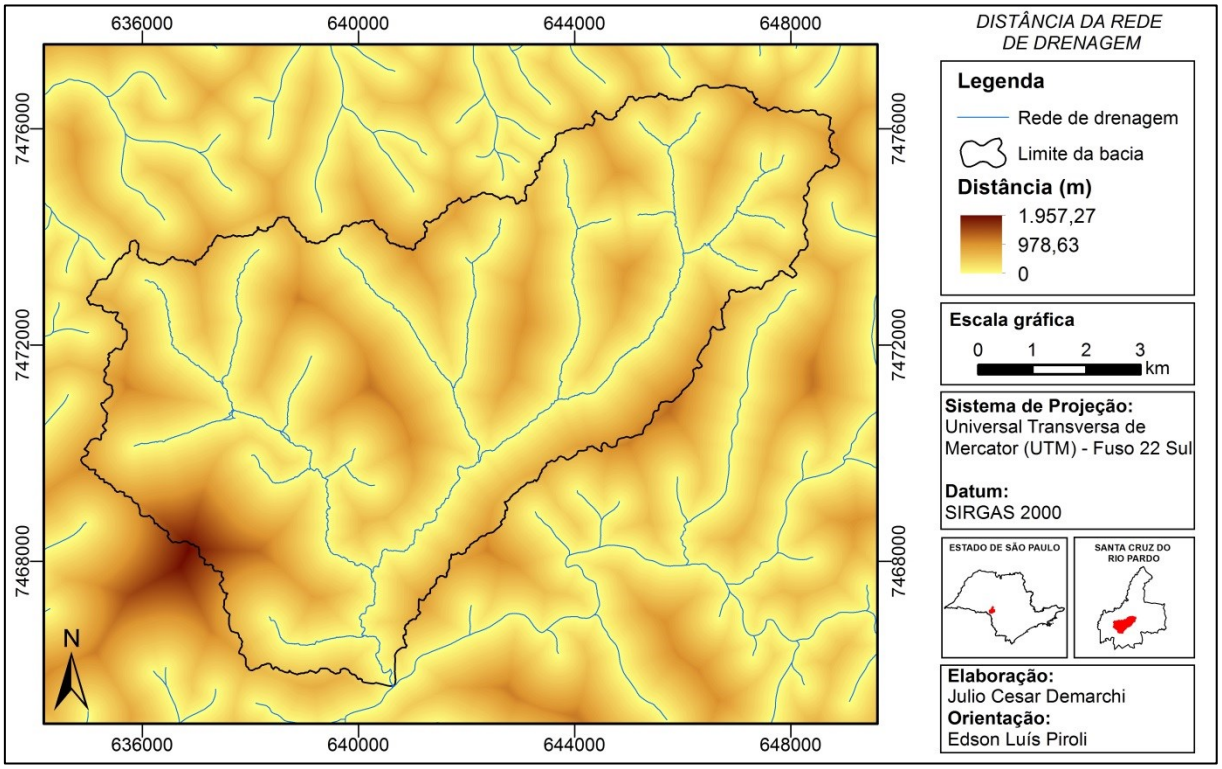


Figura 55. Bacia do Ribeirão São Domingos: mapa de distância euclidiana da estrada de terra mais próxima



Fonte: Imagens do satélite Worldview-2, de 16/07/2017.

Figura 56. Bacia do Ribeirão São Domingos: mapa de distância euclidiana da rede de drenagem (rio mais próximo)



Fonte: IBGE (1973).

Figura 57. Bacia do Ribeirão São Domingos: mapa de distância euclidiana da zona urbana (cidade de Santa Cruz do Rio Pardo – SP)

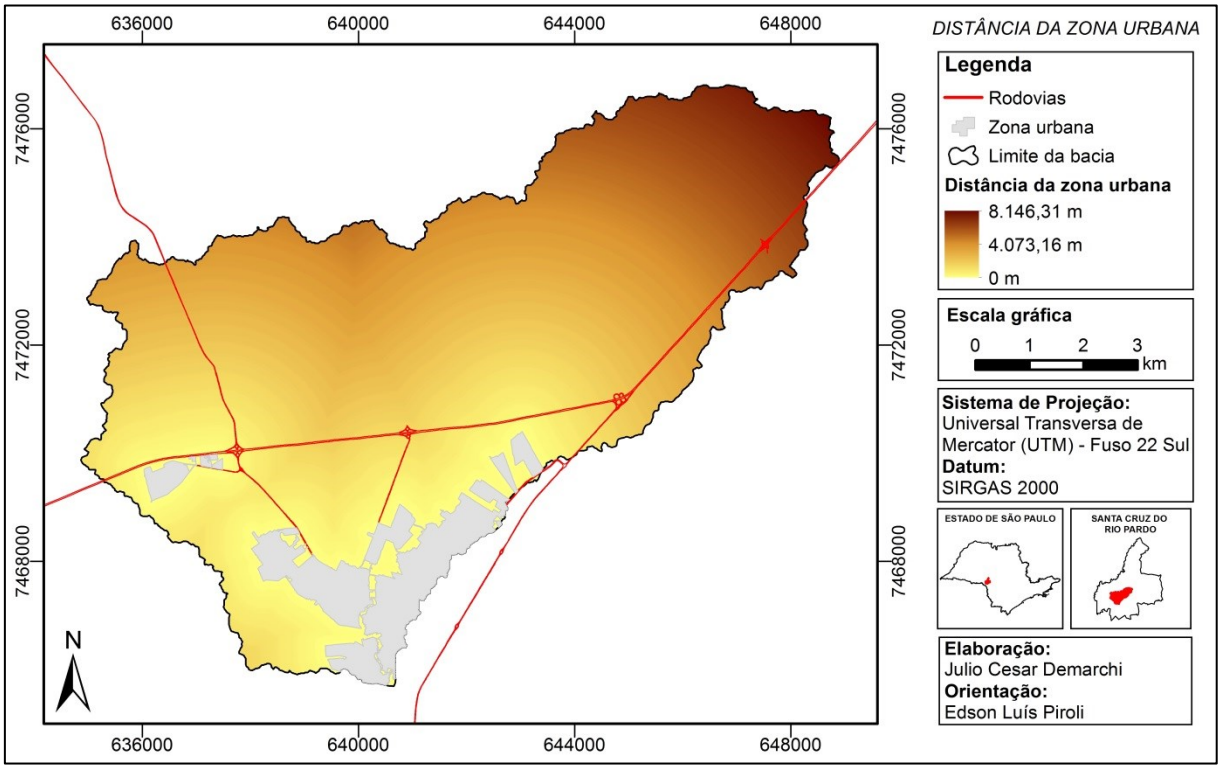
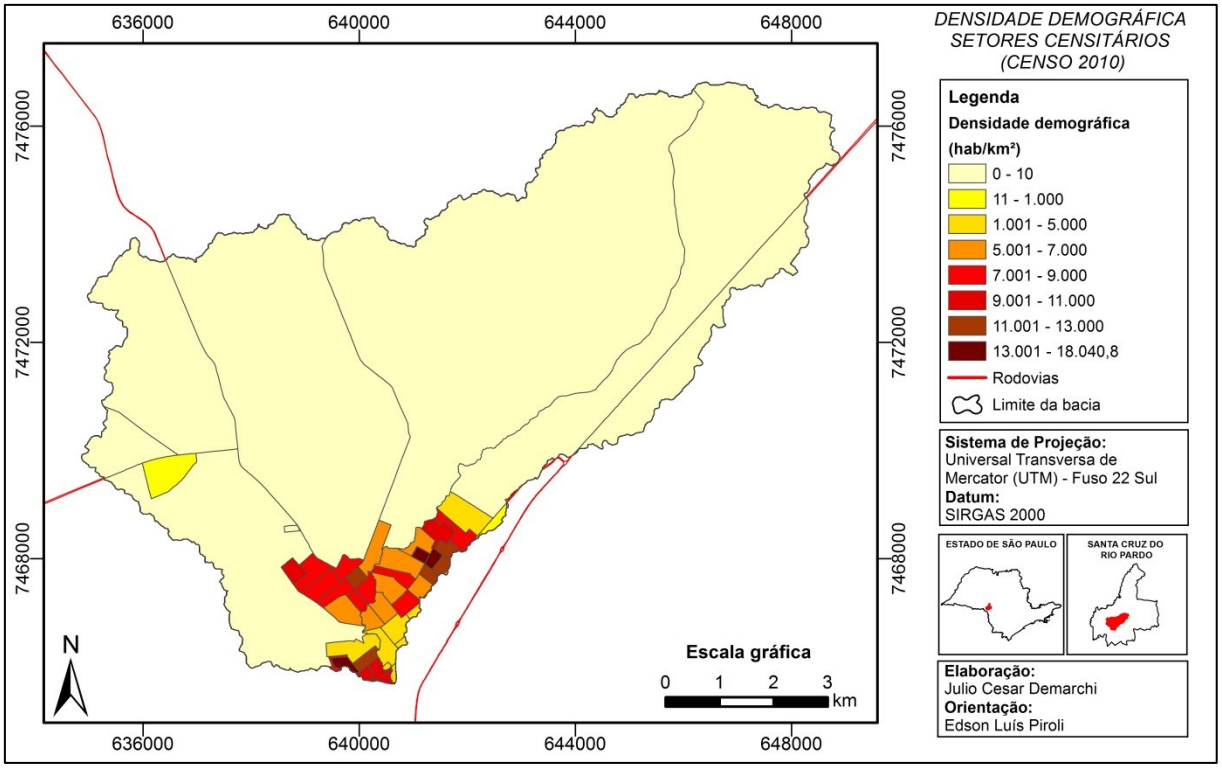


Figura 58. Densidade demográfica dos setores censitários (Censo 2010 do IBGE) localizados na bacia do Ribeirão São Domingos



Fonte: IBGE (2010).

Figura 59. Bacia do Ribeirão São Domingos: erodibilidade do solo[15]

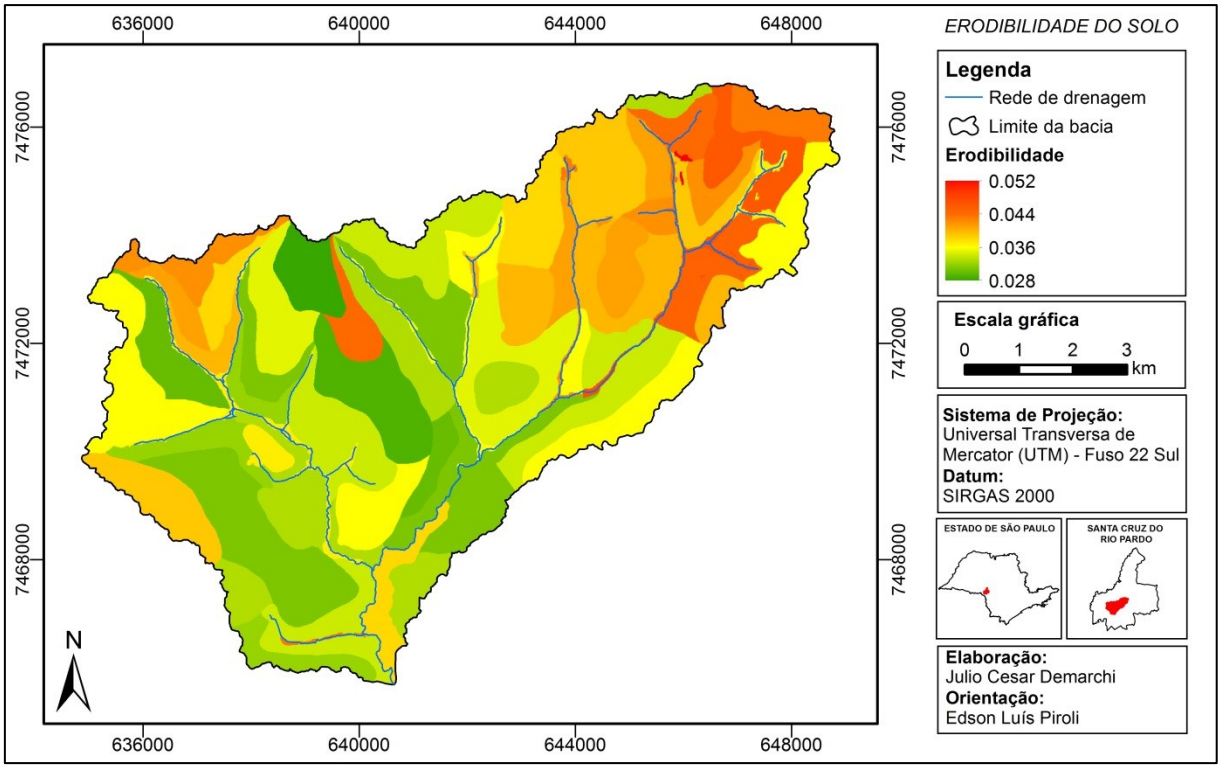
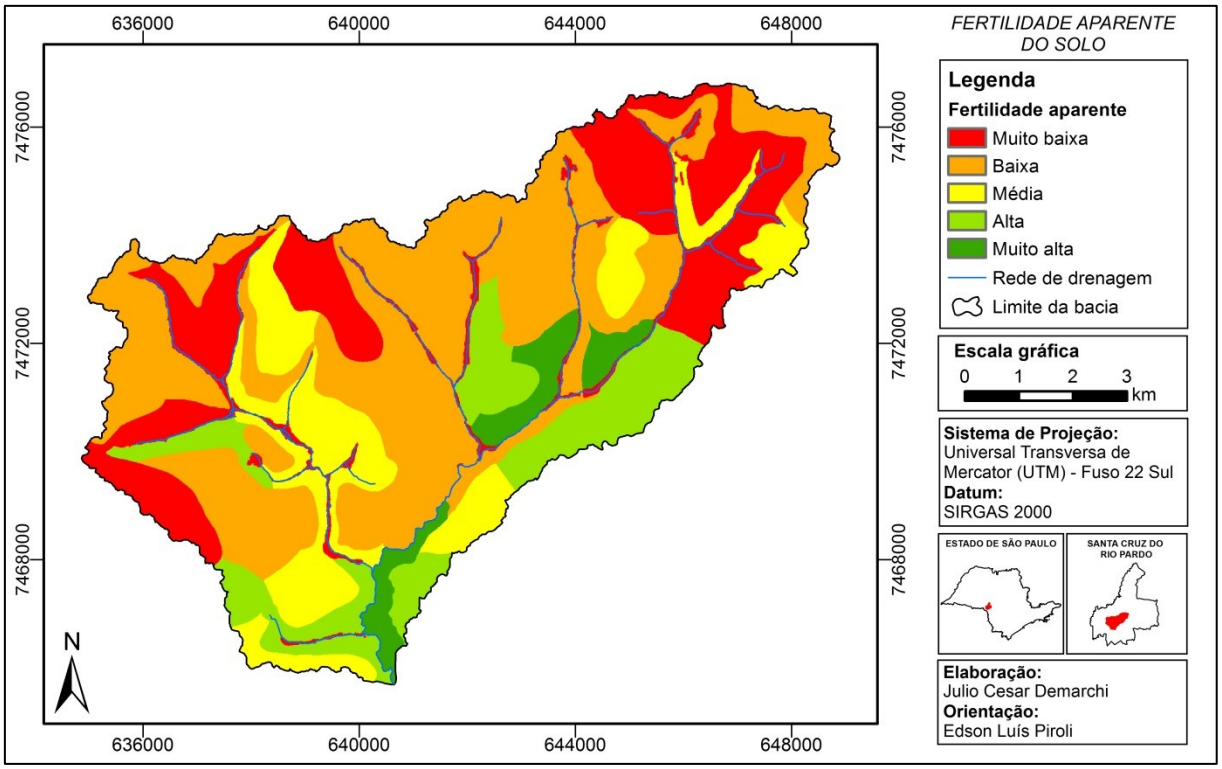


Figura 60. Bacia do Ribeirão São Domingos: mapa de fertilidade aparente do solo



[15] Valores de erodibilidade expressos em $t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$.

Figura 61. Bacia do Ribeirão São Domingos: mapa de tolerância de perda de solo

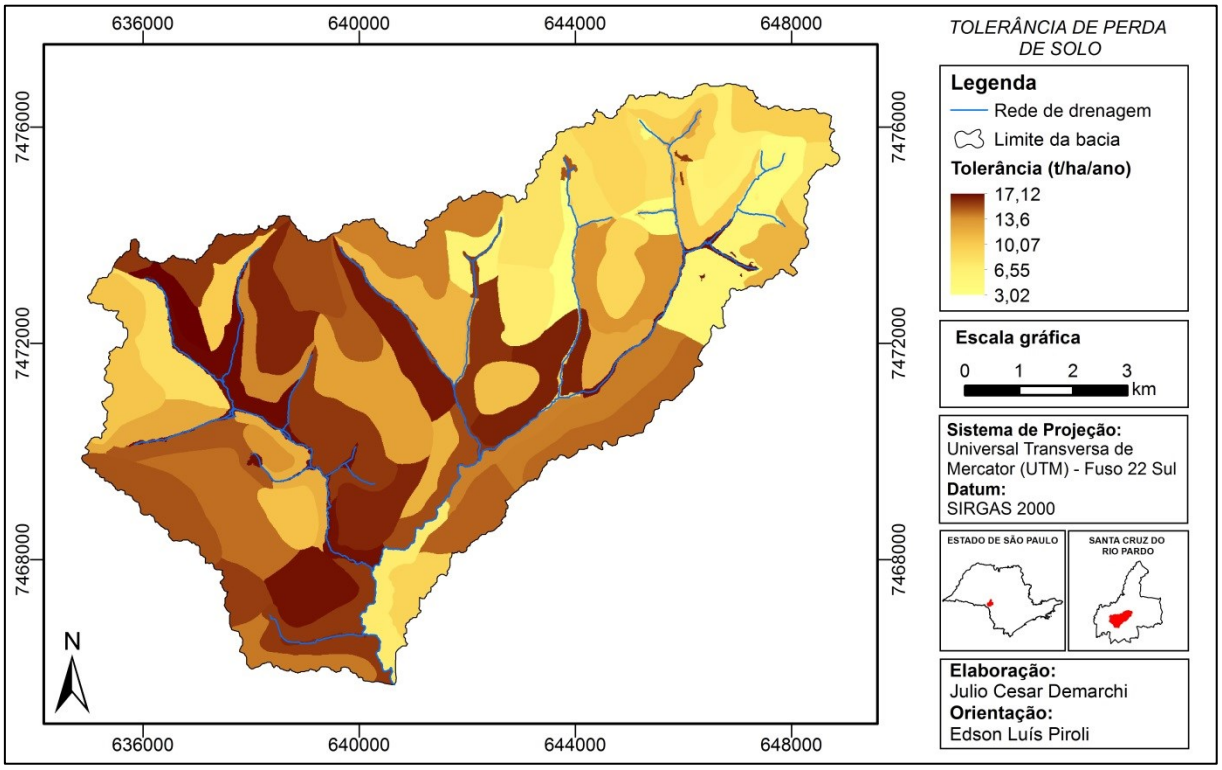
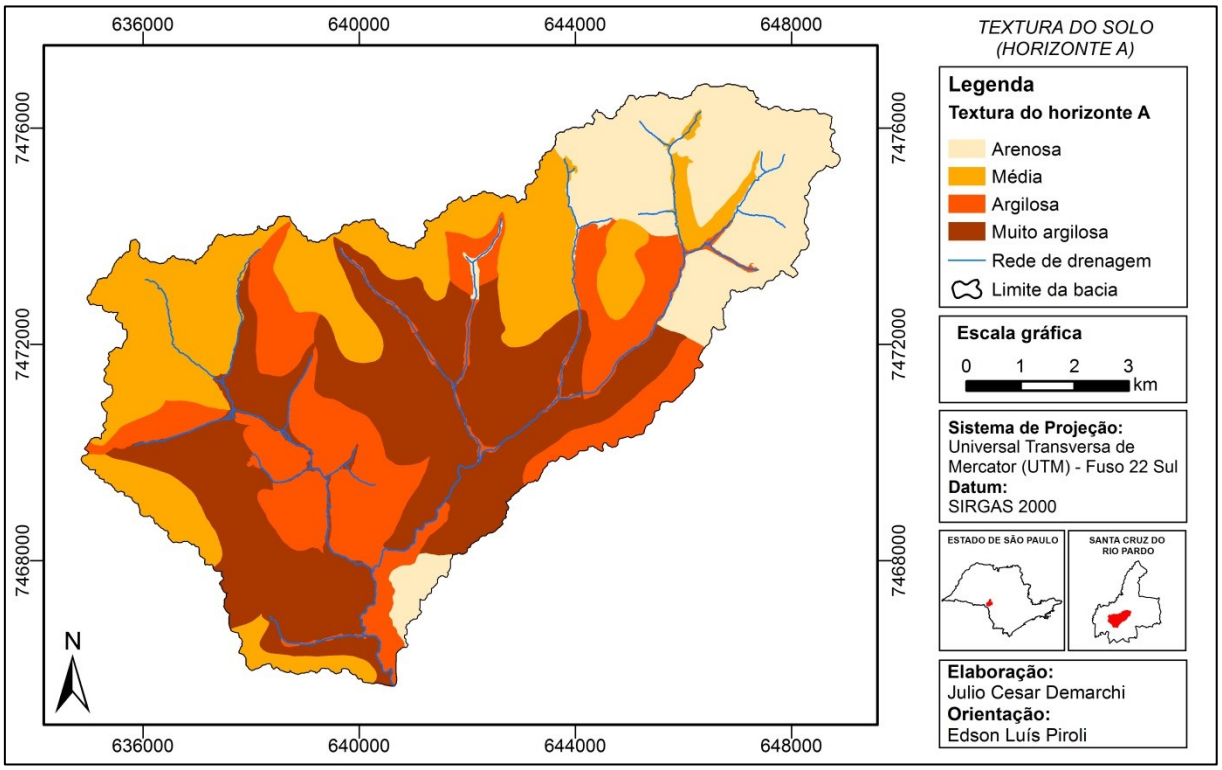


Figura 62. Bacia do Ribeirão São Domingos: classe textural do horizonte A dos solos



Os mapas das Figuras 52 a 62 mostram a distribuição espacial dos elementos geográficos, biofísicos e socioeconômicos responsáveis por direcionar a alocação espacial dos usos da terra da área de estudo.

As maiores **altitudes** são observadas nos divisores de água localizados na porção nordeste da bacia hidrográfica, enquanto as menores elevações ocorrem nas proximidades do médio e do baixo cursos dos ribeirões São Domingos e Mandaçaia. A sub-bacia do Ribeirão Mandaçaia (Figura 18) apresenta, em média, altitudes maiores que a sub-bacia do Ribeirão São Domingos, de 573,77 m e 552,16 m, respectivamente, excluído o baixo São Domingos, cuja altitude média é de 505,83 m. O intervalo de **declividade** predominante na área de estudo é de 6 a 12 %, com 37,22 % da área total e característica do relevo ondulado (Figura 53). Entretanto, metade de sua superfície (50,17 %) tem declividade inferior a 6 %, caracterizando relevo plano e suave ondulado, localizadas principalmente em sua porção sudoeste, no interflúvio das sub-bacias dos ribeirões São Domingos e Mandaçaia e nos interflúvios dos principais ribeirões da sub-bacia do ribeirão Mandaçaia. Quanto à mecanização agrícola, adotando-se o limite máximo de declividade de 15 % (LEPSCH et al., 1991), ela é possível em 94,58 % da área de estudo, o que favorece a ocupação por cultivos comerciais em sistema de monocultura com elevado nível de manejo.

Em relação à **distância das rodovias** (Figura 54), como elas cortam a área de estudo na direção oeste-leste nas proximidades da zona urbana, na direção leste-nordeste próximo aos divisores de água e na porção sul-noroeste, os divisores de água do norte detêm as maiores distâncias e possuem ocupação essencialmente agrícolas. Por outro lado, as chácaras de recreio se situam nas proximidades da zona urbana e das **estradas de terra** (Figura 55), que se distribuem preferencialmente nos interflúvios internos, na direção norte-sul, e nos divisores de água da bacia e terços médios das vertentes, em várias direções. Essas estradas são responsáveis pela acessibilidade às áreas rurais e pelo escoamento da produção agrícola.

No que diz respeito à **distância dos rios** (Figura 56), as maiores distâncias coincidem com os interflúvios, com algumas estradas municipais e com os relevos planos e suave-ondulados, que favorecem a mecanização e são menos suscetíveis às geadas. A área mais distante da drenagem está situada na porção sudoeste da área de estudo, caracterizada pela baixa declividade e ocupada principalmente pelas

lavouras de cana-de-açúcar que abastecem a Usina São Luiz, localizada no município de Ourinhos – SP. Quanto à **distância da zona urbana** (Figura 57), como ela está localizada na porção sul da bacia hidrográfica e esta se alonga na direção nordeste, as maiores distâncias euclidianas estão nas regiões norte e nordeste, sendo esta última superior a 8 km. Essas áreas são essencialmente agrícolas e pouco povoadas, como mostra o mapa de **densidade demográfica** (Figura 58). Embora os setores censitários rurais se distribuam latitudinalmente, do limite da zona urbana aos divisores de água da área de estudo, delimitados por rodovias, estradas de terra ou pela drenagem, e sejam extensos, sua densidade demográfica é inferior a 10 hab/km² e a maior concentração populacional se dá nas proximidades do perímetro urbano. Como os dados são do Censo Demográfico 2010, várias partes dos setores censitários rurais já foram incorporados ao perímetro urbano do município e loteados. É provável também que os setores censitários localizados nas extremidades do perímetro urbano tenham sofrido aumento da densidade demográfica até o ano 2019 devido à consolidação da ocupação. As maiores pressões por conversão para uso urbano, portanto, ocorrem nas áreas rurais adjacentes à zona urbana.

Os atributos físicos, químicos e de suscetibilidade à erosão dos solos estão relacionados ao material de origem e, consequentemente, à textura, morfologia e drenagem dos perfis. A **classe textural do horizonte superficial** dos solos (Figura 62), horizonte de interesse agronômico e fator direcionador do uso da terra rural, condiz com a formação geológica da área de estudo (Figura 12). Nos divisores de água da bacia hidrográfica, os solos possuem textura média nas porções oeste, noroeste e norte, e textura arenosa na porção nordeste, condizente com os arenitos de granulação fina a média da Formação Adamantina e com os arenitos grosseiros da formação Marília, em seu extremo nordeste. Os solos do médio e baixo cursos dos ribeirões São Domingos e Mandaçaia, por sua vez, são argilosos ou muito argilosos no horizonte A, condizentes com os basaltos de textura afanítica da Formação Serra Geral.

Quanto à **fertilidade aparente do horizonte superficial**, a Figura 60 apontou que as classes de fertilidade foram influenciadas prioritariamente pelo manejo agrícola, e é uma característica variável do solo. Cumpre destacar que a amostragem foi realizada entre os meses de fevereiro e junho, período compreendido entre o final das safras de verão e parte significativa, senão completa,

das safras de inverno. Entretanto, a maioria dos solos de fertilidade aparente média a muito alta tem textura argilosa e muito argilosa que, dada a característica coloidal dos minerais de argila, aumenta a adsorção dos cátions básicos, aumentando os valores de saturação de bases, CTC e o pH. O conteúdo de matéria orgânica, contudo, também exerce papel importante na retenção de nutrientes e estruturação do solo. Tendo em vista a alteração das propriedades químicas do solo pelo manejo agrícola, diversas manchas de solo de textura argilosa ou muito argilosa apresentaram fertilidade aparente baixa ou muito baixa.

O mapa de erodibilidade do solo (Figura 59) evidencia que a maioria dos 50 % menores índices de erodibilidade da área de estudo é representativa de solos argilosos ou muito argilosos, e que os maiores valores ocorrem em solos de textura arenosa ou média. A equação utilizada no cálculo da erodibilidade, proposta por Denardin (1990), tem como variáveis a textura do solo, a permeabilidade, o diâmetro médio ponderado das partículas (DMP) e o conteúdo de matéria orgânica. Por constituir o fator K da RUSLE e ser variável de entrada do modelo WaTEM/SEDEM, a erodibilidade do solo da área de estudo será discutida com apoio da literatura no item 3.4.2.

Por fim, a **tolerância de perda dos solos** (Figura 61) da área de estudo varia de 3,02 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$ (solos menos tolerantes) a 17,12 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$ (solos mais tolerantes). As variáveis da equação de Mannigel et al. (2002) utilizadas na determinação da tolerância de perda são: espessura dos horizontes, densidade do solo (Ds) e gradiente textural da fração argila. Os solos mais tolerantes à perda são os de textura argilosa ou muito argilosa, que em geral apresentam menor densidade do solo (KIEHL, 1979), reflexo da formação geológica do local, o que não se confirma se observados todos os valores de densidade do Anexo IV. De acordo com Kiehl (1979), as amplitudes de densidade dos solos não compactados varia de 1,0 a 1,25 $g.cm^{-3}$ para solos argilosos e de 1,25 a 1,4 $g.cm^{-3}$ para solos argilosos. Na presente pesquisa, os solos de textura arenosa e média apresentam Ds média de 1,59 $g.cm^{-3}$ nos horizontes A e B, e os solos de textura argilosa e muito argilosa têm Ds média de 1,57 $g.cm^{-3}$ no horizonte A e de 1,48 $g.cm^{-3}$ no horizonte B, superiores aos valores recomendados para solos não compactados. A espessura do solo utilizada constitui um valor médio, não específico de cada ponto de amostragem. A variável determinante da tolerância de perda de solo foi, portanto, o gradiente textural da fração argila dos horizontes superficiais e subsuperficiais. As maiores

tolerâncias foram observadas nos solos com gradiente próximo a 1 ou mesmo inferiores a esse índice, enquanto os menores valores de tolerância à perda foram verificados nos solos de gradientes texturais maiores, de 1,58 a 3,31.

3.3.2 Análise de sensibilidade do modelo Dyna-CLUE

A simulação dos usos da terra futuros do ano 2018 tendo o ano 2004 como data inicial da análise teve a finalidade de avaliar, a partir da comparação dos usos preditos com os observados no ano 2018 e das mudanças ou persistências em relação ao ano 2004, o desempenho do modelo Dyna-CLUE na alocação espacial dos usos da terra e a qualidade dos fatores direcionadores das mudanças, assim como sua relação com as classes de uso.

Os coeficientes de regressão logística entre as classes de uso da terra e os fatores controladores da alocação espacial, assim como os valores da curva ROC que indicam a qualidade do ajuste do modelo de regressão, são apresentados na Tabela 27.

Os coeficientes $\beta_{1,2,\dots n}$ positivos indicam aumento da probabilidade de ocorrência de uma classe de uso da terra em determinada localização à medida que o valor do fator direcionador associado a ele aumenta, enquanto os coeficientes negativos $\beta_{1,2,\dots n}$ indicam redução desta probabilidade (BEHERA et al., 2018). No entanto, seu valor não necessariamente define o peso do respectivo fator no modelo logit e no cálculo dos mapas de probabilidade de ocorrência de uma classe de uso da terra, pois é multiplicado pelo valor da classe de uso conforme a equação 1 do modelo de regressão logística, e cada fator direcionador possui um intervalo de valores. Nesta pesquisa, por exemplo, o fator distância euclidiana da zona urbana varia de 0 a 8.146,31 m, enquanto a erodibilidade do solo tem intervalo de valores de 0,028 a 0,052 t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}.

Tabela 27. Coeficientes de regressão logística entre as classes de uso da terra e os fatores direcionadores do uso da terra e valores da curva ROC (calibração do modelo Dyna-CLUE)

Classe de uso da terra	Coeficiente β_0	ALT	DECL	DROD	DEST	DDRE	DZUR	EROD	FERT	TOL	TEXT	Curva ROC
Zona urbana	-2,29619	-	-	-	0,00419	-	-0,20287	-	-	-	-	0,995474
Vegetação arbórea	7,31938	-0,01401	-0,42056	-	-	-0,00214	0,00024	-	-0,45377	0,01093	-	0,734497
Solo exposto	-4,07401	-	-	0,00011	-0,00041	-	-0,00011	-	-	-	-	0,55877
Soja	-7,22117	-	-	-	-0,00291	0,00133	-	74,39216	0,31053	-0,13864	0,9838	0,807471
Pastagem	2,01583	-	0,01982	-0,00044	-0,0001	-0,00016	-	-	-0,14409	-0,14115	-0,18252	0,772937
Milho	-2,73108	0,00006	-	-	-0,00031	0,00071	-	-	0,25856	-0,14845	0,3803	0,650054
Mandioca	-10,77585	-	-0,69135	-	-0,00198	0,00152	-	-	-	-	1,86114	0,906079
Eucalipto	11,15802	-0,02618	-	-	-0,00138	0,0016	-	-	-	-	-0,78759	0,696701
Cana-de-açúcar	-27,63673	0,04059	0,21221	-	0,00007	-0,00132	-	-	-0,4204	0,16918	0,91214	0,838535
Sedes rurais e chácaras	-2,81797	-	-	-0,00063	-0,00107	-0,0008	-0,00015	-	-	-	-	0,720189
Área industrial	-2,26252	-	0,18774	-0,00497	-	0,00199	-0,10401	-	-	-	-	0,984618
Culturas permanentes	-6,06909	-	-	0,00058	-	0,00139	-	60,713	-	-0,05516	-0,25954	0,770133

ALT: altitude; DECL: declividade; DROD: distância euclidiana das rodovias; DEST: distância euclidiana das estradas de terra municipais; DDRE: distância euclidiana da rede de drenagem; DZUR: distância euclidiana da zona urbana; EROD: erodibilidade do solo; FERT: fertilidade aparente do solo; TOL: tolerância de perda de solo: TEXT: classe textural do horizonte A do solo; Curva ROC: Característica de Operação Relativa – índice de qualidade do ajuste do modelo.

A classe “pastagem” possui correlação significativa com sete fatores direcionadores, e todos eles têm relação lógica com este cultivo em termos de produção, aspectos físicos e ambientais, sobretudo se comparados à adequabilidade de outros usos da terra no processo de alocação espacial. Áreas de declividade elevada, baixa fertilidade aparente, pouco tolerantes à perda e de textura arenosa ou média são menos utilizados na produção das culturas agrícolas comerciais, como milho, soja e cana-de-açúcar, e a localização próxima às rodovias, estradas de terra e rede de drenagem facilita o transporte de gado e leite para os centros consumidores, além do acesso à água pelo gado em açudes e nos próprios rios. Ademais, as pastagens adequadamente manejadas protegem o solo contra os agentes erosivos, sendo indicadas para prevenção da erosão em solos altamente suscetíveis a esses processos.

Entretanto, em relação à classe “soja”, nem todos os fatores direcionadores que possuem relação estatística significativa com ela ($p \leq 0,01$) guardam relação lógica com a ocorrência desta cultura agrícola. O coeficiente β do modelo logit do fator erodibilidade do solo é 74,39216, o mais elevado entre todas as classes de uso e fatores direcionadores. Porém, isso se deve ao fato de as lavouras de soja se concentrarem, no ano 2004, em áreas cujos solos possuem erodibilidade média, já que nos solos de erodibilidade alta, usualmente acima de 0,04 $t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$, a textura predominantemente arenosa, o maior risco de erosão, a existência de horizontes de impedimento à drenagem e a necessidade de práticas de conservação do solo mais intensivas e de correção do solo dificultam sua ocupação pela cultura, enquanto solos de menor erodibilidade são mais adequados ao seu cultivo. Somado a isso, a soja apresenta relação estatística positiva com a fertilidade aparente do solo e com a textura do horizonte A, cujos indicadores 1 a 4 vão da classe arenosa a muito argilosa. Porém, fertilidade aparente alta ou muito alta e textura fina são comumente encontradas em solos cujos índices de erodibilidade são menores.

O modelo logit é ajustado a partir de amostras espacialmente balanceadas dos usos da terra do ano base da modelagem de usos futuros, podendo assumir valores contrários (positivos ou negativos) se determinados em outras condições de uso da terra, pois os fatores direcionadores, biofísicos ou socioeconômicos, podem ser diferentes em outras regiões da área em estudo. Portanto, essa é uma desvantagem do uso do modelo.

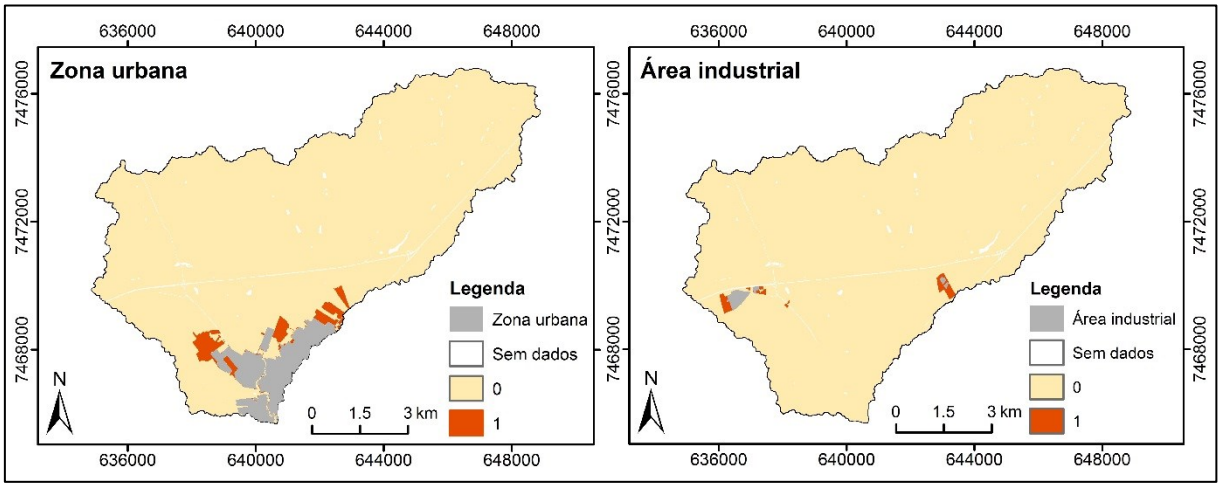
As áreas construídas (zona urbana, área industrial e sedes rurais e chácaras) apresentaram coeficientes β adequados às relações que estabelecem com os fatores direcionadores, a saber: áreas industriais localizadas em terrenos de menor declividade, próximos às rodovias e à zona urbana e distantes da rede de drenagem, de forma a evitar o lançamento de efluentes diretamente nos rios e as enchentes. As áreas urbanas tiveram correlação negativa com o fator “distância da zona urbana”, pois a tendência de expansão das cidades se dá em sua franja, nas áreas adjacentes ao sítio urbano. Já a relação positiva com o fator “distância das estradas de terra” é menos justificável, pois estas se distribuem por toda a área de estudo, apesar de algumas delas partirem da zona urbana. Os fatores relacionados às sedes rurais e chácaras de lazer, por sua vez, direcionam tal uso para as proximidades da rede de drenagem, da zona urbana, das rodovias e das estradas de terra devido à acessibilidade da população urbana e à obtenção de água.

A qualidade do ajuste do modelo logit, expressa pela curva ROC, mostra que as classes zona urbana, mandioca e área industrial tiveram ajuste excelente; que as classes soja e cana-de-açúcar tiveram bom ajuste; que a qualidade média do ajuste entre o uso da terra e os fatores direcionadores foi obtida nas classes vegetação arbórea, pastagem, sedes rurais e chácaras e culturas permanentes; a qualidade baixa nas classes milho e eucalipto, e o ajuste ruim na classe solo exposto, segundo critérios estabelecidos na Tabela 10. Como as áreas de solo exposto são usualmente terras agrícolas que permaneceram em pousio durante todo o ano 2004, é provável que tenham relacionamento estatístico mais forte com os fatores direcionadores quando forem convertidas em outros usos agrícolas. Portanto, nas classes de uso da terra que tiveram menor índice ROC, os fatores direcionadores utilizados têm poder limitado de explicação de sua distribuição espacial. Barreto et al. (2013) obtiveram índice ROC baixo (0,6) para as principais classes de uso da terra da bacia do Rio Balsas – MA, como as áreas de Cerrado, Campo cerrado, agricultura e floresta galeria, devido à uniformidade geográfica da bacia hidrográfica, na qual a expansão agrícola em áreas de Cerrado nas últimas décadas foi parcialmente aleatória ou não explicada pelos fatores socioeconômicos e ambientais. Gong et al. (2018) encontraram valores ROC entre 0,772 e 0,95 na região metropolitana de Guangzhou, China, nos anos 1990 e 2005, mas os usos da terra foram agrupados em apenas cinco grandes classes (floresta, área agrícola, área urbanizada e superfícies de água naturais e artificiais).

Cumpre destacar que outros fatores, sobretudo os de ordem socioeconômica como renda e capacidade de investimento na produção agrícola, disponibilidade de máquinas e implementos, necessidade e disponibilidade de mão de obra, entre outros, poderiam melhorar a qualidade do ajuste, mas não foram utilizados devido à falta de dados. A densidade demográfica por setor censitário, proveniente do Censo Demográfico 2010 (Figura 58), não influenciou a distribuição espacial de nenhuma classe de uso da terra, pois os setores censitários urbanos já se encontram na zona urbana consolidada ou em consolidação, e os setores rurais possuem densidade demográfica baixa, inferior a 10 hab.km^{-2} e sem diferenças significativas entre si, além de áreas extensas, sendo que a zona rural se divide em apenas sete setores censitários.

A partir dos coeficientes de regressão logística acima abordados, foram elaborados os mapas de probabilidade de ocorrência das classes de uso da terra utilizadas na modelagem. Assim como na simulação dos cenários futuros (item 3.3.3), foi necessário utilizar a função preferência específica de localização (*locspec*) para aumentar a probabilidade de ocorrência de algumas classes de uso da terra em locais específicos e evitar, por exemplo, que as novas áreas urbanas fossem alocadas em locais não adjacentes à zona urbana já existente, sobretudo nos divisores de água diametralmente opostos a ela, como observado na simulação sem o uso da função. A função *locspec* foi utilizada nesta etapa de análise de sensibilidade do modelo Dyna-CLUE para as classes zona urbana e área industrial, aumentando-se a probabilidade de ocorrência dos respectivos usos nos locais ocupados pelos mesmos no ano 2018 (Figura 63). A probabilidade de ocorrência atribuída a essas categorias é igual a 1, e o peso atribuído a elas nos parâmetros principais do modelo foi definido em 0,7.

Figura 63. Mapas de preferência específica de localização (*locspec*) das classes zona urbana e área industrial



Os mapas de probabilidade de ocorrência das classes utilizadas na simulação do cenário de uso da terra do ano 2018 são apresentados na Figura 64.

As classes zona urbana e área industrial, em decorrência do uso da função *locspec*, tiveram as probabilidades de ocorrência especificadas na referida função somadas àquelas calculadas a partir do modelo logit e superaram o valor 1 nos locais ocupados pelos respectivos usos em 2018.

A classe cana-de-açúcar apresentou valores máximos de probabilidade próximos a 1, nas áreas caracterizadas pela fertilidade aparente do solo predominantemente baixa, textura do horizonte A argilosa, alta tolerância de perda de solo e declividades médias a altas. Estes foram os fatores direcionadores de maior valor do coeficiente β no modelo logit. Parte dessas áreas já estava ocupada por cana-de-açúcar no ano 2004, com exceção das áreas a leste da bacia hidrográfica.

Figura 64. Mapas de probabilidade de ocorrência das classes de uso da terra – calibração do modelo (Continua)

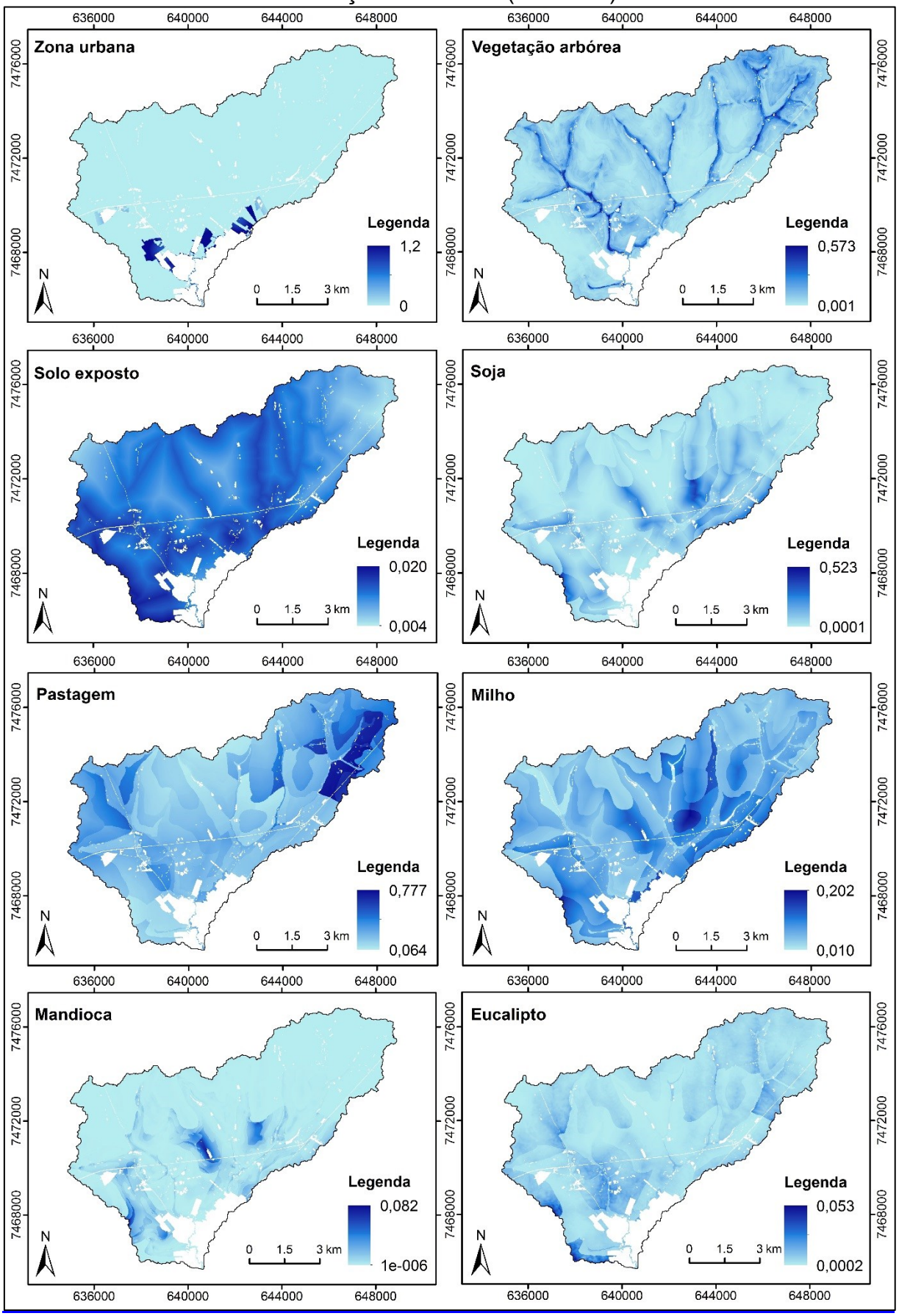
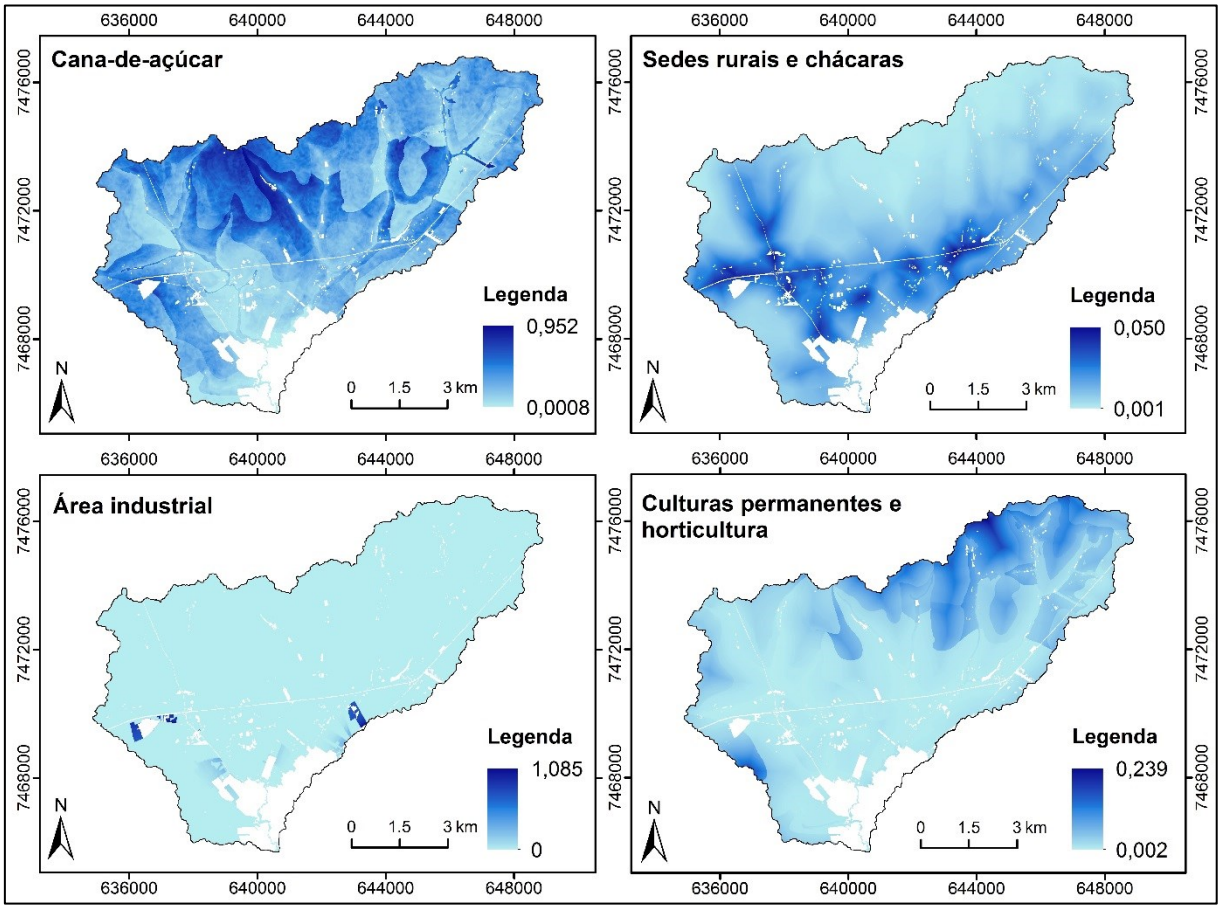


Figura 64. Mapas de probabilidade de ocorrência das classes de uso da terra – calibração do modelo (Conclusão)



A probabilidade de ocorrência da classe pastagem atingiu os índices máximos (0,777) nas áreas caracterizadas pela fertilidade aparente do solo muito baixa e de solos com pequena tolerância à erosão, com predomínio de textura arenosa a média no horizonte A. A classe vegetação arbórea teve maior probabilidade de ocorrência nos fundos de vale, na faixa marginal à rede de drenagem, mas principalmente nos locais dos fundos de vale de fertilidade aparente do solo muito baixa e declividade inferior a 3 %, conforme os coeficientes β definidos no modelo logit.

A cultura do milho apresentou probabilidades baixas de ocorrência, com valor máximo de 0,202, mas as áreas mais propícias ao cultivo são as de textura do horizonte A muito argilosa, fertilidade aparente alta e índices intermediários de tolerância à erosão. Já a cultura da soja teve sua probabilidade de ocorrência controlada por solos com índices baixos a intermediários abaixo da média de erodibilidade, alta tolerância à perda por erosão, fertilidade aparente alta a muito alta e textura argilosa a muito argilosa. As lavouras de mandioca, por sua vez, possuem maior probabilidade de ocorrência (0,082) em relevos com declividade inferior a 3 %

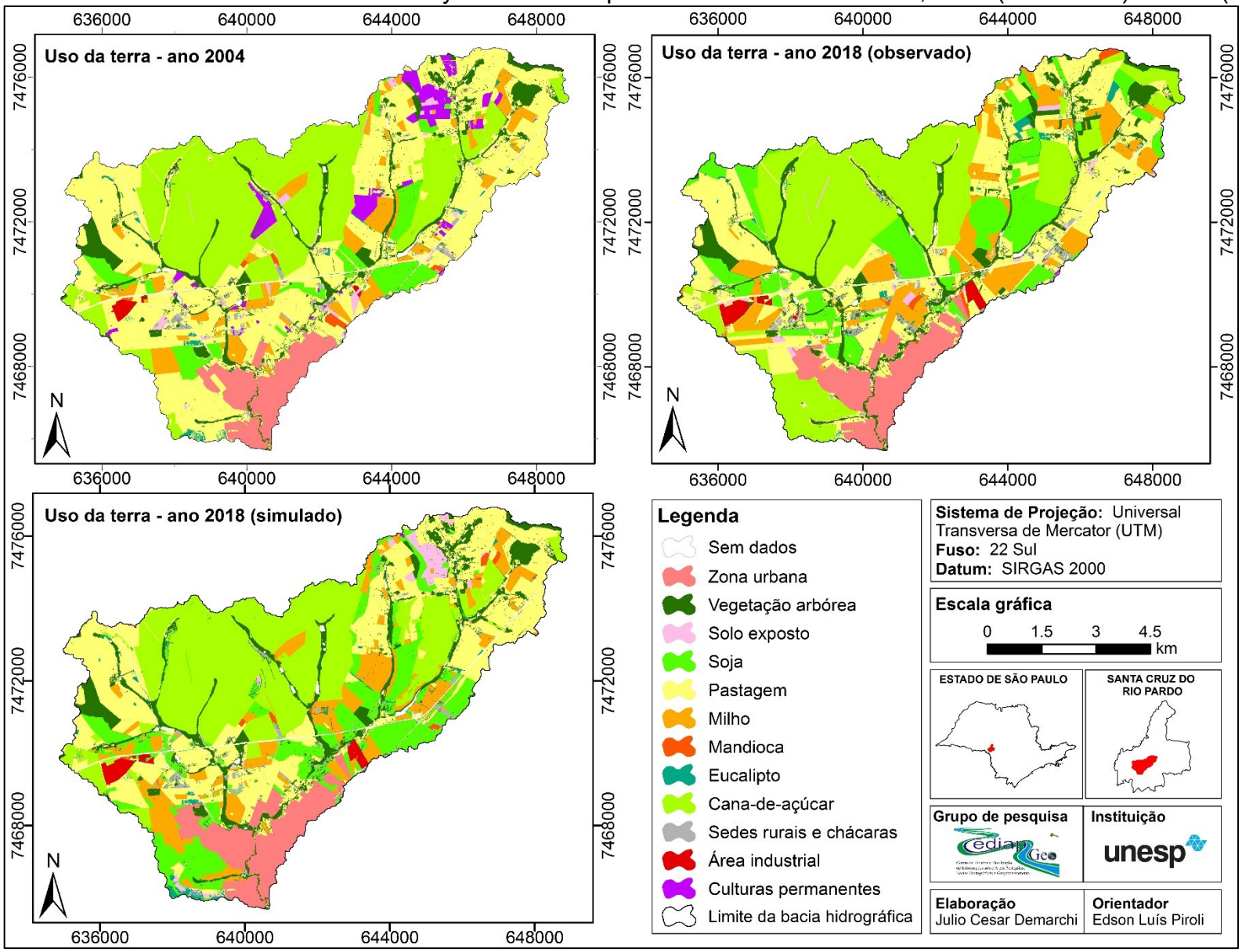
e textura do horizonte A muito argilosa. Esta cultura, entretanto, tem melhor desenvolvimento em solos de textura mais grosseira.

As lavouras de eucalipto, de baixa expressividade na área de estudo no ano 2004, apresentaram baixa probabilidade de ocorrência, assim como a lavoura de mandioca, que também ocupava área reduzida na bacia do Ribeirão São Domingos. Os solos de textura arenosa e média no horizonte A nas proximidades dos divisores de água oeste e sudeste da bacia hidrográfica constituem suas principais áreas aptas à ocorrência. Os fatores altitude, distância euclidiana das estradas de terra e da rede de drenagem, também estão relacionados estatisticamente à classe eucalipto, mas apresentam coeficientes β inferiores a 0,02. As sedes rurais e chácaras possuem localização ótima nas proximidades das rodovias, estradas municipais, zona urbana e rede de drenagem, e probabilidade máxima de 0,05. A classe solo exposto tem probabilidade máxima de ocorrência de apenas 0,02, nas áreas adjacentes às estradas de terra e zona urbana, e distantes das rodovias. Por fim, as culturas permanentes (café, urucum, fruticultura, horticultura) apresentaram localização espacial ótima em solos de erodibilidade média a alta, textura do horizonte A arenosa a média, tolerância média à erosão, distância elevada das rodovias e da rede de drenagem.

De acordo com a matriz de conversão do uso da terra (Tabela 68 do Anexo III), as classes zona urbana, sedes rurais e chácaras e área industrial não são passíveis de conversão em outros usos, e a conversão dos usos agrícolas em vegetação arbórea é permitida somente cinco anos de existência, refletindo o tempo mínimo necessário para o crescimento espontâneo da vegetação após o abandono da área. A conversão entre as demais classes de uso da terra é permitida. Os valores de elasticidade à conversão (ELAS) foram ajustados durante a realização da modelagem na tentativa de melhorar a acurácia da alocação espacial dos usos da terra. De modo geral, as culturas anuais tiveram índices menores de ELAS, em torno de 0,4, pois são facilmente substituídas; as culturas permanentes ou semiperenes, pastagem e vegetação arbórea tiveram valores intermediários a elevados, e às áreas de ocupação urbana e rural consolidadas foi atribuída elasticidade igual a 1.

O mapa de alocação espacial dos usos da terra no ano 2018, assim como os mapas reais de uso da terra dos anos 2004 e 2018, são apresentados na Figura 65.

Figura 65. Análise de sensibilidade do modelo Dyna-CLUE: mapas de uso da terra de 2004, 2018 (observado) e 2018 (simulado)



Os mapas da Figura 65 evidenciam mudanças significativas na área ocupada e na distribuição espacial dos usos da terra na bacia do Ribeirão São Domingos entre os anos 2004 e 2018, assim como desvios na alocação espacial dos usos da terra pelo modelo Dyna-CLUE. Comparando os usos da terra observados dos anos 2004 e 2018, nota-se a redução das áreas de pastagem, que passaram a ser ocupadas pelas lavouras de cana-de-açúcar, milho, soja e pela zona urbana. Verificou-se também a expansão do cultivo da soja em áreas antes ocupadas por outras culturas agrícolas, além da expansão e mudanças na alocação espacial da cultura do milho. As culturas permanentes foram, em sua quase totalidade, substituídas pelas lavouras de cana-de-açúcar, milho, soja e pastagem, e as áreas de solo exposto estão distribuídas na área de estudo, por constituírem áreas agrícolas em pousio. Observou-se ainda o crescimento urbano, das áreas industriais e um pequeno aumento das áreas de vegetação arbórea, sobretudo nas faixas marginais aos cursos d'água.

O mapa de uso da terra do ano 2018 simulado pelo modelo Dyna-CLUE manteve as classes zona urbana e área industrial observadas no referido ano graças ao uso da função *locspec*, que aumentou sua probabilidade de ocorrência em locais específicos. Em suma, a alocação espacial das áreas de crescimento urbano e industrial entre 2004 e 2018 foi definida pelo usuário. A vegetação arbórea também foi mantida em quase toda a área ocupada no ano 2018 e também em alguns locais onde existia no ano 2004, mas não em 2018, principalmente em alguns fragmentos da porção nordeste da bacia hidrográfica, em razão do valor 0,8 atribuído à elasticidade de conversão e das altas probabilidades de ocorrência calculadas pelo modelo nos fundos de vale, locais onde ela predominava.

O desempenho do modelo Dyna-CLUE na simulação da alocação espacial das classes de uso da terra no ano 2018 tendo como ano base da modelagem o ano 2004 pode ser verificado na Tabela 28.

Tabela 28. Avaliação de desempenho do modelo Dyna-CLUE: área das classes de uso da terra dos anos 2004, 2018 (observado e simulado), diferença de área entre os usos observado e simulado, áreas simuladas corretamente, exatidão global e índice Kappa

Uso da terra	Área (ha)					
	2004	2018 (observada)	2018 (simulada)	Diferença (simul - observ)	Simulação correta (ha)	Simulação correta (%)
Zona urbana	438,92	580,97	582,04	1,07	569,22	97,8
Vegetação arbórea	611,57	709,76	709,78	0,02	504,37	71,06
Solo exposto	99,48	108,19	111,06	2,87	6,00	5,4
Soja	390,11	1.015,63	1.013,03	-2,6	261,65	25,83
Pastagem	3.055,46	2.036,45	2.037,74	1,29	1.197,78	58,78
Milho	522,27	774,98	776,28	1,3	94,88	12,22
Mandioca	25,48	26,84	26,36	-0,48	0	0
Eucalipto	40,26	52,15	51,18	-0,97	9,38	18,33
Cana-de-açúcar	2.226,38	2.294,71	2.291,84	-2,87	1.836,89	80,15
Sedes rurais e chácaras	92,76	96,34	97,31	0,97	40,19	41,3
Área industrial	28,82	70,53	70,02	-0,51	67,77	96,79
Culturas permanentes	236,08	1,04	0,95	-0,09	0	0
Total	**7.767,59**	**7.767,59**	**7.767,59**	**15,04**	**4.588,13**	
Exatidão global (%)						**59,07**
Índice Kappa						**0,49**

A cultura da soja teve alocação espacial correta apenas em 25,83 % de sua área existente em 2018. Na porção sul da bacia hidrográfica, foi alocada uma lavoura de soja de área representativa, a qual é cultivada com cana-de-açúcar. Por outro lado, nenhum pixel foi alocado com soja em área atualmente ocupada por essa cultura agrícola em talhão situado no centro da bacia hidrográfica, delimitado a sul pela Rodovia SP-327 e a leste pelos ribeirões Santa Cândida e São João do Criciumal, sendo alocadas em seu lugar as classes cana-de-açúcar e pastagem. Também, em área situada a leste da anterior onde atualmente há um sistema de irrigação em pivô central todo cultivado com soja no verão, o modelo manteve a alocação do cultivo do milho, que em 2004 dividia a área com a cultura do café.

A alocação espacial seguiu, no entanto, as probabilidades de ocorrência de todas as classes de uso da terra, a elasticidade à conversão, e a diferença entre área demandada e área alocada durante as iterações e a “competição” das categorias de uso da terra pela alocação nos pixels do modelo Dyna-CLUE. Tais

fatos permitem inferir que os fatores direcionadores da alocação espacial da classe soja, a saber, distância das estradas municipais, distância da rede de drenagem, erodibilidade, fertilidade aparente, tolerância à perda por erosão e textura do horizonte A do solo, não são adequados para explicar sua distribuição.

Outra classe de uso da terra que teve desempenho ruim na alocação espacial foi a categoria “milho”. Com apenas 12,22 % de sua área ocupada em 2018 simulada corretamente pelo modelo Dyna-CLUE e elasticidade à conversão de 0,4, esta classe teve várias parcelas agrícolas cultivadas em 2004, mas ocupadas por outros usos da terra em 2018, que mantiveram o cultivo com milho na modelagem. A probabilidade máxima de ocorrência da classe milho foi de 0,202, mas nem todos os talhões resultantes da simulação possuem as mais altas probabilidades de ocorrência desta cultura. Portanto, essas áreas são remanescentes do processo de alocação, pois os locais de maior probabilidade de ocorrência de milho foram alocados com categorias de uso da terra de probabilidade ainda maior no local. Ademais, o valor de elasticidade à conversão teve influência na manutenção de algumas parcelas ocupadas por milho em 2004 com o mesmo cultivo, dificultando sua conversão em outro uso.

Em relação à cana-de-açúcar, 80,15 % de sua área alocada pelo modelo Dyna-CLUE em 2018 o foi realizada corretamente. Da área total cultivada com cana-de-açúcar em 2004, 1.825,67 ha mantiveram o uso em 2018. Na simulação, somando as áreas nas quais o uso foi mantido e aquelas em que o uso anterior foi convertido em cana-de-açúcar, a área simulada corretamente foi de 1.836,89 ha. Esses dados podem ser explicados pelo índice de elasticidade à conversão utilizado (0,6), que restringe sua conversão em outros usos, e pela probabilidade de ocorrência desta categoria de uso calculada pelo modelo, que é elevada nas áreas já ocupadas pelos canaviais em 2004.

Outra situação específica ocorreu na classe “solo exposto”, cuja probabilidade máxima de ocorrência definida pelo modelo foi de 0,02, e a elasticidade à conversão foi definida em 0, evidenciando nenhuma restrição à conversão. A área alocada com solo exposto pelo modelo se concentrou na porção nordeste da área de estudo, atualmente ocupada por milho, pastagem e uma parcela agrícola de solo exposto. O comportamento do modelo é resultado da alocação da área demandada pelos usos milho e pastagem em outras áreas, nas quais a probabilidade de ocorrência era maior. Tendo sido suprida toda a demanda de área por milho e pastagem, as áreas

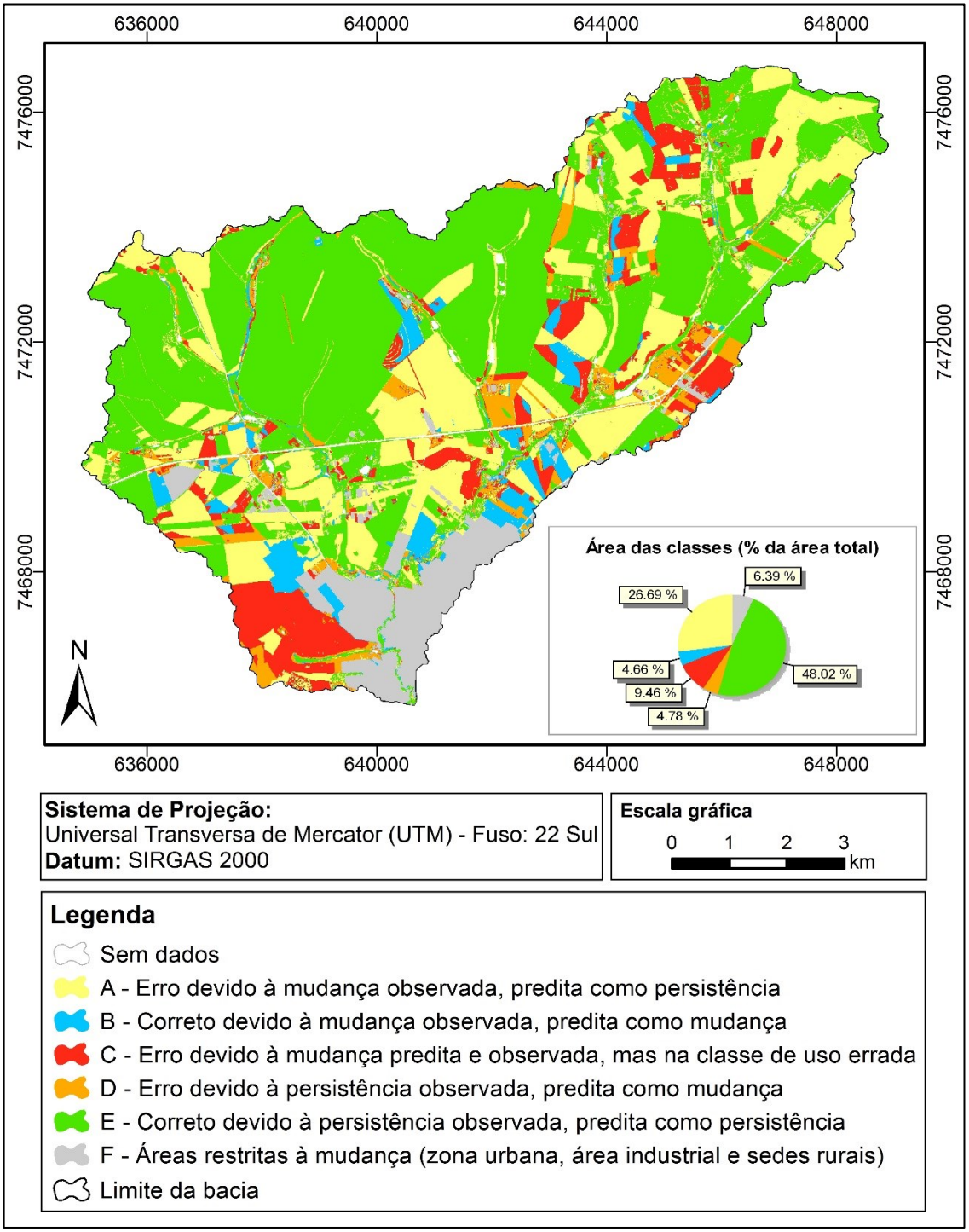
restantes foram ocupadas por classes de menor probabilidade. A mesma situação ocorreu com a cultura da mandioca, cujos pixels de maior probabilidade de ocorrência (0,082) foram alocados pelo modelo com classes de probabilidade de ocorrência ainda maior pelas culturas de cana-de-açúcar e milho. Essas áreas de maior probabilidade de ocorrência da categoria mandioca, no entanto, não correspondem às de cultivo deste produto agrícola no ano 2018.

A Tabela 28 apresenta ainda alguns indicadores de desempenho do modelo Dyna-CLUE. Com o uso dos valores 5 e 8, respectivamente, para as variáveis de iteração “desvio médio máximo entre demanda e área alocada” e “desvio máximo individual entre demanda e área alocada”, a soma das áreas de todas as categorias utilizadas na modelagem que estiveram acima ou abaixo da área demandada por cada categoria foi de 15,04 ha, o que representa 0,19 % da área total da bacia hidrográfica incluída na simulação. A maior diferença positiva, cuja área simulada foi maior que a observada, ocorreu na classe solo exposto (2,87 ha), e a maior diferença negativa, de área simulada menor que a observada, foi verificada na classe cana-de-açúcar (-2,87 ha). Quando testados índices inferiores das variáveis de iteração aos utilizados na modelagem, ela se encerrou após 20.000 iterações no processo de alocação espacial, sem conseguir alocar os usos da terra conforme a demanda.

Considerando todas as áreas cuja classe de uso da terra alocada correspondia à classe observada, em relação à área total, a exatidão global da modelagem foi de 59,07 %. Já o índice Kappa, obtido a partir do mapa de uso da terra observado em 2018 como imagem verdade e do mapa resultante da simulação como mapa categórico a ser avaliado, foi de 0,49, o que indica concordância “moderada” entre o mapa simulado e a imagem verdade, segundo a classificação proposta por Landis e Koch (1977).

A Figura 66 apresenta o padrão espacial de mudança ou persistência do uso da terra predito pelo modelo Dyna-CLUE no ano 2018, em relação aos usos observados em 2004 e 2018, a partir do qual se pode avaliar o desempenho da modelagem.

Figura 66. Padrão espacial de mudança ou persistência do uso da terra predito pelo modelo Dyna-CLUE no ano 2018, em relação aos usos observados em 2004 e 2018



Como os pixels da classe F não participaram da modelagem por constituírem áreas de ocupação consolidada, restritas à mudança no uso da terra, apenas as classes B e E indicam acordo entre a alocação espacial predita pelo modelo Dyna-CLUE e a observada no ano 2018, seja em decorrência de mudanças preditas e observadas em relação ao ano 2004, ou de persistência do uso observado neste

ano. Essas classes totalizam 52,68 % da área total da bacia hidrográfica (Tabela 29), ou 56,27 % da área participante da simulação, excluída a área restrita à mudança. No entanto, dos 361,7 ha enquadrados na classe B, caracterizados por mudanças observadas em 2018, preditas como mudanças no uso da terra pelo modelo, 181,02 ha correspondem à expansão urbana e das áreas industriais, ocorrida no período 2004-2018, cuja modelagem foi "forçada" pelo usuário por meio da função de preferência específica de localização (*locspec*). Se essas áreas forem desconsideradas, apenas 50,35 % da área total da bacia hidrográfica terão seu uso da terra simulado corretamente.

Tabela 29. Avaliação de desempenho do modelo Dyna-CLUE: área das categorias de predição e índices de acurácia

Categoria de predição/avaliação	**Área (ha)**	**Área (%)**
A - Erro devido à mudança observada, predita como persistência	2.073,39	26,69
B - Correto devido à mudança observada, predita como mudança	361,7	4,66
C - Erro devido à mudança predita e observada, mas na classe de uso incorreta	734,87	9,46
D - Erro devido à persistência observada, predita como mudança	371,2	4,78
E - Correto devido à persistência observada, predita como persistência	3.730,34	48,02
F - Áreas restritas à mudança (zona urbana, área industrial e sedes rurais)	496,09	6,39
Total	**7.767,59**	**100**
Figura de mérito = B/(A+B+C+D)		**10,21 %**
Acurácia do produtor = B/(A+B+C)		**11,41 %**
Acurácia do usuário = B/(B+C+D)		**24,64 %**

Os principais usos da terra enquadrados na classe A, caracterizada pela persistência observada entre 2004 e 2018, mas predita pelo modelo como mudança no uso da terra, foram pastagem, cana-de-açúcar, soja e milho. Além do relacionamento estatístico entre as classes de uso da terra e os fatores direcionadores da alocação espacial, que definiram mapas de probabilidade de ocorrência das referidas classes, os valores de elasticidade à conversão utilizados (0,7 para pastagem, 0,6 para cana-de-açúcar e 0,4 para soja e milho) podem não ter sido elevados o suficiente para restringir a mudança no uso da terra.

No classes C e D, as principais categorias de uso da terra que interferiram na modelagem, ora ocupando áreas nas quais houve de fato mudança no uso da terra, mas tendo outra classe ganhadora, ora em áreas em que não houve mudança no uso da terra, foram a soja, o milho e o solo exposto. Essa condição decorre das dificuldades enfrentadas na modelagem dos referidos usos da terra, já que os fatores direcionadores utilizados não foram eficientes na definição de sua localização espacial correta.

A Tabela 29 contém também os índices de acurácia da modelagem. O índice "figura de mérito" obtido para a modelagem em questão é de 10,21 %, o que significa que entre as áreas em que houve predição e/ou observação de mudança no uso da terra entre os anos 2004 e 2018, apenas em 10,21 % delas o modelo predisse mudança, e esta foi observada na categoria de uso da terra ganhadora correta. O índice de "acurácia do produtor" obtido na modelagem aponta que, entre as áreas nas quais houve mudança no uso da terra entre 2004 e 2018, em apenas 11,41 % delas a mudança de fato ocorreu, e o modelo predisse a categoria ganhadora correta. Por fim, o índice "acurácia do usuário" revela que em 24,64 % das áreas nas quais as mudanças no uso da terra foram preditas pelo modelo (mas não necessariamente observadas), elas de fato ocorreram, tendo o modelo predito a categoria ganhadora correta.

Das treze modelagens avaliadas por Pontius et al. (2008) por esta metodologia utilizando diversos modelos, entre eles o CLUE, CLUE-S, Geomod, LTM, SLEUTH, entre outros, aplicados em diferentes áreas de estudo, apenas quatro apresentaram valores de figura de mérito inferiores aos observados neste trabalho, dois apresentaram acurácia do produtor menor e cinco deles tiveram acurácia do usuário inferior a esta modelagem. No entanto, as regiões estudadas possuem diferentes tamanhos e resoluções espaciais, e todas os modelagens mais acuradas empregaram menor número de classes que no presente trabalho. Alguns deles modelaram transições entre apenas duas categorias, sendo o número máximo de oito classes. Apenas o modelo Environment Explorer, aplicado na Holanda, teve 15 classes, mas seu desempenho foi inferior ao obtido neste trabalho.

O índice figura de mérito e os parâmetros dele derivados não consideram, no entanto, as áreas nas quais o modelo não prediz mudança no uso da terra, e ela de fato não ocorre. Como no modelo Dyna-CLUE a persistência do uso da terra do período anterior se deve à relação entre a classe de uso e os fatores direcionadores,

a elasticidade de conversão e a competição entre as categorias no processo de alocação espacial, ela constitui um resultado do processo de modelagem. Portanto, sugere-se que tais áreas, representadas pela categoria E da Tabela 29, sejam somadas às demais categorias no numerador e no denominador da equação da "figura de mérito". Nesta pesquisa, se incluída a categoria E, o valor da figura de mérito subiria para 56,27 %.

A análise de sensibilidade do modelo Dyna-CLUE aplicada ao período de 2004 a 2018 na bacia do Ribeirão São Domingos mostrou que, considerando as mudanças e persistências preditas e observadas, a alocação espacial foi correta em mais de 50 % da área de estudo. No entanto, a alocação de algumas classes de uso da terra não foi realizada adequadamente, seja em decorrência dos fatores direcionadores utilizados (milho e soja), seja em função da área inexpressiva ocupada em um dos períodos (solo exposto, culturas permanentes, eucalipto e mandioca), ou em razão dos índices de elasticidade à conversão utilizados. A utilização de um número menor de classes de uso da terra, mas de menor diferença de área entre si, e o uso de fatores direcionadores adequados, poderia aumentar a acurácia da modelagem.

3.3.3 Simulação dos cenários de uso futuro da terra – ano 2028

Os cenários futuros de uso da terra para o ano 2028, seguindo a tendência de crescimento urbano, industrial e de algumas culturas agrícolas observado entre 2004 e 2018, além de algumas especializações produtivas hipotéticas, foram simulados com a finalidade de compreender, na sequência, sua influência nos processos erosivos, no aporte de sedimentos na saída da bacia e na produção de escoamento superficial.

A Tabela 30 apresenta os resultados da análise de regressão logística entre as classes de uso da terra do ano 2018 e os fatores direcionadores da alocação espacial, selecionados com base no relacionamento lógico com as respectivas classes, assim como os valores da curva ROC, que indicam a qualidade do ajuste do modelo de regressão.

Tabela 30. Coeficientes de regressão logística entre as classes de uso da terra e os fatores direcionadores do uso da terra e valores da curva ROC

Classe de uso da terra	Coeficiente β_0	ALT	DECL	DROD	DEST	DDRE	DZUR	EROD	FERT	TOL	TEXT	Curva ROC
Zona urbana	-2,19956	-	-	-	0,01033	-	-4.39918	-	-	-	-	0,999404
Vegetação arbórea	5,90708	-0,01289	-0,32345	-	-	-0,00147	0,00023	-	-0,1798	-0,02164	-	0,687154
Solo exposto	-3,46487	-	-	-0,00042	-0,00068	-	-0,00008	-	-	-	-	0,645549
Soja	-6,26754	-	-	-	-0,00122	-0,0004	-	84,53157	0,29702	0,0649	0,128	0,701539
Pastagem	2,01583	-	0,01982	-0,00044	-0,0001	-0,00016	-	-	-0,14409	-0,14115	-0,18252	0,772937
Milho	-2,8351	0,00121	-	-	-0,00122	0,00151	-	-	0,23022	-0,12003	0,22148	0,705111
Mandioca	-5,89619	-	0,36357	-	-0,00076	0,00132	-	-	-	-0,13573	0,24922	0,684771
Eucalipto[1]	-5,21536	0,00446	-	-	-0,00009	-0,00057	-	-	-0,27568	-	-0,70833	0,761029
Cana-de-açúcar	-26,71255	0,03797	0,25336	-	0,00023	-0,00086	-	-	-0,19177	0,20134	0,65998	0,827987
Campestre	-2,734	-	-	-0,00092	-	-0,00445	-	-	-	-0,10987	-	0,821147
Área industrial	-1,31314	-	0,10907	-0,00409	-	0,00134	-0,02088	-	-	-	-	0,979747
Culturas permanentes	-2,53446	-	-0,08004	-0,00011	-0,00076	-	-	-	-	-0,10369	-0,23511	0,683866
Eucalipto[2]	-2,61198								-0,34043	-0,77093		0,713978

ALT: altitude; DECL: declividade; DROD: distância euclidiana das rodovias; DEST: distância euclidiana das estradas de terra municipais; DDRE: distância euclidiana da rede de drenagem; DZUR: distância euclidiana da zona urbana; EROD: erodibilidade do solo; FERT: fertilidade aparente do solo; TOL: tolerância de perda de solo: TEXT: classe textural do horizonte A do solo; Curva ROC: Característica de Operação Relativa – índice de qualidade do ajuste do modelo.

[1] Coeficientes de regressão da classe “eucalipto” utilizados na simulação dos cenários 1 a 4 e 6;

[2] Coeficientes de regressão da classe “eucalipto” utilizados na simulação do cenário 5.

Embora a qualidade do ajuste do modelo logit para a classe soja tenha sido inferior à observada na análise de sensibilidade do modelo, tendo o valor de ROC reduzido de 0,807 para 0,701, ela passou a se relacionar positivamente com a tolerância de perda de solo, ou seja, a ter maior preferência de localização em solos mais tolerantes à erosão. Passou também a ser mais apta à ocorrência nas áreas mais próximas à rede de drenagem. Porém, continua a ter correlação positiva com a erodibilidade do solo, o que contraria a lógica, pois os solos mais erodíveis são em geral mais arenosos e naturalmente mais pobres em nutrientes, além de, em alguns casos, terem menor capacidade de infiltração da água nos horizontes subsuperficiais.

A cultura do milho teve relação estatística significativa a $p \leq 0,01$ com os mesmos fatores direcionadores da análise de sensibilidade do modelo. Considerando os sinais dos coeficientes β, as áreas de maior probabilidade de ocorrência são: maiores altitudes, proximidade das estradas de terra, distância da rede de drenagem e fertilidade aparente, além da textura fina do horizonte A e menor tolerância à perda de solo. A qualidade do ajuste do modelo foi de 0,705, considerada “boa” (Tabela 10).

A cultura do eucalipto apresentou correlação não lógica com dois fatores direcionadores da alocação espacial, ou seja, preferência pelas maiores altitudes e pela maior proximidade à rede de drenagem. Porém, se correlaciona negativamente com a fertilidade aparente do solo e com a textura do horizonte A, tendo maior chance de ocorrência em solos de baixa fertilidade aparente e textura grosseira. Dada a necessidade de alocar uma grande área de eucalipto no cenário 5 em razão da especialização hipotética da bacia hidrográfica na produção florestal, e considerando que a cultura do eucalipto não necessita solos muito férteis para o desenvolvimento, foi estabelecido um modelo logit para o eucalipto apenas para o cenário 5, havendo relacionamento estatístico negativo com a fertilidade aparente e com a tolerância à perda de solo, já que solos menos tolerantes à erosão são mais aptos à silvicultura que à agricultura intensiva. A qualidade do ajuste do modelo logit no cenário 5 foi de 0,713, enquanto nos demais cenários, foi de 0,761.

A curva ROC média do ajuste do modelo de regressão de todas as categorias de uso da terra foi de 0,772, valor inferior ao obtido na análise de sensibilidade do modelo, de 0,786. No entanto, o menor valor de ROC, da classe solo exposto, foi

superior ao obtido anteriormente (0,645 contra 0,558), mostrando que nenhuma categoria teve ajuste ruim, caracterizado pela aleatoriedade do modelo.

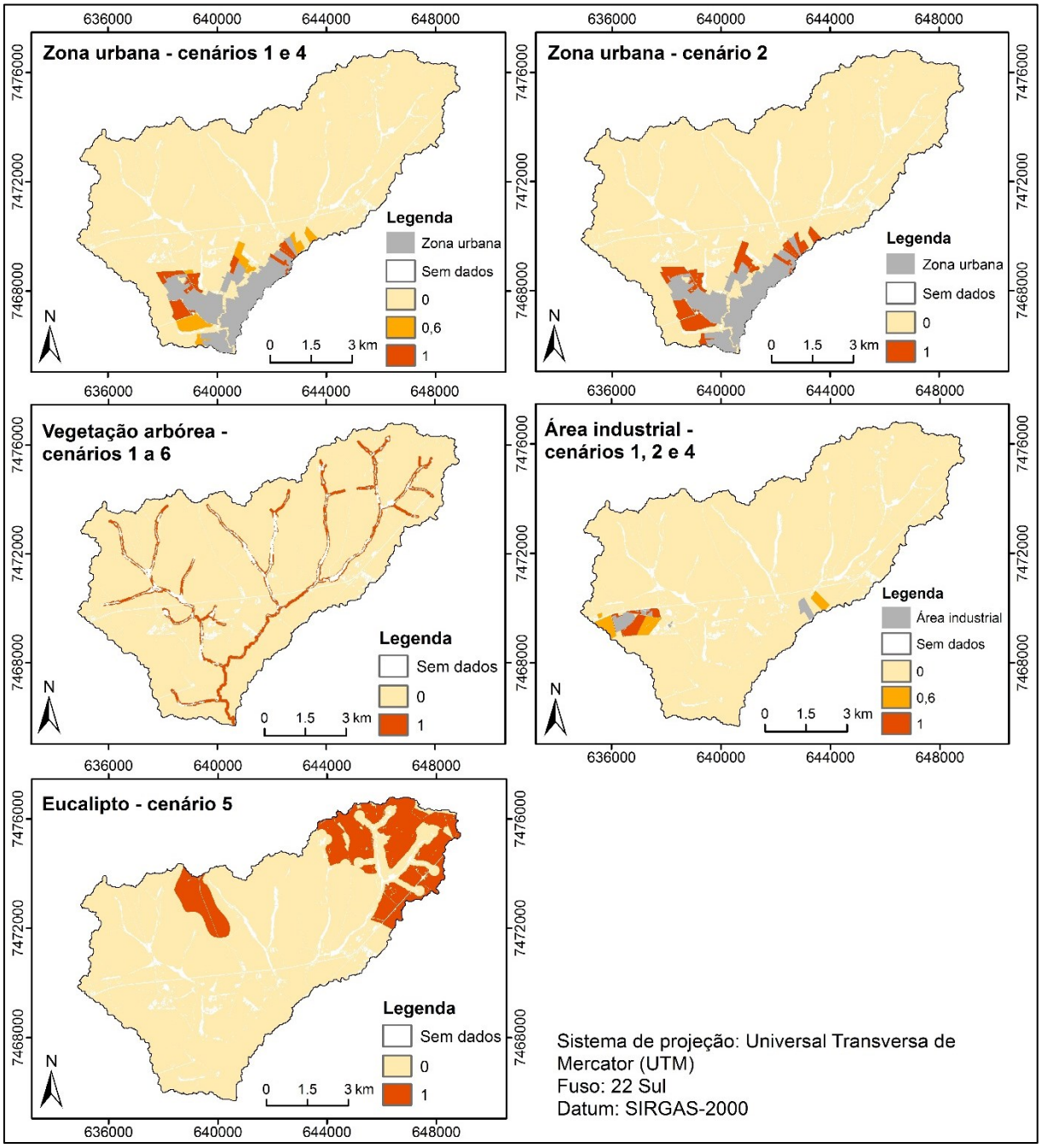
Os mapas de preferência específica de localização (*locspec*), elaborados de acordo com os critérios definidos no Quadro 4 com o objetivo de aumentar a probabilidade de ocorrência de algumas categorias específicas de uso da terra em locais previamente definidos e melhorar a qualidade da alocação espacial que seria definida apenas pelo modelo de regressão logística e pela elasticidade à conversão, são apresentados na Figura 67.

No cenário 2, o crescimento urbano foi estimado no dobro da taxa simulada no cenário 1. Desta forma, atribuiu-se no valor 1 às áreas mais próximas à zona urbana já existente no cenário 1, e o valor 0,6 às áreas potenciais um pouco mais distantes ou de terrenos mais declivosos, as quais teriam menor prioridade na alocação espacial. Já no cenário 2, foi assinalado o valor 1 a toda a área definida no cenário 1, pois o crescimento urbano deverá envolver todas elas.

O mapa de preferência específica de localização da vegetação arbórea aumentou seu peso nas faixas marginais aos cursos d'água, na largura de 50 metros. Embora a Lei Federal nº 12.651 de 25 de maio de 2012 (BRASIL, 2012a) e alterações estabeleçam a largura mínima de 30 metros nas faixas marginais aos cursos d'água de largura inferior a 10 metros como Área de Preservação Permanente, entende-se que faixas maiores de vegetação nas APP são mais eficientes na retenção de sedimentos, na regulação do ciclo hidrológico e do regime hídrico dos rios, na ciclagem de nutrientes e no desempenho das demais funções ecológicas desses ambientes.

Por fim, as áreas predefinidas para alocação do cultivo do eucalipto no cenário 5 coincidem com os solos de fertilidade aparente baixa e muito baixa e interflúvios que, embora tenham relevo plano e sejam aptos ao uso agrícola, também o são para promover a infiltração da água das chuvas no solo.

Figura 67. Mapas de preferência específica de localização (*locspec*) das classes zona urbana, vegetação arbórea, área industrial e eucalipto



Os mapas de probabilidade de ocorrência de todas as classes de uso da terra da modelagem dos cenários futuros constam da Figura 68. Eles foram calculados pelo modelo Dyna-CLUE a partir das equações de regressão logística usando os coeficientes constantes da Tabela 30 e os mapas de *locspec*, cujos pesos na constituição dos mapas de probabilidade foram de 0,7. Neles estão excluídos, além das zonas urbanas e áreas industriais, os fragmentos de vegetação arbórea de área superior a 0,1 ha, que foram restringidas à conversão para outros usos.

Figura 68. Mapas de probabilidade de ocorrência das classes de uso da terra – cenários 1 a 6 (Continua)

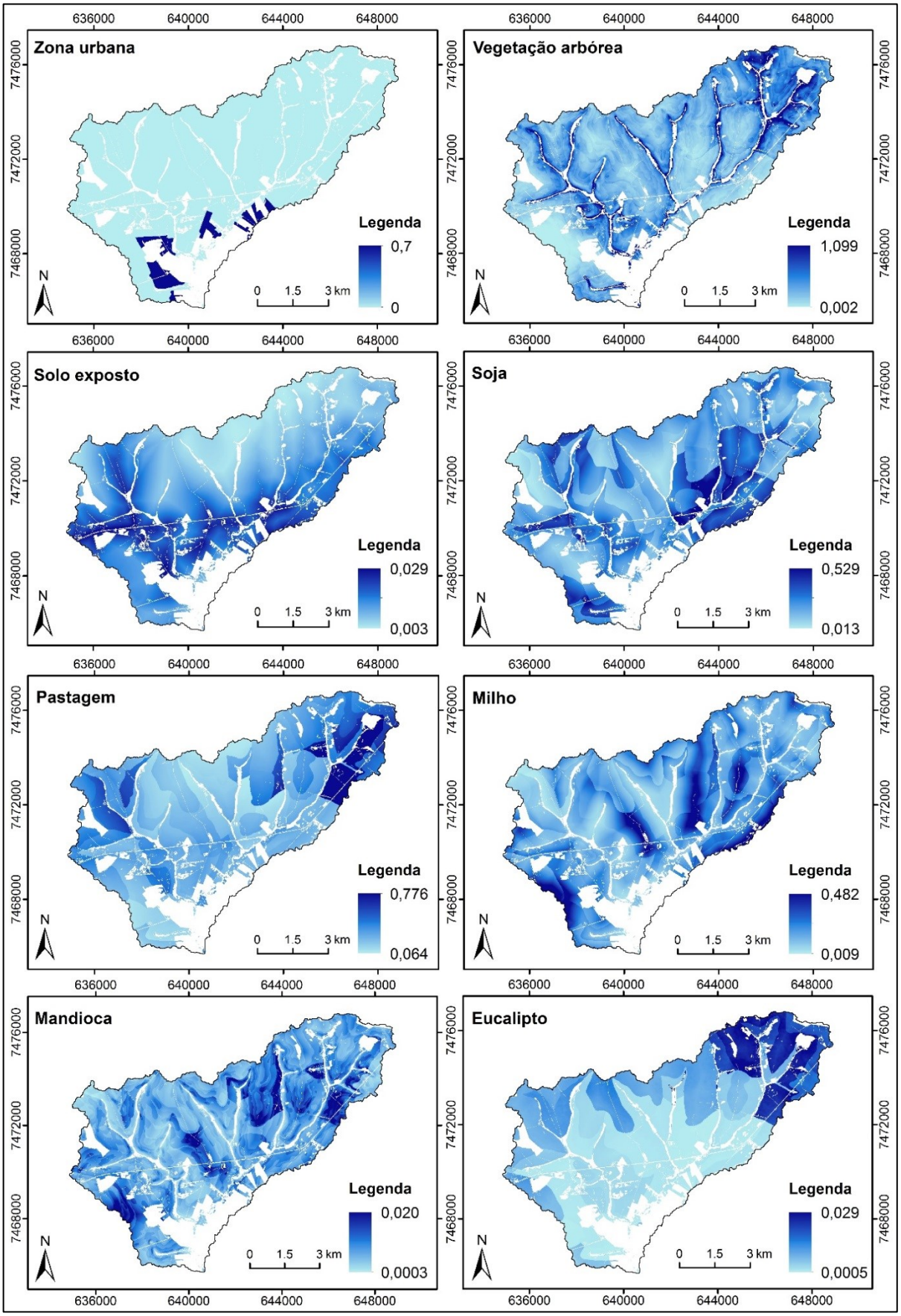
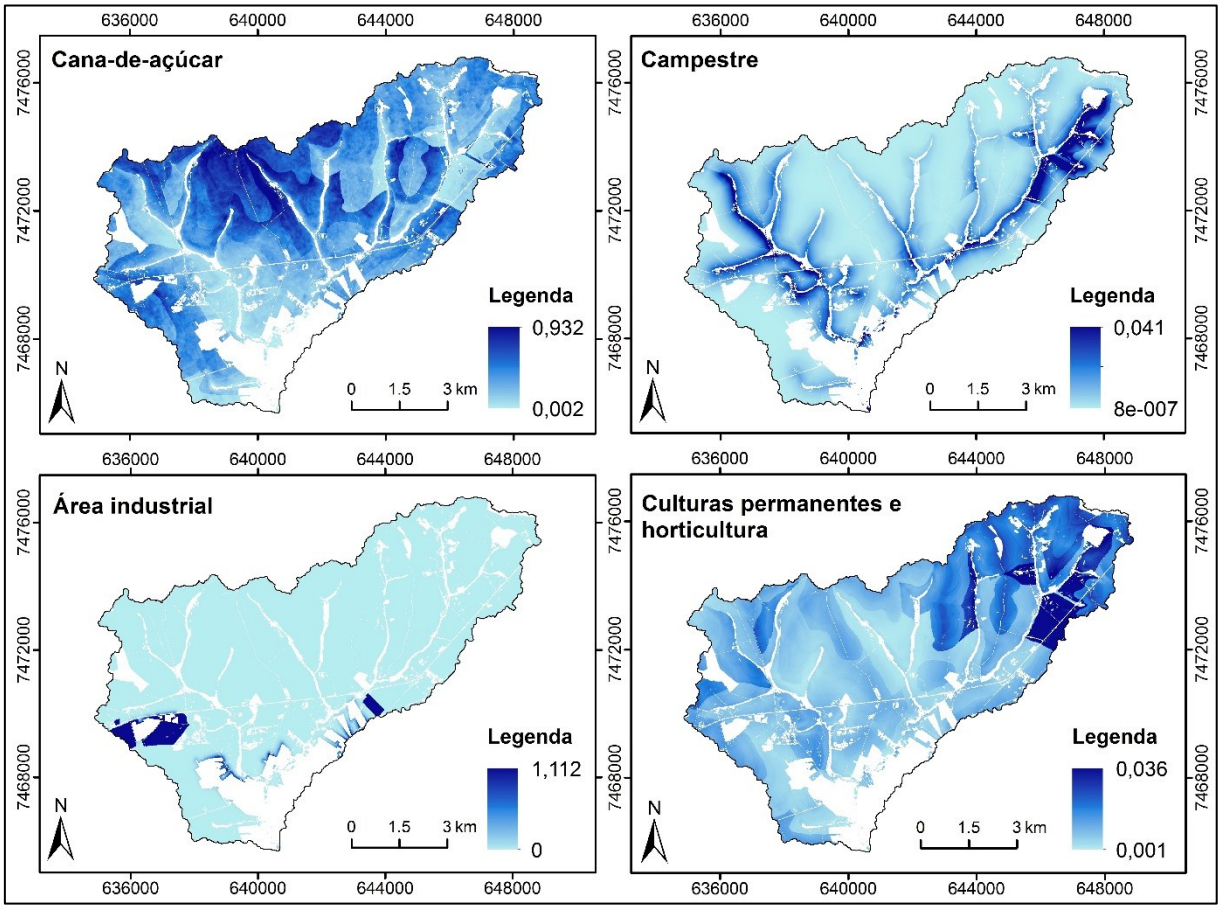


Figura 68. Mapas de probabilidade de ocorrência das classes de uso da terra – cenários 1 a 6 (Conclusão)



Considerando algumas mudanças nos modelos de regressão logística ajustados para as categorias de uso da terra e os respectivos fatores direcionadores da alocação espacial, que incluem alteração do sinal da correlação estatística, o uso de menos fatores direcionadores e mesmo mudanças na localização dos usos da terra e no tamanho das amostras no ano 2018 em relação a 2004, parte dos mapas de probabilidade apresentaram padrão espacial diferente do apresentado na etapa de análise de sensibilidade do modelo (Figura 64). Cumpre esclarecer que o número de amostras equivale a 30 % da área da respectiva classe de uso da terra, e metade delas são tomadas em áreas não ocupadas pelo referido uso da terra.

O mapa de probabilidade da categoria milho apresentou aumento na probabilidade máxima, de 0,202 para 0,482, e as áreas de maior probabilidade de ocorrência, localizadas em alguns interflúvios da sub-bacia do Ribeirão Mandaçaia e nos divisores de água da área de estudo, estão relacionadas às altitudes elevadas, à distância da rede de drenagem, à proximidade das estradas municipais e, em menor

grau, à fertilidade aparente do solo, à tolerância de perda por erosão, embora esses fatores direcionadores apresentam valores maiores de coeficiente β.

A cultura da soja também teve as áreas de maior probabilidade de ocorrência alteradas em relação ao modelo utilizado na análise de sensibilidade do Dyna-CLUE. Elas estão relacionadas à fertilidade aparente do solo alta e muito alta, a altos índices de tolerância à erosão e a índices médios a elevados de erodibilidade do solo. A textura fina do horizonte A e a proximidade às estradas municipais e rede de drenagem também influenciam sua alocação espacial, mas em menor intensidade.

O padrão espacial do mapa de probabilidade da cultura de cana-de-açúcar não se alterou em relação ao mapa da simulação 2004-2018, pois os fatores direcionadores com os quais se relacionou estatisticamente permaneceram os mesmos. No entanto, houve aumento nos valores intermediários de probabilidade, direcionados pelo aumento do peso relativo dos fatores textura do horizonte A e tolerância à erosão, e redução do peso relativo da fertilidade aparente do solo, sendo que com este fator a cana-de-açúcar se relaciona negativamente. Em geral, as principais áreas ocupadas por cana em 2018 apresentaram probabilidades elevadas de ocorrência do cultivo, superiores a 0,4.

A cultura da mandioca, que ocupava 0,34 % da área de estudo em 2018, possui probabilidade máxima de ocorrência de 0,02, coincidente espacialmente com os menores índices de tolerância à erosão e com as classes intermediárias de declividade do relevo. Embora seja correlacionada positivamente com a textura do horizonte A do solo (β = 0,249), as maiores probabilidades ocorrem em todas as classes texturais. Levando em consideração as baixas probabilidades de ocorrência, a categoria mandioca será alocada nas áreas remanescentes do processo de alocação das categorias de maior probabilidade de ocorrência.

Os mapas de probabilidade das classes zona urbana e área industrial seguiram as áreas definidas na função *locspec*. O modelo de regressão logística da área industrial incluiu quatro fatores direcionadores e o modelo de regressão logística ajustado, somado ao peso da função *locspec*, elevou sua probabilidade máxima de ocorrência para 1,112. A classe zona urbana, cujo modelo de regressão logística teve dois fatores direcionadores, teve sua probabilidade máxima de ocorrência limitada a 0,7, peso da função *locspec* atribuído a esta classe de uso da terra nos parâmetros principais da modelagem.

A categoria culturas permanentes e horticultura, assim como a categoria mandioca, apresentou probabilidade de ocorrência baixa, com valor máximo de 0,036. Seus maiores valores estão concentrados na porção nordeste da área de estudo, caracterizadas pela baixa tolerância à perda de solo e pela textura arenosa ou média do horizonte A, conforme definido no modelo logit. Outra classe que apresentou baixa probabilidade de ocorrência foi o uso campestre, cuja probabilidade máxima foi 0,041. As maiores probabilidades ocorrem em solos de baixa tolerância à erosão e nas proximidades da rede de drenagem. Também, a classe solo exposto apresentou baixos valores de probabilidade de ocorrência, com probabilidade máxima de 0,029. Conforme ajuste do modelo de regressão logística, as maiores probabilidades encontram-se nas proximidades da zona urbana, das rodovias e das estradas municipais.

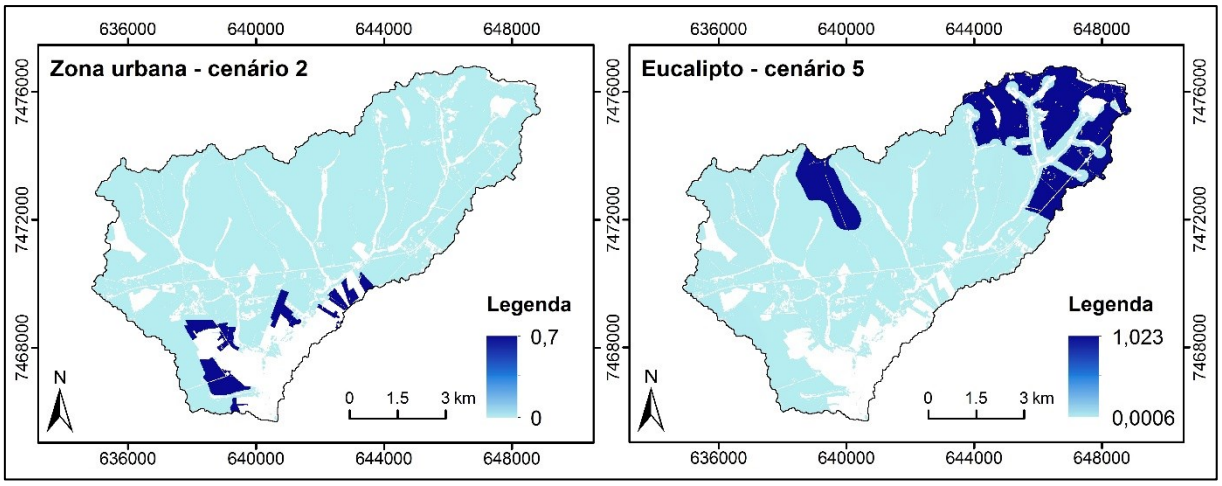
A classe vegetação arbórea, influenciada pela função *locspec*, teve probabilidade máxima de ocorrência de 1,099. Além da preferência específica de localização nas faixas marginais dos cursos d'água, a localização ótima determinada pelo modelo de regressão logística se deu nas áreas de menores altitudes e declividades, maior proximidade da rede de drenagem e maior distância da zona urbana, fertilidade aparente do solo baixa e muito baixa e pequena tolerância à erosão. Do ponto de vista da conservação do solo e dos recursos hídricos, com exceção da repulsão provocada pela zona urbana, as maiores probabilidades de ocorrência estão localizadas nas áreas corretas.

As pastagens apresentaram probabilidade máxima de ocorrência semelhante à da modelagem 2004-2018, sendo este valor igual a 0,776. Os maiores valores foram determinados pela textura grosseira do horizonte A, fertilidade aparente do solo baixa a muito baixa e solos menos tolerantes à erosão. Parte dessas áreas de maior probabilidade de ocorrência das pastagens já estão ocupadas por elas no ano 2018, e são menos adequadas ao uso intensivo pelas culturas agrícolas comerciais.

A classe eucalipto teve as maiores probabilidades de ocorrência na porção nordeste da bacia hidrográfica, definidas pela textura arenosa do horizonte A do solo e pela fertilidade aparente muito baixa e baixa. Também sofreu influência da proximidade às estradas municipais, rede de drenagem e maiores altitudes. No entanto, como sua probabilidade máxima de ocorrência é de apenas 0,029, foi necessário utilizar a função de preferência específica de localização para uso no cenário 5 (Figura 67), no qual houve o aumento de área das florestas de eucalipto

de dezenove vezes em relação à área de 2018. A probabilidade de ocorrência resultante, cujo valor máximo é de 1,023, está representada no mapa da Figura 69. Nela também consta o mapa de probabilidade da classe zona urbana, específico do cenário 2. Embora no cenário 2 todas as áreas definidas na função *locspec* tenham valor 1, e no cenário 1 (Figura 68) tenham sido definidos valores diferentes (0,6 e 1,0) para diferentes áreas, o valor máximo de probabilidade de ambos os cenários foi limitado ao peso estabelecido nos parâmetros principais do modelo Dyna-CLUE, ou seja, 0,7.

Figura 69. Mapas de probabilidade de ocorrência das classes de uso da terra – zona urbana (cenário 2) e eucalipto (cenário 5)



Os valores de elasticidade à conversão do uso da terra (ELAS) utilizados nas modelagens dos cenários futuros constam na Tabela 67 do Anexo II. Esses índices foram definidos em função da facilidade de substituição do uso da terra por outro. Desta forma, as áreas de solo exposto tiveram índice zero, e este foi aumentado gradativamente na ordem: culturas anuais, pastagem, cana-de-açúcar, campestre, florestas (naturais e cultivadas) e zona urbana/industrial.

Na simulação do cenário 4, foi necessário reduzir os índices de elasticidade das classes soja, milho e cana-de-açúcar, que tiveram aumento de área cultivada, além das classes pastagem e mandioca, de modo que as áreas alocadas com esses cultivos tivessem continuidade espacial e coerência na distribuição espacial. Ademais, como as pastagens perderam área para as culturas anuais, semiperenes (cana-de-açúcar) e para as zonas urbanas e áreas industriais, a redução do índice ELAS facilitou sua conversão para outros usos. Também no cenário 5, as classes pastagem, culturas permanentes e eucalipto tiveram seu índice ELAS reduzido. As

duas primeiras classes foram substituídas, em algumas parcelas agrícolas, pela cultura do eucalipto, e quanto menor o índice utilizado, mais fácil se torna a conversão dos mesmos em outros usos.

As Tabelas 64 a 66 do Anexo I apresentam as matrizes de conversão do uso da terra dos cenários simulados. Entre os cenários 1, 2 e 4 (Tabela 64) e 3 e 6 (Tabela 65), a única diferença é a impossibilidade de conversão de outros usos para as classes zona urbana e área industrial nos cenários 3 e 6, já que não houve aumento de área. No cenário 5 (Tabela 66), além da não permissão para conversão do uso da terra em zona urbana e área industrial, foi reduzido o tempo necessário para conversão de outros usos em vegetação arbórea e campestre. Neste cenário, a vegetação arbórea teve sua área duplicada ao final de dez anos de simulação.

Os critérios de convergência que controlam o processo iterativo de alocação espacial das categorias de uso da terra utilizados nas simulações de cenários futuros são apresentados na Tabela 31.

Tabela 31. Critérios de convergência utilizados para o processo iterativo de alocação espacial dos usos da terra e resultados obtidos

Cenário	Critérios de convergência utilizados		Resultados obtidos	
	Desvio médio máximo entre demanda e área alocada (%)	Desvio máximo individual entre demanda e área alocada (%)	Desvio médio máximo entre demanda e área alocada (%)	Desvio máximo individual entre demanda e área alocada (%)
1	2	4	0,99	3,48
2	2	5	0,8	2,52
3	2	5	1,62	4,89
4	2	5	0,68	3,38
5	2	4	0,76	3,96
6	2	5	1,06	4,93

Inicialmente, foram estabelecidos os valores 2 e 4 de desvio médio e desvio máximo individual entre demanda e área alocada para todos os cenários simulados. No entanto, foi necessário aumentar o segundo critério de convergência para 5 nos cenários 2, 3, 4 e 6, pois o modelo terminou o processo de alocação espacial após 20.000 iterações em um único ano da simulação sem conseguir reduzir a diferença de área de todas as classes de uso da terra ao mínimo de 4 % acima ou abaixo da demanda de área especificada na Tabela 67 do Anexo II.

A Tabela 31 mostra ainda a média dos desvios de área alocada das classes de uso da terra por cenário simulado, todos inferiores a 2, e o desvio máximo ocorrido, em porcentagem de área, da classe de uso da terra de maior desvio em relação à demanda especificada, todos inferiores a 4 ou 5, conforme o cenário analisado. Os dados apontam que valores mais baixos dos critérios de convergência do processo iterativo de alocação espacial dos usos da terra nem sempre produzem menores diferenças entre as áreas alocadas e as demandas, seja na diferença média de todas as categorias de uso da terra, seja na categoria de maior desvio.

As somas das diferenças de área alocada de todas as categorias nos cenários simulados, bem como as categorias que tiveram os maiores desvios positivos e negativos em relação às demandas definidas na Tabela 67 do Anexo II, são apresentadas na Tabela 32.

Tabela 32. Diferença total entre demanda e área alocada nos cenários futuros de uso da terra e classes de uso de maior diferença positiva e negativa dos cenários simulados

Cenário	Diferença de área entre demanda e área alocada (ha)	Diferença de área (% do total)	Classe de maior diferença positiva e diferença (%)	Classe de maior diferença negativa e diferença (%)
1	11,38	0,15	Campestre (+3,48)	Culturas permanentes (-1,59)
2	10,84	0,15	Cult. permanentes (+1,97)	Mandioca (-2,52)
3	6,8	0,09	Campestre (+4,89)	Cana-de-açúcar (-0,07)
4	4,94	0,07	Eucalipto (+5,96)	Cana-de-açúcar (-0,07)
5	5,48	0,07	Mandioca (+3,95)	Campestre (-2,35)
6	8,8	0,12	Campestre (+4,93)	Solo exposto (-0,78)

A maior diferença entre a demanda e a alocação das classes de uso da terra, ocorrida no cenário 1, foi de 0,15 % da área da bacia hidrográfica incluída na modelagem, e a menor diferença de área foi de 0,07 % desta área, tendo sido observada no cenário 4. Esses valores são irrisórios diante da incerteza de que as tendências e especializações produtivas simuladas serão concretizadas na área de estudo ao término de dez anos. As categorias de uso da terra que apresentaram as maiores diferenças positivas e negativas nos cenários analisados são aquelas que ocupam a maior área (cana-de-açúcar) ou são menos representativas no mapa de

uso da terra, sendo que em todas essas categorias de pequena representatividade em área, as probabilidades de ocorrência são baixas, geralmente inferiores a 0,05. Portanto, acredita-se que o uso de menor número de categorias com menor diferença de área entre si, somado a um ajuste mais acurado do modelo de regressão logística com fatores direcionadores de maior poder explicativo da alocação espacial, possam produzir resultados de maior acurácia, nos quais as demandas de todas as categorias sejam integralmente supridas.

Os mapas dos cenários futuros simulados pelo modelo Dyna-CLUE são apresentados nas Figuras 70 a 75. Nesses mapas foram reinseridas as classes de uso da terra não participantes da modelagem por não terem sofrido mudança.

Figura 70. Uso da terra da bacia do Ribeirão São Domingos - ano 2028: cenário 1

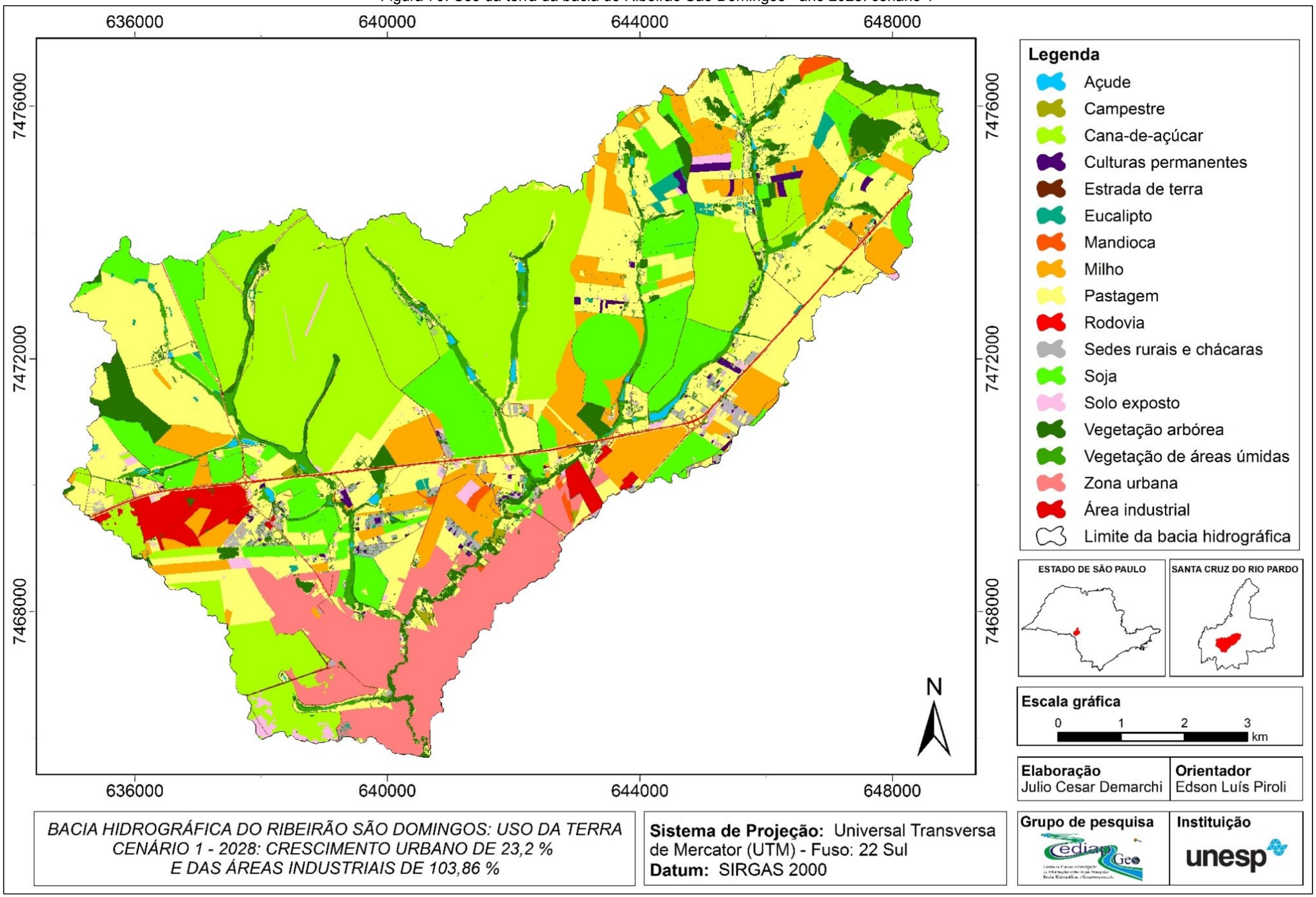


Figura 71. Uso da terra da bacia do Ribeirão São Domingos - ano 2028: cenário 2

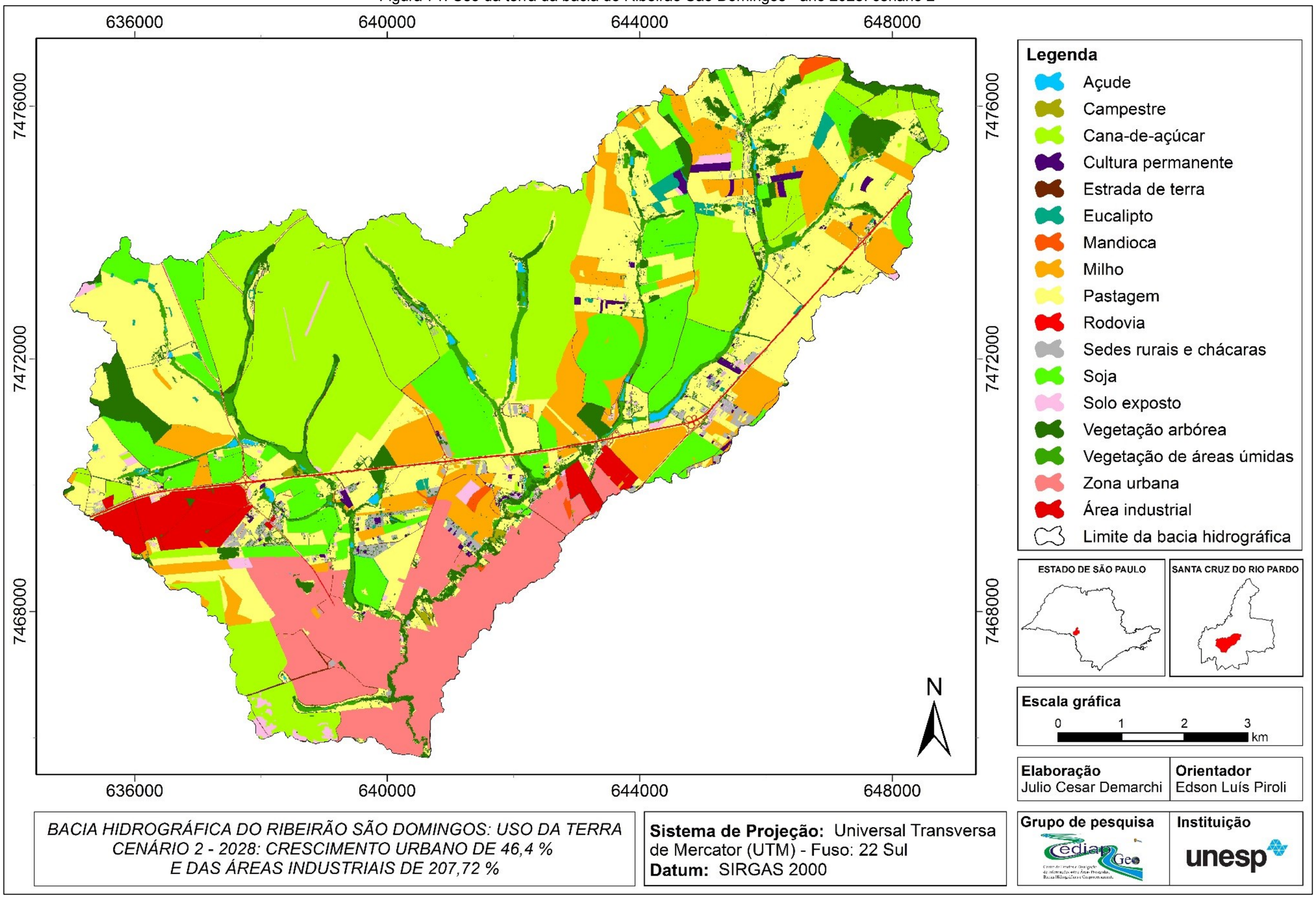
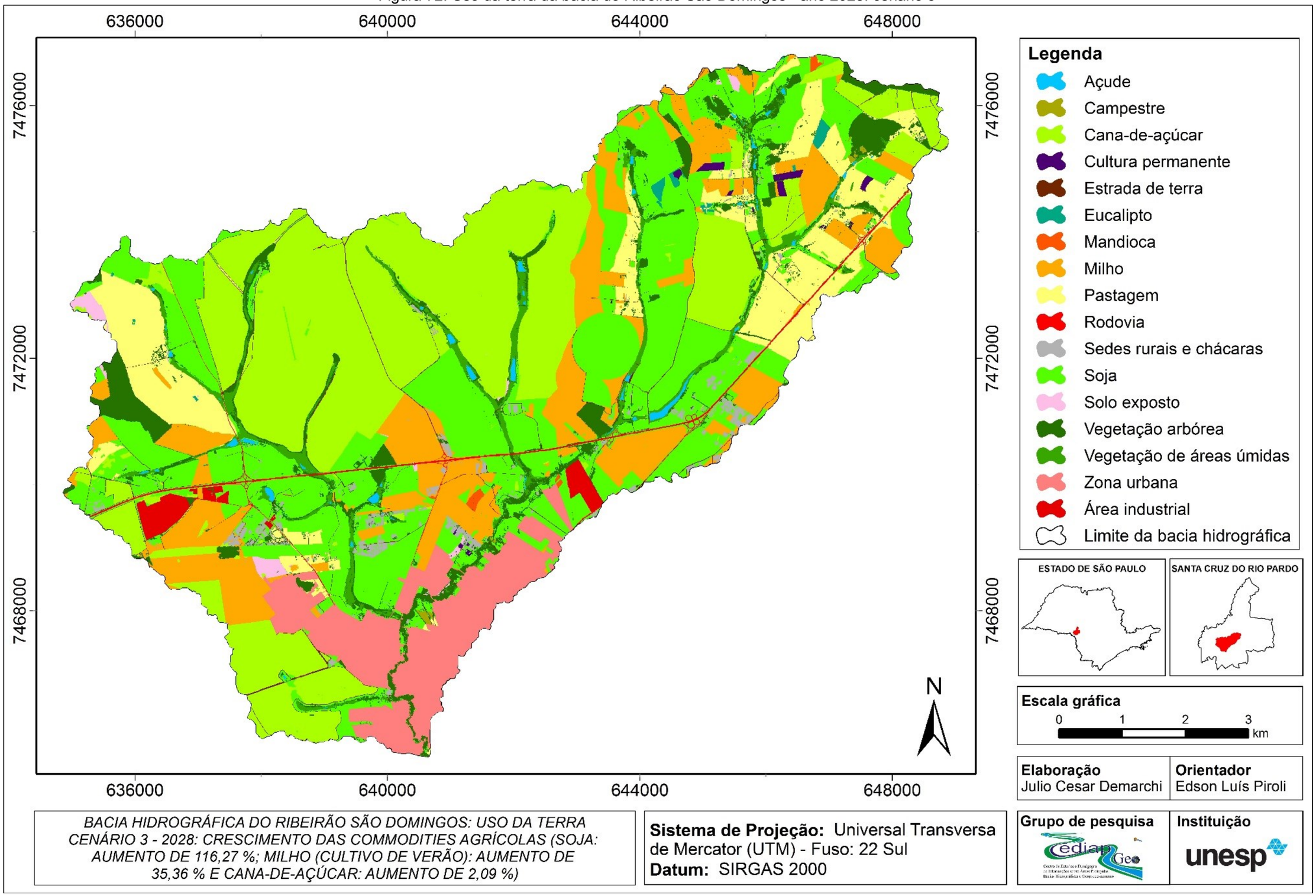


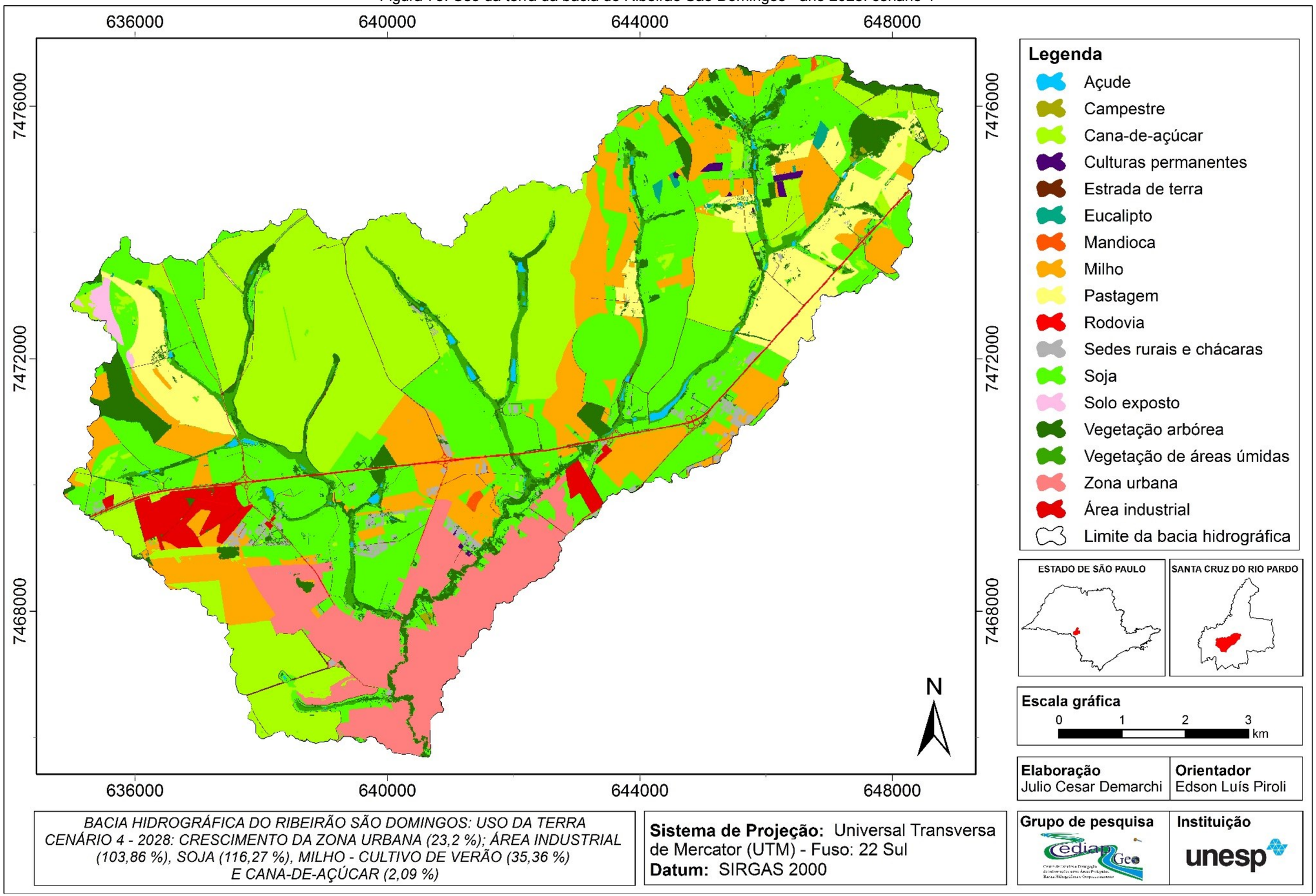
Figura 72. Uso da terra da bacia do Ribeirão São Domingos - ano 2028: cenário 3



BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO SÃO DOMINGOS: USO DA TERRA CENÁRIO 3 - 2028: CRESCIMENTO DAS COMMODITIES AGRÍCOLAS (SOJA: AUMENTO DE 116,27 %; MILHO (CULTIVO DE VERÃO): AUMENTO DE 35,36 % E CANA-DE-AÇÚCAR: AUMENTO DE 2,09 %)

Sistema de Projeção: Universal Transversa de Mercator (UTM) - Fuso: 22 Sul
Datum: SIRGAS 2000

Figura 73. Uso da terra da bacia do Ribeirão São Domingos - ano 2028: cenário 4



BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO SÃO DOMINGOS: USO DA TERRA CENÁRIO 4 - 2028: CRESCIMENTO DA ZONA URBANA (23,2 %); ÁREA INDUSTRIAL (103,86 %), SOJA (116,27 %), MILHO - CULTIVO DE VERÃO (35,36 %) E CANA-DE-AÇÚCAR (2,09 %)

Sistema de Projeção: Universal Transversa de Mercator (UTM) - Fuso: 22 Sul
Datum: SIRGAS 2000

Figura 74. Uso da terra da bacia do Ribeirão São Domingos - ano 2028: cenário 5

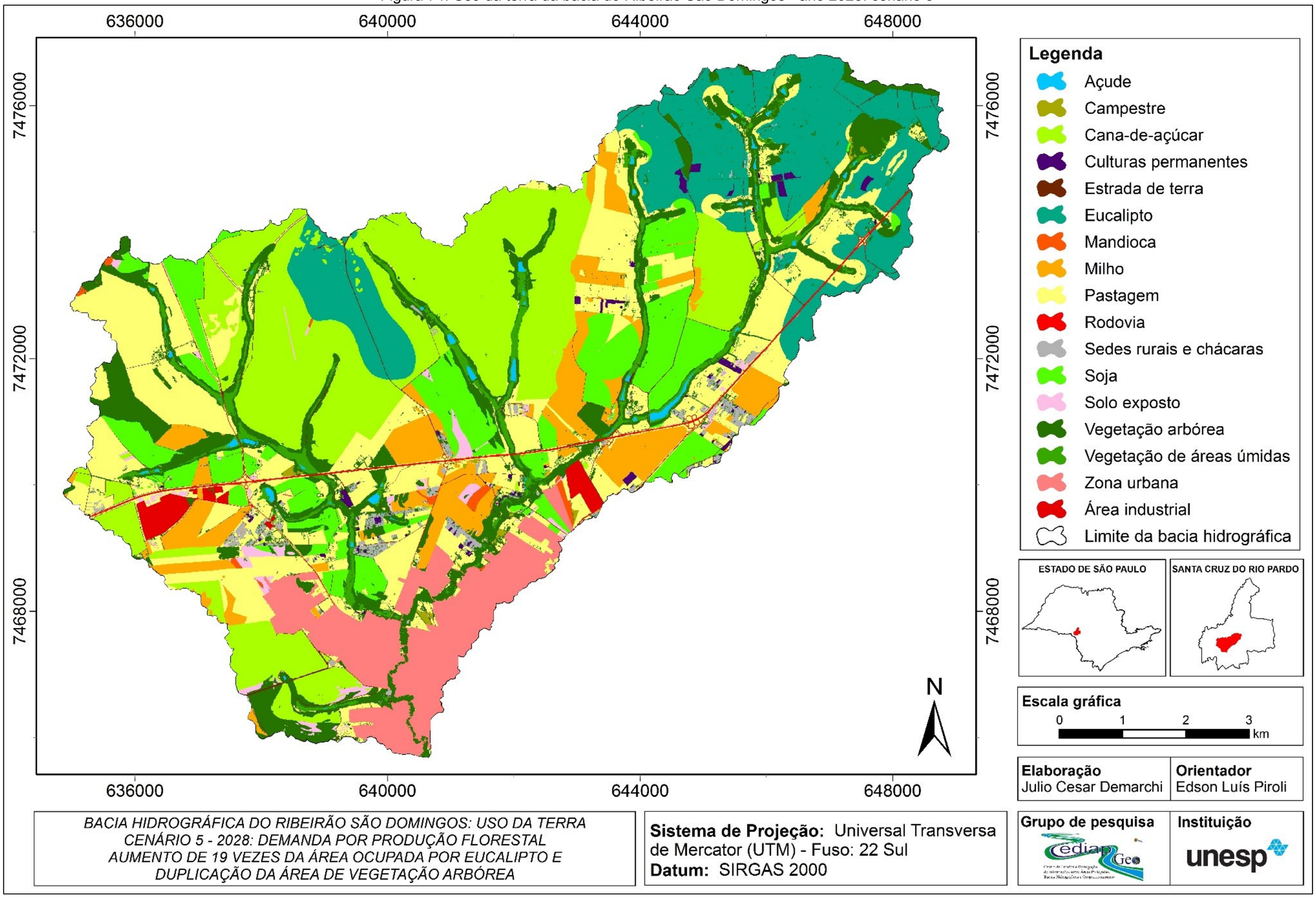
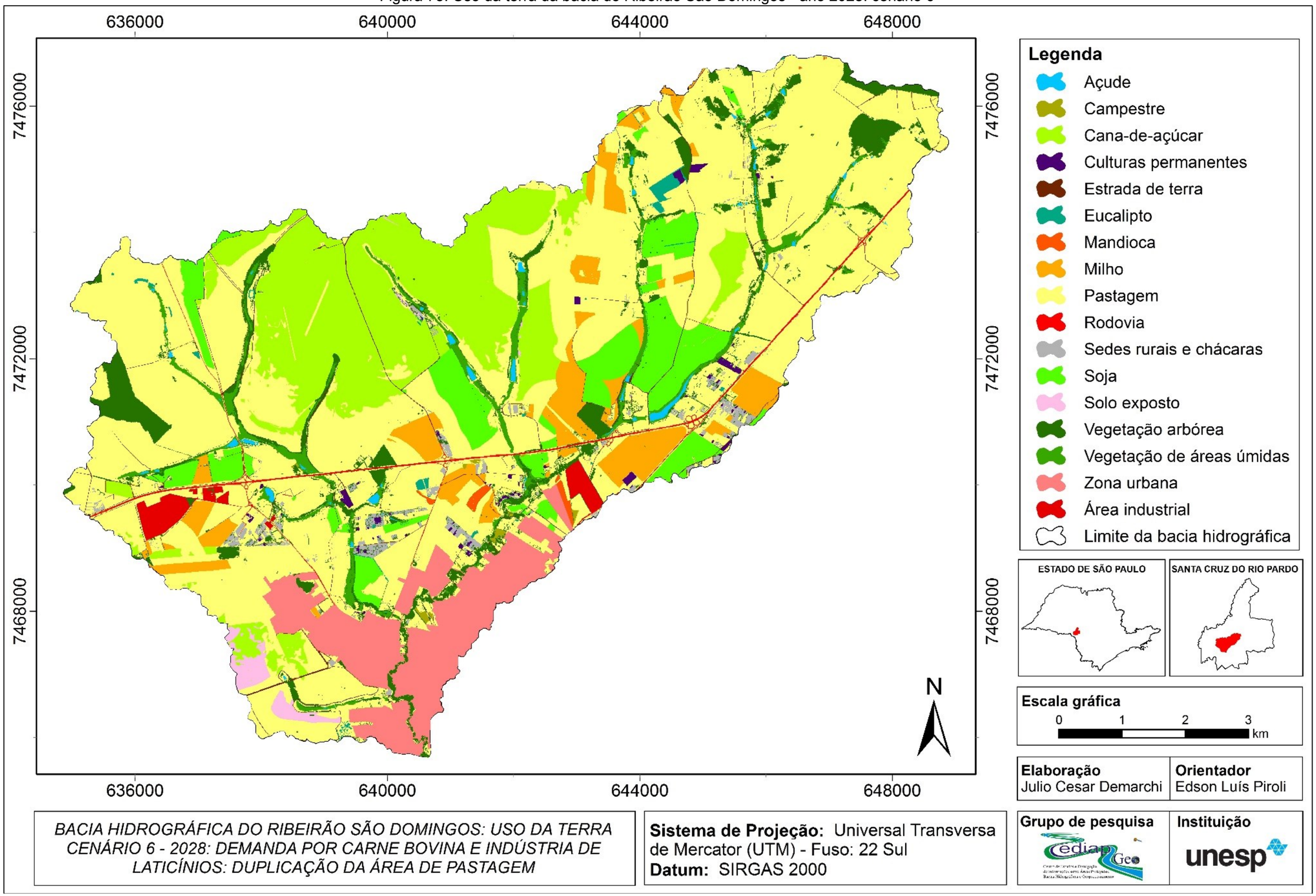


Figura 75. Uso da terra da bacia do Ribeirão São Domingos - ano 2028: cenário 6



A análise dos cenários futuros de uso da terra simulados pelo modelo Dyna-CLUE permite tecer algumas considerações sobre o processo de alocação espacial, os padrões espaciais dos mapas, o modelo utilizado e a modelagem de uso da terra.

No cenário futuro 1, as mudanças no uso da terra comparadas ao ano 2018 ficaram restritas a poucas categorias. A zona urbana e a área industrial se expandiram dentro dos limites fixados na função de preferência de localização específica (*locspec*). O modelo não diferenciou os valores 0,6 e 1,0 definidos nos mapas de *locspec* e atribuiu o valor 0,7 à probabilidade de ocorrência de toda a zona urbana e da maior parte das áreas industriais. Desta forma, essas duas classes apresentaram algumas descontinuidades espaciais, sendo o crescimento urbano alocado nos pixels nos quais a probabilidade era maior que a de outras categorias em competição no processo de alocação espacial. Parte da zona urbana acrescida ao mapa do cenário 1 ocupou áreas antes utilizadas pela cultura do milho em detrimento de áreas ocupadas por cana. Este fato pode ser justificado pela maior resistência da cana-de-açúcar à conversão em outro uso, expressa pelo parâmetro elasticidade à conversão.

Na porção sul da bacia hidrográfica, foram observadas áreas descontínuas de solo exposto em meio a uma lavoura de cana-de-açúcar. Trata-se de uma área de menor probabilidade de ocorrência de todas as categorias utilizadas no modelo. Como algumas parcelas agrícolas de solo exposto foram substituídas por outros usos de maior probabilidade de ocorrência em outras áreas, a área faltante de solo exposto foi alocada nesta área remanescente, não ocupada pelas demais classes de uso. As áreas industriais se distribuíram em pontos isolados e áreas descontínuas ocupadas por cana-de-açúcar nas proximidades do limite oeste da área de estudo. A probabilidade de ocorrência das áreas industriais é maior em toda a parcela, mas como ela estava inteiramente ocupada por cana-de-açúcar no ano 2018, este uso foi mantido em parte da parcela graças ao índice de elasticidade à conversão utilizado, já que as áreas industriais também substituíram outros usos de menor probabilidade de ocorrência e menor elasticidade à conversão em outros espaços, suprindo a demanda de área desta categoria. As culturas de milho, soja, mandioca, eucalipto e culturas permanentes praticamente não sofreram alterações na alocação espacial neste cenário.

No cenário 2, praticamente todas as áreas que tiveram aumento da probabilidade de ocorrência de zona urbana e área industrial gerado pela função

locspec foram ocupadas pelas respectivas categorias de uso da terra. Observaram-se também áreas esparsas de solo exposto ocupando áreas no sul da área de estudo em meio ao cultivo de cana, área de baixa probabilidade de ocorrência das demais categorias e remanescente do processo de alocação espacial. Outra parcela antes ocupada por soja no limite noroeste da bacia hidrográfica também foi substituída por solo exposto. A soja, cuja área total foi reduzida no cenário 2, também cedeu área à categoria milho em parte do pivô central de irrigação situado na porção centro-leste da área de estudo e em áreas adjacentes, e parcelas de milho também foram substituídas por cana-de-açúcar.

O cenário 3, definido pelo aumento em área das *commodities* agrícolas soja (116,27 % de crescimento), milho (35,36 %) e cana-de-açúcar (2,09 %) seguindo a tendência observada de crescimento no período 2004-2018, foi caracterizado pela substituição das áreas de pastagem, principalmente, pelas *commodities* mencionadas, sendo mantidas nas áreas de maior probabilidade de ocorrência em propriedades rurais situadas a noroeste e nordeste da bacia hidrográfica. A soja teve aumento de 1.171,22 ha ao final do período simulado, envolvendo áreas ao redor das construções rurais e chácaras de lazer e substituindo também áreas antes ocupadas pelas culturas permanentes, horticultura, eucalipto, mandioca, solo exposto, fragmentos de pastagem ao redor das matas ciliares, entre outras. O mesmo comportamento foi observado nas culturas do milho e da cana-de-açúcar, porém com menor intensidade, pois elas tiveram menor aumento de área em relação à soja. Graças aos coeficientes de elasticidade à conversão utilizados, superiores aos usados na análise de sensibilidade do modelo (2004-2018), as áreas ocupadas pelas culturas da soja, milho e cana-de-açúcar no ano-base 2018 não foram convertidas em outros usos. As categorias zona urbana e área industrial não sofreram aumento, mas as áreas já existentes em 2018 foram restritas à mudança no uso da terra. Tendo sido suprida a demanda de área por pastagem, algumas áreas antes ocupadas por elas tiveram o uso convertido à categoria solo exposto, mesmo tendo probabilidade de ocorrência maior que a desta classe.

No cenário futuro 4, caracterizado pela combinação do aumento da área cultivada pelas commodities agrícolas na intensidade observada no cenário 3, com o aumento das zonas urbanas e áreas industriais do cenário 1, houve redução ainda maior da área ocupada pela classe pastagem se comparada ao cenário 3, tendo em vista o aumento da demanda pela zona urbana e pelas áreas industriais, além das

commodities agrícolas. Na zona rural situada nas proximidades da zona urbana, da rodovia SP-327 e parte da rodovia SP-225, caracterizadas pela existência de inúmeras chácaras de lazer envoltas por pastagens, todas as pastagens foram substituídas pelas *commodities* agrícolas, com destaque para a soja, mas também pela cultura do milho e pelo crescimento urbano e industrial. Em relação ao ano 2018, as pastagens foram reduzidas em 1.508,13 ha, e embora tenham avançado sobre algumas parcelas antes ocupadas por milho e soja na porção noroeste da área de estudo, ficaram restritas a uma área contínua maior nesta região e outras de menor área nas adjacências, e a outra área contínua menor na porção noroeste da bacia hidrográfica. Todas essas áreas já eram ocupadas por pastagem em 2018.

A zona urbana cresceu nos locais de uso urbano incentivado pela função *locspec*, mas apresentou formas irregulares em suas porções nordeste e sudoeste, em competição com as categorias cana-de-açúcar e soja, resultante do processo de alocação espacial pixel a pixel, que nesta pesquisa não levou em consideração o efeito da vizinhança para a definição de classes de uso da terra mais homogêneas. Este fato também é observado nas áreas agrícolas a norte do pivô central, nas quais lavouras descontínuas de soja estão envoltas pela cultura do milho, sobretudo no interflúvio, onde a probabilidade de ocorrência deste cultivo é superior a 0,18 e superior à da soja, em torno de 0,13. Nessas lavouras descontínuas de soja, a probabilidade de ocorrência dessa categoria é menor que a da categoria milho, mas a classe soja, observada no ano 2018, foi mantida em razão da elasticidade à conversão, que no cenário 4 foi de 0,3, valor suficiente para restringir sua conversão em outro uso da terra. A área industrial situada na porção oeste da bacia, no entanto, apresentou distribuição espacial contínua, não ocupando pixels isolados na parcela de cana-de-açúcar localizada a oeste como ocorreu no cenário 3. As categorias de uso da terra de menor representatividade espacial, como o eucalipto, culturas permanentes, mandioca e campestre, também perderam área para as *commodities* agrícolas.

No cenário 5 teve destaque a silvicultura, com a duplicação da área ocupada pela vegetação arbórea e o aumento das florestas de eucalipto em dezenove vezes, sendo a distribuição espacial do eucalipto desta categoria de uso da terra direcionada nas porções nordeste e centro-norte da bacia do Ribeirão São Domingos pela função *locspec*. O processo iterativo de alocação espacial produziu lavouras homogêneas de eucalipto, as quais foram interrompidas por intercalações

de pastagens na porção nordeste e de cana-de-açúcar na região centro-norte da área de estudo. As novas áreas reflorestadas com vegetação arbórea foram alocadas preferencialmente nas proximidades dos fundos de vale e parte dos divisores de água na porção sul da bacia hidrográfica, seguindo o mapa de probabilidade de ocorrência da referida classe, e em áreas predominantemente contínuas.

Na porção noroeste da bacia, observaram-se também áreas intercaladas e de formato irregular de pastagem e cana-de-açúcar, em parcelas totalmente ocupadas por cana em 2018. Nesses locais, a probabilidade de ocorrência das pastagens é superior a da cana-de-açúcar e, no processo iterativo de alocação espacial, a conversão foi necessária para atender à demanda de área da classe pastagem. Deve ser destacada também a distribuição irregular da classe solo exposto, ocupando áreas remanescentes do processo de alocação espacial, não utilizadas por outras classes de uso de maior representatividade em termos de área e maior probabilidade de ocorrência. As principais culturas anuais, milho e soja, tiveram área total reduzida, mas se mantiveram em parte das parcelas ocupadas em 2018, sem utilizar novas áreas.

A duplicação da área ocupada pelas pastagens no cenário 6 promoveu o aumento de sua área em 2.013,31 ha, que representa 27,03 % da área incluída na modelagem. Nesse sentido, todas as demais categorias de uso tiveram redução de área, com destaque para a cana-de-açúcar (-1.063,06 ha), a soja (-470,89 ha) e o milho (-359,98 ha). O avanço das pastagens envolveu e isolou talhões de milho, cana-de-açúcar e soja, e o processo de alocação espacial gerou lavouras de cana-de-açúcar de formato irregular e descontínuo, intercaladas com as pastagens. Caso esse cenário de uso da terra se torne realidade em 2028, o formato dos talhões das lavouras de cana-de-açúcar será regular e diferente do alocado no cenário 6. Como a alocação espacial das pastagens obedeceu, entre outros fatores, sua probabilidade de ocorrência, todas as áreas de maior probabilidade e não ocupadas por outros usos restritos à conversão foram utilizadas por essa categoria de uso da terra. Na porção sul-sudoeste da área de estudo, a baixa probabilidade de ocorrência das pastagens fez com que toda a demanda de área da classe solo exposto fosse atendida neste local, sendo uma área remanescente do processo de alocação espacial das categorias de uso da terra de maior representatividade e probabilidade de ocorrência.

A partir deste breve relato dos padrões espaciais observados na modelagem dos cenários futuros 1 a 6 da bacia do Ribeirão São Domingos, pode-se tecer algumas considerações sobre o modelo Dyna-CLUE, o processo de alocação espacial e a qualidade dos resultados obtidos.

Nesta pesquisa, como a adequação de vizinhança não foi utilizada, a alocação espacial do uso da terra foi realizada por meio da probabilidade espacial de ocorrência das categorias de uso; da elasticidade à conversão dos usos pretéritos; das áreas restritas e não restritas à conversão; da função de preferência de locação espacial (*locspec*); da matriz de conversão, que especifica as mudanças possíveis e não possíveis entre as categorias de uso da terra, as conversões possíveis após determinado tempo de ocorrência ou de transição e as conversões obrigatórias (forçadas) em função do tempo; e do processo iterativo, que considera todas essas regras, o mapa de uso da terra do ano inicial e as demandas de área das categorias de uso da terra ano a ano, alterando o poder competitivo das categorias para que a área alocada se iguale à demanda.

Esse processo é, portanto, complexo, e requer experiência do cientista para sua condução, de modo a selecionar as variáveis e regras corretas para se obter resultados coerentes e lógicos.

Os cenários futuros simulados, por constituírem extrapolação da tendência de mudança no uso da terra observada no período de 2004 a 2018 ou de diferentes especializações produtivas da área de estudo, com demandas hipotéticas de área ocupada, foram eficientes na simulação da alocação espacial das classes de uso da terra. Os mapas resultantes são adequados para utilização como parâmetros de entrada nas modelagens de erosão e hidrológica.

A diferença entre a área alocada e a demanda das categorias de uso da terra foi muito pequena, menor ou igual a 0,15 % (Tabela 32) da área total da bacia hidrográfica nos cenários simulados.

Em relação à distribuição espacial das classes de uso da terra, alguns padrões observados na maioria dos cenários não condizem com a estrutura das parcelas agrícolas, do traçado dos bairros urbanos e distritos industriais, e de disposição lógica dos mesmos no espaço. Exemplos desses padrões são os pixels isolados e manchas descontínuas da classe área industrial em meio a talhão de cana-de-açúcar; manchas descontínuas de solo exposto em meio a parcelas de cana-de-açúcar; manchas de cana-de-açúcar e soja em meio aos novos espaços

urbanos; cultivos de soja, milho e cana-de-açúcar envolvendo as construções das chácaras de lazer, antes envoltas por pastagens; avanço de manchas irregulares de pastagem sobre a lavoura de cana no cenário 6, e de cana sobre a cultura do eucalipto no cenário 5, entre outros.

Essas incompatibilidades no padrão espacial de algumas classes de uso da terra podem resultar de vários fatores, cujo controle pelo cientista nem sempre é possível, como:

- o emprego de fatores direcionadores da alocação espacial inadequados, que não explicam sua distribuição espacial, produzindo modelos de regressão logística e mapas de probabilidade de ocorrência ilógicos, não representativos da realidade;

- o uso de índices de elasticidade à conversão inadequados, que restringem ou facilitam a conversão do uso da terra em desacordo com suas características. Em alguns casos, o uso de índices muito altos faz com que a simulação pelo modelo Dyna-CLUE resulte em erro, não suprindo a demanda de área das classes de uso da terra. Índices muito baixos, no entanto, fazem com que usos relativamente estáveis, como culturas permanentes, áreas construídas, lavoura de cana-de-açúcar, entre outras, sejam facilmente substituídos por outras classes de uso. A definição do índice de elasticidade ótimo, que pode ser realizado por tentativa e erro, nem sempre é possível;

- disparidade muito grande entre os intervalos de valores de probabilidade de ocorrência das diferentes categorias de uso da terra. Nesta pesquisa, as categorias de uso da terra mais representativas em termos de área no ano inicial da modelagem, como a cana-de-açúcar, pastagem, soja e milho, apresentaram valores máximos de probabilidade de ocorrência entre 0,482 e 0,932. Nas classes de menor expressão em termos de área, como solo exposto, mandioca, eucalipto, campestre e culturas permanentes, no entanto, as probabilidades máximas de ocorrência foram inferior a 0,05. Como resultado, essas classes de uso da terra foram alocadas em áreas marginais, não ocupadas pelas categorias de maior área e probabilidade de ocorrência. Para aumentar a probabilidade de ocorrência da categoria eucalipto no cenário 5 e garantir sua distribuição espacial homogênea, por exemplo, foi necessário utilizar a função de preferência específica de localização, o que pode ser entendido como um direcionamento artificial do processo de alocação espacial, produzido pelo usuário.

Uma medida para amenizar este problema seria a utilização de categorias de uso da terra mais homogêneas em termos de área ocupada no ano inicial da simulação, o que pode ser obtido pelo agrupamento das categorias de menor área, desde que guardem similaridade de características entre si. No entanto, optou-se nesta pesquisa por não agrupar todas as categorias de uso da terra de menor expressão entre si ou uni-las a outras classes com as quais guardam maior similaridade, pois elas possuem características distintas relacionadas à produção de escoamento superficial e à resistência ao processo erosivo. Para reduzir o número de categorias identificadas nos mapeamentos de uso da terra ao máximo permitido pelo modelo Dyna-CLUE (doze categorias), no entanto, os usos urucum, café, fruticultura e horticultura foram agrupados na classe culturas permanentes.

É necessário observar também o histórico da alocação espacial dos usos da terra, ou seja, analisar a distribuição espacial dos usos da terra em todos os anos da simulação, de modo a compreender a ordem em que as categorias ganham ou perdem área no espaço. Essas informações podem auxiliar no entendimento e ajuste dos modelos de regressão logística, ou seja, no relacionamento entre a categoria de uso da terra e seus fatores direcionadores, na definição dos índices de elasticidade à conversão e da matriz de conversão, ou seja, no tempo mínimo para que uma categoria possa ser convertida em outra, ou para que haja a conversão forçada no uso da terra.

Essas questões convergem com as observações feitas por Tang et al. (2009), sobre a necessidade de os modelos superarem a abordagem estática do uso da terra, nas quais o relacionamento causal entre as mudanças no uso da terra e seus fatores direcionadores não muda no decorrer do tempo, em nome da integração dos mecanismos espaciais e temporais em um modelo dinâmico, que leve em consideração a multiplicidade, a dinâmica e a heterogeneidade das relações homem-ambiente, e considere a não-linearidade, a multidimensionalidade, a trajetória e os mecanismos de feedback, nos quais as mudanças pretéritas têm influência no desencadeamento de mudanças futuras. Esse mecanismo também pode resultar das interações escalares, nas quais mudanças globais podem desencadear mudanças locais, e vice-versa.

Para a formação de padrões espaciais regulares de uso da terra (talhões agrícolas, zona urbana, entre outros), pode ser empregada a função adequação de vizinhança, que consiste em autômatos celulares que promovem o aumento da

probabilidade de ocorrência de uma categoria de uso da terra nos pixels vizinhos a ela, ou de outra categoria com a qual exista relação lógica.

A produção de mapas com padrões espaciais irregulares decorre, segundo Tang et al. (2009), do fato de as unidades de alocação espacial do uso da terra não corresponderem às unidades de tomadas de decisão e de ação humana. Nesta pesquisa, a alocação realizada pelo modelo Dyna-CLUE ocorre nos pixels individuais, baseada em fatores direcionadores predominantemente físicos e ambientais, mas a alocação real, resultante das tomadas de decisões de agentes privados, poder público, entre outros, se dá na escala de parcelas agrícolas, propriedades privadas, loteamentos urbanos, etc. Portanto, para além do uso de autômatos celulares e dos fatores físicos e ambientais, há a necessidade de se considerar a estrutura das propriedades e os sujeitos do uso da terra, de forma a descrever suas decisões e ações em termos espaciais.

Por fim, destaca-se a necessidade de desenvolvimento de modelos que simulem também a quantidade de mudança no uso da terra e as demandas futuras das categorias de uso em termos de área, a partir de fatores biofísicos, socioeconômicos e das tomadas de decisões dos agentes, para que as extrapolações futuras das taxas de mudança observadas no passado ou o uso de demandas hipotéticas não sejam as únicas ou poucas formas de definição da extensão espacial das classes de uso da terra. No entanto, esses mecanismos de estimativa das demandas de área devem ser muito bem conhecidos pelos usuários dos modelos, de modo que as incertezas associadas a eles sejam levadas em consideração nas análises.

3.4 Episódios de chuvas intensas, dinâmica espacial e temporal da erosão e aporte de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos

3.4.1 Erosividade da chuva

As medições de precipitação na bacia hidrográfica e do nível da água do Ribeirão São Domingos tiveram início em 23/09/2017. Neste período, foram

realizadas amostragens de água para determinação da concentração de sedimentos em suspensão (CSS) em cinco episódios de chuvas[16].

A Tabela 21 apresenta os índices pluviométricos e índices de erosividade da chuva (EI_{30}) dos eventos de chuvas amostrados.

Tabela 33. Precipitação e erosividade dos episódios de chuvas

Data	Precipitação (mm)	ECt ($MJ.ha^{-1}$)	I_{30} ($mm.h^{-1}$)	Erosividade ($MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$)
20/02/2018	24,39	4,69	25,41	119,12
28/02/2018	18,04	2,53	24,39	61,68
13/03/2018	14,73	1,76	35,57	61,04
25/03/2018	57,93	5,03	64,54	324,88
20/09/2018	30,23	4,93	43,71	107,63

ECt = Energia Cinética total; I30 = intensidade máxima da chuva no período de 30 minutos.

Os índices pluviométricos observados representam 1,65 %, 1,22 %, 1 %, 3,93 % e 2,05 %, respectivamente, da precipitação média anual do município de Santa Cruz do Rio Pardo, que é de 1.475,3 mm. Já os índices de erosividade da chuva representam, respectivamente, 1,66 %, 0,86 %, 0,85 %, 4,52 % e 1,5 % da erosividade média anual do município de Santa Cruz do Rio Pardo, que é de 7.193,31 $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$. A erosividade da chuva é, portanto, determinada pela sua intensidade. No evento de chuva de 25/03/2018, cuja intensidade máxima em 30 minutos foi de 64,54 $mm.h^{-1}$, a porcentagem da erosividade da chuva em relação ao EI_{30} anual foi superior à relação entre o índice pluviométrico registrado e o total pluviométrico médio anual. Esta característica não foi encontrada nos eventos de chuva de 28/02, 13/03 e 20/09/2018, que foram menos intensos.

As simulações de erosão e aporte de sedimentos desta pesquisa foram realizadas na escala de evento de chuva. Desta forma, os índices de erosividade da chuva utilizados são inferiores aos índices EI das simulações de erosão anuais. No entanto, para fins de comparação, o fator R anual utilizado por Verstraeten et al. (2002) nas primeiras aplicações do modelo WaTEM/SEDEM na região de Flandres, Bélgica, foi de 677 $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$, índice aproximadamente nove vezes inferior ao índice EI anual do município de Santa Cruz do Rio Pardo e uma vez maior que a

[16] No total, oito episódios de chuvas intensas foram amostrados, mas em três deles, ocorridos em 26/11/2017, 25/12/2017 e 31/12/2017, cujos índices pluviométricos totais das chuvas individuais foram de 40,4 mm, 21,09 mm e 34,3 mm, respectivamente, os sensores apresentaram defeito e não registraram o nível da água corretamente e, sem os dados de vazão, não foi possível calcular o aporte de sedimentos na saída da bacia.

erosividade da chuva do evento de 25/03/2018 (Tabela 33). O índice EI anual obtido por Didoné, Minella e Evrard (2017) para a bacia do Rio Conceição, no Rio Grande do Sul, Brasil, variou entre 8.164 e 12.368 $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$ em cinco anos de medição, entre 2011 e 2015. Essas diferenças de dados utilizados nas simulações (eventos de chuva e dados médios anuais) e, consequentemente, diferentes valores de erosividade da chuva utilizados constituem um desafio a mais na calibração e validação do modelo WaTEM/SEDEM.

3.4.2 Erodibilidade do solo

Por ter sido utilizado como fator direcionador da alocação espacial do uso da terra pelo modelo Dyna-CLUE, o mapa de erodibilidade do solo da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos foi apresentado na Figura 59.

A erodibilidade do solo foi obtida pela metodologia de Denardin (1990) a partir dos atributos físicos e químicos das amostras do levantamento semidetalhado de solos. De acordo com a equação 30, a erodibilidade do solo aumenta, em diferentes proporções, nas seguintes condições: aumento do conteúdo de areia grossa, areia fina e silte; aumento da classe de permeabilidade do solo, sendo 6 a classe de permeabilidade "muito lenta", típica dos solos de textura muito argilosa, argilosa e argila siltosa segundo a classificação textural do USDA, e 1 a classe de permeabilidade "rápida", característica de solos de textura arenosa; e aumento do conteúdo de "nova areia" (areia total – areia muito fina) e de matéria orgânica, variáveis do fator K da equação 30. Embora a equação tenha sido ajustada por regressão, o aumento da erodibilidade com o acréscimo no conteúdo de matéria orgânica no solo é contraditório, pois a matéria orgânica contribui para a estruturação do solo e, consequentemente, para o aumento da infiltração da água em seu perfil. Por fim, a variável diâmetro médio ponderado (DMP) das partículas do solo exerce o papel de redutor do índice de erodibilidade. Quanto mais grosseira for a estrutura do solo e, consequentemente, maior for o DMP, menor será a erodibilidade do solo.

Os valores médios de erodibilidade do solo, conteúdo de matéria orgânica, diâmetro médio ponderado das partículas e classe de permeabilidade em função da classe textural dos horizontes superficial e subsuperficial do solo da bacia do Ribeirão São Domingos são apresentados na Tabela 34.

Tabela 34. Valores médios de erodibilidade, conteúdo de matéria orgânica, DMP e classe de permeabilidade em função da classe textural do perfil de solo

Classe textural do perfil (horizontes A / B)	Nº pontos amos-tragem	Erodibilidade média[1]	Matéria orgânica (%)		DMP (mm)		Classe de permeabilidade	
			Horiz A	Horiz B	Horiz A	Horiz B	Horiz A	Horiz B
Arenosa / Arenosa	3	0,038	1,10	0,67	0,280	0,268	1,3	2
Arenosa / Média	17	0,042	1,28	0,68	0,234	0,205	2,2	3,4
Média / Arenosa	1	0,052	0,70	1,70	0,169	0,207	2	2
Média / Média	14	0,039	1,71	0,99	0,223	0,213	3,4	3,7
Média / Argilosa	4	0,037	1,43	0,75	0,203	0,136	3,5	5,3
Argilosa / Argilosa	8	0,038	2,54	1,34	0,126	0,094	5,5	5,8
Argilosa / Muito argilosa	8	0,034	2,44	1,10	0,098	0,063	5,9	6
Muito argilosa / Argilosa	1	0,037	2,90	2,20	0,053	0,062	6	6
Muito argilosa / Muito argilosa	19	0,032	2,61	1,39	0,055	0,042	6	6

[1]Valores expressos em $t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$.

Os dados da Tabela 34 mostram que a erodibilidade média atingiu maiores valores nos perfis de solo de textura arenosa e média. Solos sem mudança textural ao longo do perfil apresentaram valores médios, entre 0,038 e 0,039 $t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$, com exceção dos solos de textura muito argilosa, cujos valores médios foram os mais baixos (0,032 $t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$). Como esperado, solos de textura grosseira apresentaram valores maiores de diâmetro médio ponderado das partículas em ambos os horizontes e maior macroporosidade, o que favorece a infiltração da água no solo e reduz sua suscetibilidade à erosão. Observa-se também, nesses solos, permeabilidade rápida a moderada. Nos solos de textura fina, representados pelos Nitossolos e Latossolos Vermelhos, a permeabilidade no perfil é muito lenta, o que faz sua erodibilidade aumentar em relação aos solos de textura grosseira. Já os solos de textura média apresentam permeabilidade lenta a moderada, e suscetibilidade média à erosão.

O conteúdo de matéria orgânica do solo, constituinte da variável R da equação de Denardin (1990), apresentou em geral valores mais elevados nos solos de textura argilosa e muito argilosa por serem mais produtivos e apresentarem maior densidade de cobertura vegetal, além do manejo agrícola adotado, como o sistema

de plantio direto e o manejo das pastagens. Mesmo tendo efeito negativo no cálculo da erodibilidade, aumentando seu valor, os solos com maior conteúdo de matéria orgânica no horizonte A apresentaram os menores índices de erodibilidade.

As ordens de solo identificadas no levantamento semidetalhado apresentaram índices médios de erodibilidade de 0,033 $t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$ (Nitossolos), 0,037 $t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$ (Latossolos) e 0,042 $t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$ (Argissolos e Gleissolos). Esses índices foram superiores aos valores médios levantados por Silva e Alvares (2005) em diversas publicações relacionadas aos solos do Estado de São Paulo: Nitossolos (0,0237 $t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$, média de sete observações), Latossolos (0,0162 $t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$, média de trinta e duas observações) e Gleissolos (0,0361 $t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$, média de seis observações). Apenas a erodibilidade média dos Argissolos, relativa a 41 observações, foi semelhante à encontrada nesta pesquisa (0,0425 $t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$, com desvio padrão de 0,0199 $t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$).

Os menores valores observados nos Nitossolos decorrem da textura argilosa ou muito argilosa dos perfis. Esses solos, todavia, são pouco permeáveis e são comumente encontrados nas vertentes de declividade média a alta, o que faz sua suscetibilidade natural à erosão aumentar. Nos Argissolos, a erodibilidade geralmente é afetada pela presença de horizonte de impedimento à infiltração (B textural) e pela menor agregação das partículas em solos de textura arenosa e média. Nesta pesquisa, no entanto, os índices elevados se devem principalmente à classe textural do perfil e, consequentemente, ao diâmetro médio ponderado das partículas. Os Gleissolos, por sua vez, apresentam índices de erodibilidade elevados em razão da permeabilidade do perfil, lenta a muito lenta, além da textura predominantemente arenosa. Comparando a distribuição espacial da erodibilidade do solo da área de estudo à formação geológica do município de Santa Cruz do Rio Pardo (Figura 12), verifica-se que as mais altas erodibilidades são encontradas nos solos oriundos dos arenitos da Formação Adamantina, enquanto os solos de menor erodibilidade provêm das rochas vulcânicas da Formação Serra Geral.

3.4.3 Práticas conservacionistas, eficiência de retenção de sedimentos, conectividade das parcelas, comprimento de rampa e declividade (fator topográfico - LS)

As principais práticas conservacionistas para o controle da erosão hídrica utilizadas nas áreas agrícolas da bacia do Ribeirão São Domingos nos anos 1962, 1984, 2004 e 2018 são espacializadas nas Figuras 76 a 79.

Ao reduzirem o volume do escoamento superficial e promoverem a infiltração da água pluvial no solo, as práticas de conservação do solo contribuem também para a retenção de sedimentos nas vertentes, em seu trajeto das áreas onde são produzidos até os fundos de vale. O fator eficiência de retenção de sedimentos das parcelas (PTEF), somado à conectividade entre elas e ao tamanho e organização espacial das parcelas agrícolas, modificam diretamente o fator L (comprimento de rampa) da RUSLE, reduzindo a área de contribuição do pixel para o fluxo de água e sedimentos a jusante e atuando como barreiras ao escoamento, sobretudo nos limites entre as parcelas agrícolas e no contato entre as parcelas ocupadas por diferentes usos (agrícola, pastagem e floresta).

A Tabela 35 apresenta a área ocupada pelas práticas de conservação do solo utilizadas nos sistemas agrícolas dos períodos históricos analisados, bem como pelas práticas correspondentes aos cenários de adequação à legislação florestal brasileira e de uso futuro da terra, simulados pelo modelo Dyna-CLUE.

Figura 76. Bacia do Ribeirão São Domingos: principais práticas conservacionistas utilizadas no controle da erosão - ano 1962

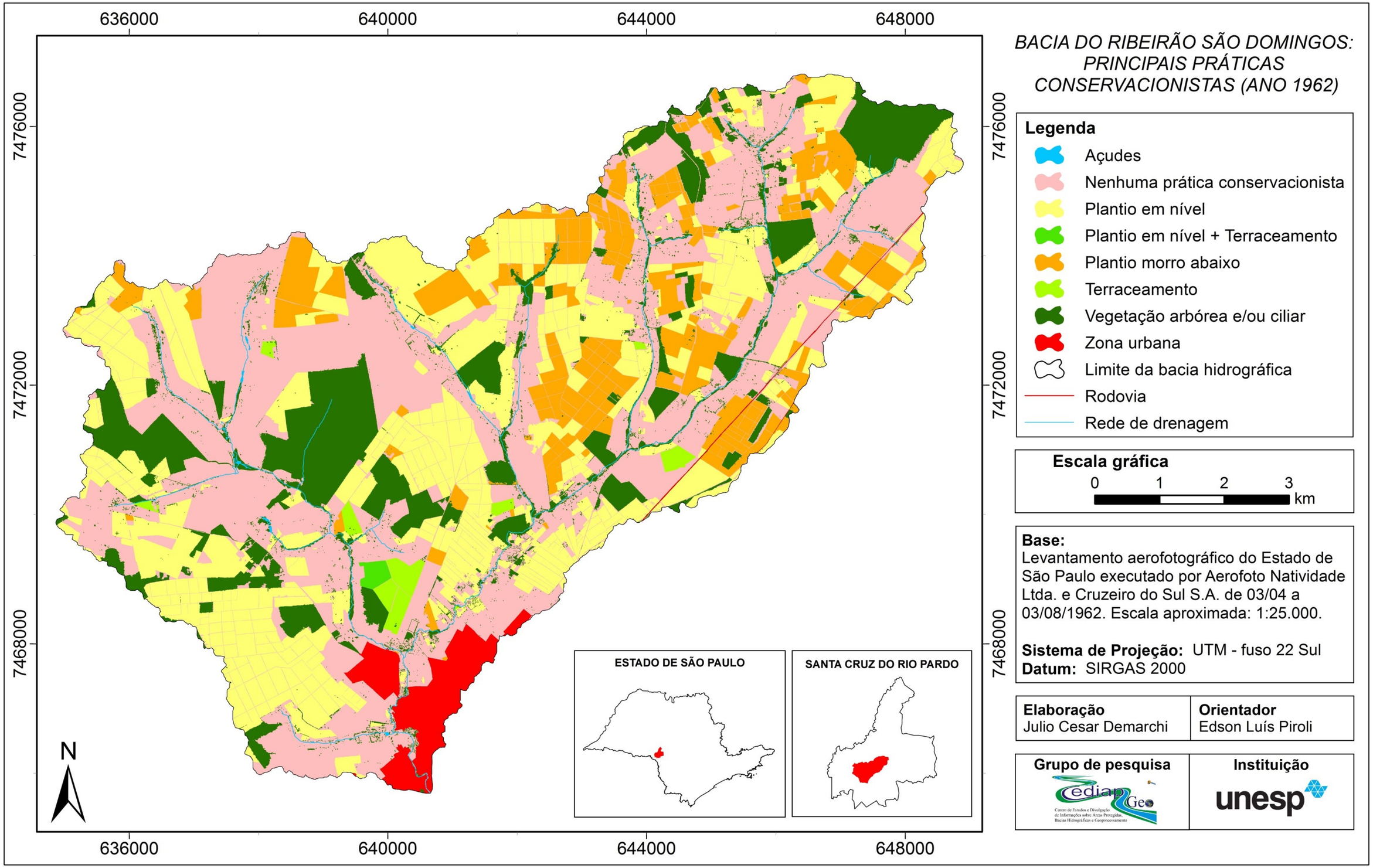


Figura 77. Bacia do Ribeirão São Domingos: principais práticas conservacionistas utilizadas no controle da erosão - ano 1984

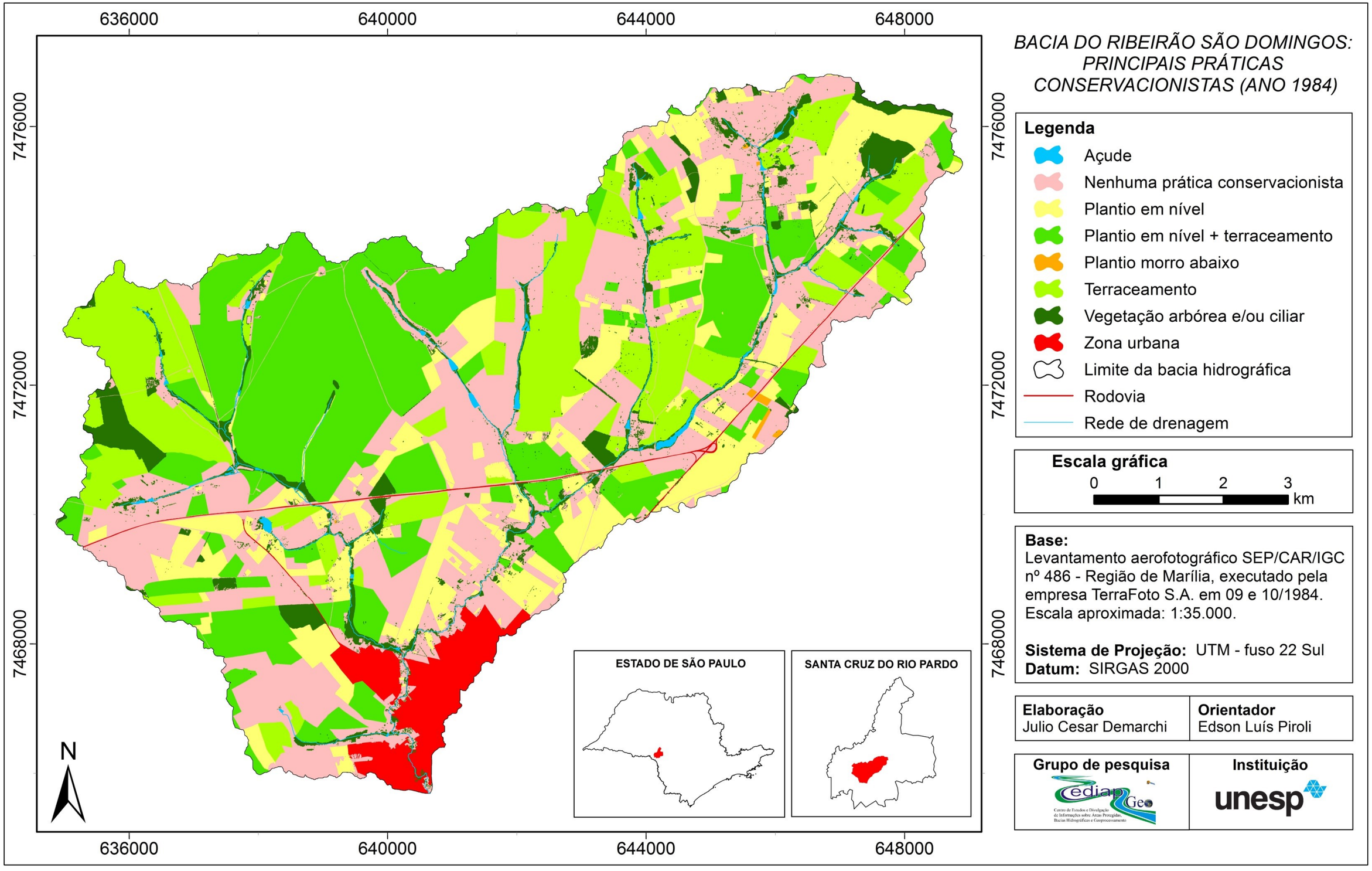


Figura 78. Bacia do Ribeirão São Domingos: principais práticas conservacionistas utilizadas no controle da erosão - ano 2004

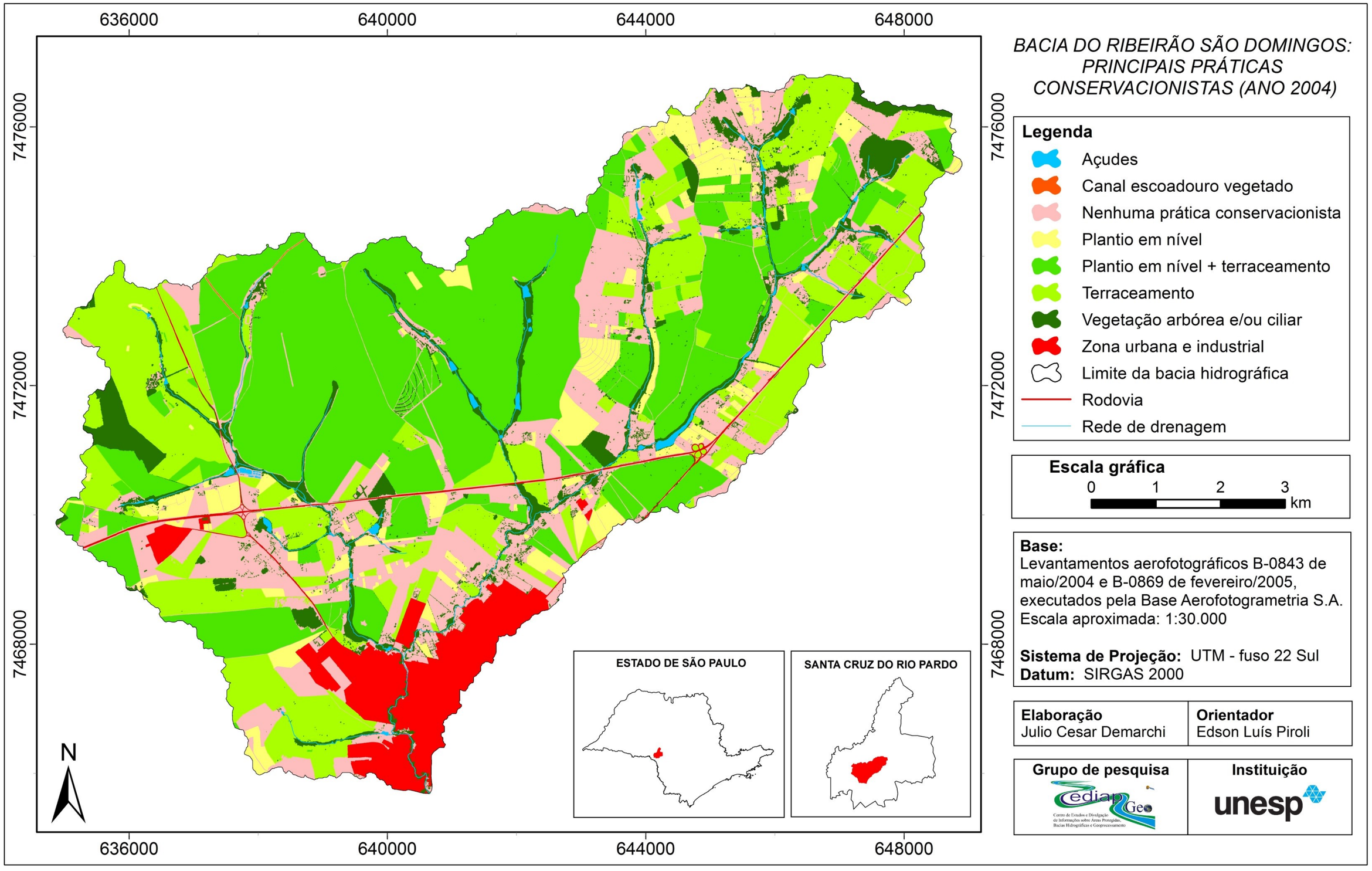


Figura 79. Bacia do Ribeirão São Domingos: principais práticas conservacionistas utilizadas no controle da erosão - ano 2018

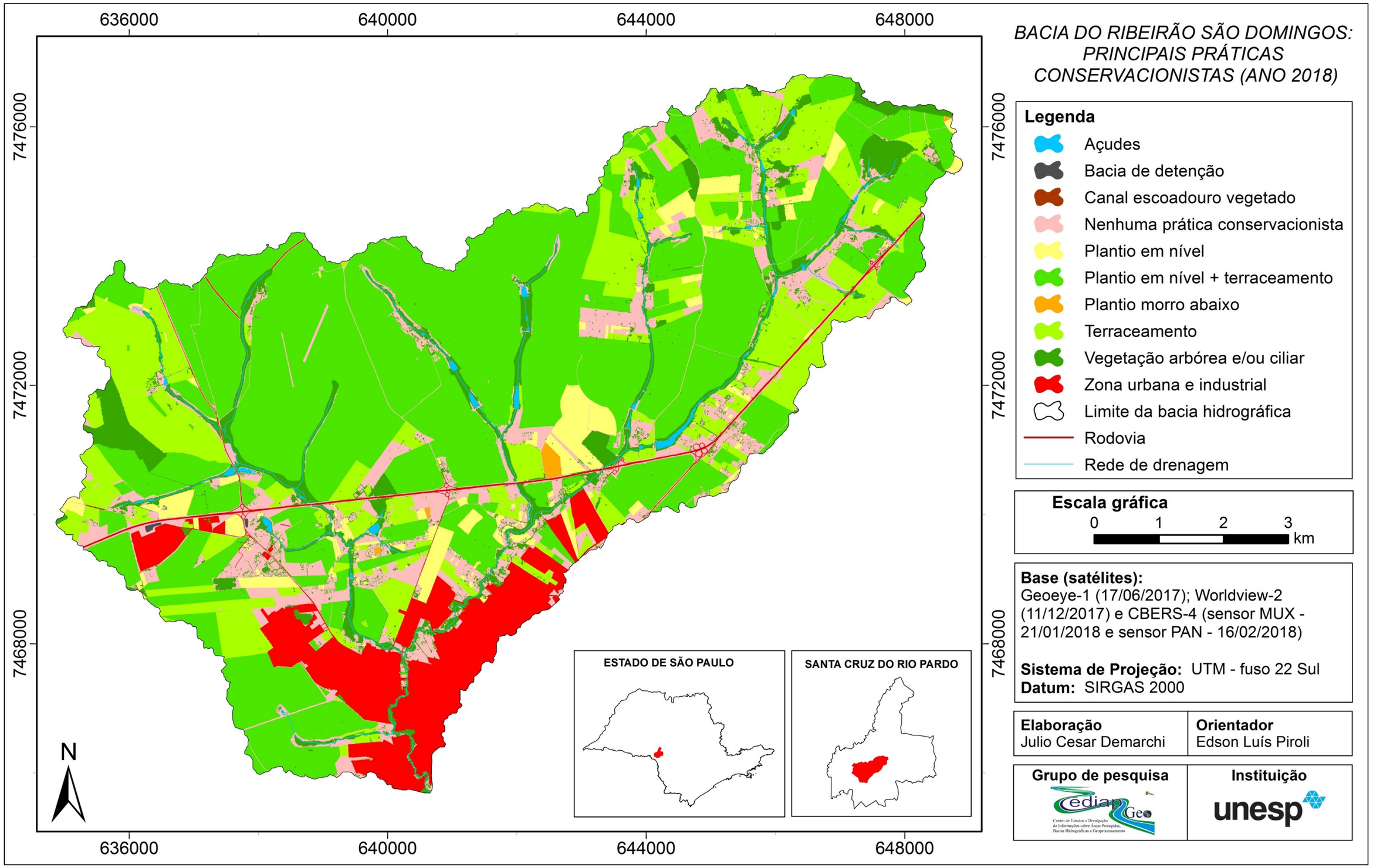


Tabela 35. Área (ha) ocupada pelas práticas conservacionistas do solo nas condições de uso da terra passadas, atual e cenários futuros

Ano/Cenário	Prática conservacionista											Área total
	PNI	PNI+TER	PMA	TER	ROD	MAT	ZUI	ACU	NPC	CVE	BDD	
1962	2.341,59	15,61	918,78	85,04	8,55	1.197,41	224,51	4,85	3.081,00	0	0	7.877,34
1984	1.149,67	2.096,70	8,94	1.397,62	27,60	505,42	299,75	32,14	2.359,50	0	0	7.877,34
2004	463,19	2.939,66	0	1.765,82	48,20	617,93	467,87	37,43	1.535,29	1,95	0	7.877,34
2018	319,56	3.858,45	14,39	1.369,69	50,00	665,61	652,31	34,57	907,31	3,16	2,29	7.877,34
Cenário 1	156,96	3.954,13	0	1.703,13	50,08	667,73	858,04	34,71	452,86	0	0	7.877,64
Cenário 2	160,18	3.814,22	0	1.641,63	50,08	666,37	1.066,43	34,71	444,02	0	0	7.877,64
Cenário 3	405,04	5.167,30	0	656,25	50,08	665,97	652,36	34,71	245,93	0	0	7.877,64
Cenário 4	405,31	5.151,78	0	492,77	50,08	665,48	860,54	34,71	216,97	0	0	7.877,64
Cenário 5	137,49	4.139,81	0	1.324,77	50,08	1.140,23	652,36	34,71	398,19	0	0	7.877,64
Cenário 6	104,19	2.164,84	0	3.731,35	50,08	665,33	652,36	34,71	474,78	0	0	7.877,64
Leg. Florestal	123,12	3.707,99	0	1.683,03	49,99	1.220,79	651,52	34,57	403,88	0,16	2,29	7.877,34

PNI: plantio em nível; PNI+TER: plantio em nível e terraceamento; PMA: plantio morro abaixo; TER: pastagem terraceada; ROD: rodovia; MAT: vegetação arbórea (densa e esparsa) e vegetação de áreas úmidas; ZUI: zona urbana e área industrial; ACU: açude; NPC: nenhuma prática conservacionista; CVE: canal escoadouro vegetado instalado em canavial; BDD: bacia de detenção.

Os mapas e dados das Figuras 76 a 79 e da Tabela 35 evidenciam a ampliação da adoção das práticas vegetativas e mecânicas de conservação do solo nas áreas agrícolas no decorrer do período histórico. Ao mesmo tempo, observa-se a ampliação das terras destinadas à agropecuária e o crescimento urbano de Santa Cruz do Rio Pardo, com a consequente redução das áreas de vegetação arbórea densa, esparsa e de áreas úmidas, notadamente entre 1962 e 1984, considerando que houve pequena restauração da cobertura vegetal nas décadas seguintes.

As áreas agrícolas cultivadas em nível e terraceadas, que representavam 0,2 % da área da bacia hidrográfica em 1962, passaram a ocupar 26,62 % dela em 1984, 37,32 % em 2004 e 48,98 % em 2018. O uso do terraceamento nas pastagens passou de 1,08 % da superfície da bacia em 1962 para 17,39 % em 2018, tendo atingido 22,42 % de sua área, ou 1.765,82 ha, em 2004, embora as pastagens conservadas e degradadas tenham registrado sua maior ocorrência em 1984, ocupando 43,26 % da área da bacia, ou 3.408,25 ha, com 1.397,62 ha terraceados. Nas décadas seguintes, a área de pastagem foi gradativamente reduzida até 2018 (25,56 %), sendo substituída por outros usos, com destaque para as *commodities* agrícolas e o crescimento urbano.

As áreas agrícolas, as pastagens e as áreas campestres sem o uso de práticas conservacionistas reduziram significativamente sua área entre 1962 e 2018, de 39,11 % para 11,52 % da superfície da área de estudo, reflexo do processo de modernização da agricultura em curso a partir da segunda metade do século XX, que intensificou o uso agrícola das terras, promoveu a consolidação da ocupação e o desmatamento da vegetação nativa, entendendo a necessidade de conservação dos solos não apenas para a preservação ambiental, mas para garantir neles a produção agrícola e a alta produtividade e, desta forma, dinamizar a reprodução do capital no campo. Também o plantio morro abaixo, presente em 11,66 % da bacia hidrográfica em 1962, foi quase todo substituído por outras práticas de manejo e conservação do solo nas décadas seguintes.

O manejo agrícola dos solos na década de 1960 e início da década de 1970, segundo Bertol (2016), caracterizou-se pelo aumento da intensidade de exploração em relação às décadas anteriores, com a derrubada e destoca mecânica das matas e posterior enleiramento e queima da biomassa. O preparo do solo era usualmente feito por arados e grades (aradora, destorroadora e niveladora), e a semeadura por tração mecânica, incorporando calcário e adubos fosfatados. Os principais fatores

responsáveis pela degradação do solo eram a desagregação mecânica pelo preparo convencional e pela energia da chuva, a compactação, a eliminação da biomassa pela queima dos restos culturais e a degradação química ocasionada pelo calcário, com a precipitação do alumínio trocável do solo. A combinação dessas condições provocou taxas elevadas de erosão, resultando no assoreamento de rios e lagos pelos sedimentos.

Os terraços e o plantio em contorno já eram utilizados nas décadas de 1960 e 1970, sendo este em complemento a aquele. A cobertura do solo com restos culturais era estimulada para conter a erosão, mas era pouco comum em razão do processo de incorporação dos resíduos no solo pelo preparo convencional e/ou de sua queima. Já na exploração pecuária, a pressão de pastejo se intensificou, resultando em baixa oferta de pastagem e cobertura baixa, redução da infiltração da água e aumento da erosão (BERTOL, 2016).

No ano 1962, o principal cultivo agrícola da bacia do Ribeirão São Domingos era o café, ocupando quase 34 % de sua área que, em sua maior parte (63,6 %), foi cultivada em nível. A proporção restante foi cultivada morro abaixo, no sentido do declive (32,3 %), e apenas 4,1 % das lavouras de café não utilizaram nenhuma prática conservacionista, ou seja, não foram cultivadas em fileiras ou a orientação delas não apresentava direção definida. Essas últimas lavouras estavam, portanto, mais suscetíveis à desagregação e ao transporte de sedimentos por erosão, mesmo tendo as entrelinhas ocupadas por cultivos de subsistência (arroz, feijão, legumes, entre outros) durante parte do ano. Para os cultivos agrícolas, como o café, o índice de eficiência de retenção de sedimentos nas parcelas sob plantio morro abaixo e sem prática conservacionista (plantio em nível ou terraceamento) adotado foi o mesmo, de 5 %.

Das áreas de pastagem existentes neste período, que totalizavam 2.041,87 ha entre pastagem conservada, arborizada e degradada, apenas 96,69 ha estavam terraceados. A cana-de-açúcar, que nesta data não era plantada em grandes fazendas, sendo utilizada na alimentação do gado e na fabricação de aguardente, teve parte de sua área total de 493,32 ha cultivada em nível (63,1 %) e a área restante cultivada morro abaixo ou com o plantio não realizado em fileiras. Já na lavoura de milho, o plantio em nível individual e conjugado aos terraços foi adotado em 53 % e 0,4 %, respectivamente, de sua área total de 394,52 ha. Observa-se nesta data, portanto, o uso não difundido de práticas de controle da erosão e, de

acordo com Bertol (2016), intensificação da ocupação e aumento da degradação física e química dos solos, influenciada também pelo seu preparo convencional e pelo manejo agrícola predominante.

No ano 1984, no contexto do incentivo estatal à produção de biocombustíveis em substituição aos combustíveis fósseis por meio do Proálcool, a área cultivada com cana-de-açúcar na bacia do Ribeirão São Domingos foi ampliada para 2.050,45 ha, equivalente a 26,03 % de sua superfície, com destaque para a produção na Fazenda São Domingos, onde se localiza a nascente principal do ribeirão de mesmo nome. A área desta propriedade é de 979,13 ha, dos quais as terras agrícolas foram todas ocupadas pelo cultivo da cana-de-açúcar, que ocorre desde o ano 1977, data em que a fazenda foi adquirida pela família Quagliato, proprietária da Usina São Luiz, fabricante de álcool e açúcar localizada no município de Ourinhos – SP. Das lavouras de cana-de-açúcar da área de estudo, 83,57 % de sua área estava terraceada e cultivada em nível, práticas que promovem o aumento da eficiência de retenção de sedimentos dos talhões, reduzindo as perdas de solo de 70 a 80 % e as de água em aproximadamente 100 % (PIRES; SOUZA, 2003). Algumas lavouras foram cultivadas em nível mas não foram terraceadas por se situarem em relevos planos, que dispensam tal prática.

O uso da terra mais representativo na bacia do Ribeirão São Domingos no ano 1984, no entanto, foi a pastagem, sendo a área das pastagens conservadas de 3.337,97 ha e a das pastagens degradadas de 70,26 ha, totalizando 43,26 % da superfície da bacia. O terraceamento estava presente em 1.364,68 ha, ou 40 % das áreas de pastagem e 17,32 % da área da bacia. A ausência dos terraços ocorre tanto nos solos de baixa e média erodibilidade, quanto nos de elevada suscetibilidade à erosão, assim como em áreas de relevo plano e de declividades elevadas, distantes dos interflúvios e de comprimento de rampa elevado. Já nas lavouras de milho, os terraços estavam presentes em 61,3 % delas, e o plantio em nível em 38,5 % das lavouras, denotando o avanço no uso de práticas conservacionistas em relação ao ano 1962.

No ano 2004, as práticas conservacionistas estavam presentes na maior parte das lavouras de cana-de-açúcar, milho e soja, principais cultivos existentes no período. Todas as parcelas ocupadas pelas duas últimas culturas estavam cultivadas em nível, e 66,6 % das lavouras de milho e 87,9 % das de soja também estavam terraceadas. Neste período, a maioria das lavouras de milho e soja estava

cultivada sob o sistema de plantio direto (SPD), que elimina as operações de preparo do solo e o mantém coberto durante o ano todo, reduzindo assim o valor do fator C da RUSLE e as perdas de solo por erosão.

As pastagens continuaram tendo área expressiva na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos no ano 2004, ocupando 38,28 % de sua superfície, ou 3.015,43 ha, dos quais 1.763,25 ha estão terraceados e 1,94 ha constituíam canais escoadouros vegetados implantados nos canaviais. Em relação ao ano 1984, as áreas agrícolas cultivadas sem a adoção de práticas conservacionistas foram reduzidas em 627,98 ha, evidenciando o aumento da conscientização dos produtores rurais quanto à conservação do solo.

No ano 2018, houve o aumento da área cultivada com soja e milho, a estabilização da área ocupada pelas lavouras de cana-de-açúcar e a redução da área de pastagem, de 3.015,43 ha observados em 2004 para 2.013,37 ha em 2018. O uso de práticas conservacionistas foi ampliado nos principais cultivos, sendo o plantio em nível associado aos terraços presente em 99,1 % das lavouras de cana-de-açúcar, em 84,03 % das plantações de milho e em 91,1 % das lavouras de soja. As pastagens, por sua vez, estão manejadas com terraços em 68 % de sua área, e dos 907,31 ha da bacia hidrográfica sem o uso de práticas conservacionistas, elas ocupam 644,44 ha. A área restante é representada pelas estradas de terra, sedes rurais e chácaras, formação campestre, e pequenas frações dos principais cultivos agrícolas. Consequentemente, espera-se maior eficiência de retenção de sedimentos nas parcelas agrícolas no ano 2018, menor taxa de erosão e redução do aporte de sedimentos no exutório da bacia em relação aos anos anteriores.

Nos cenários futuros de uso da terra elaborados pelo modelo Dyna-CLUE, assim como no cenário de adequação das Áreas de Preservação Permanente e Reservas Legais à legislação florestal brasileira, as práticas conservacionistas observadas nas áreas agrícolas no ano 2018 foram mantidas e/ou otimizadas de acordo com o tipo de cultivo e o tamanho da parcela. As principais culturas agrícolas e florestais (cana-de-açúcar, soja, milho, pastagem, mandioca e eucalipto) foram todas terraceadas, com exceção de talhões de tamanho reduzido e das parcelas agrícolas localizadas nos interflúvios e divisores de água, cujo relevo plano ou suave ondulado dispensa a necessidade de terraços. Apenas nos cenários 3 e 4, caracterizados pelo aumento na área ocupada pelas culturas da soja, milho e cana-de-açúcar nas taxas de crescimento observadas entre 2004 e 2018, alguns talhões

situados na área central da bacia hidrográfica cultivados em nível em 2018 foram mantidos com esta prática conservacionista, sem terraços, de maneira a evidenciar menor esforço na conservação do solo nessas parcelas.

O plantio morro abaixo foi eliminado da área de estudo nos cenários futuros. No cenário “Legislação florestal” e no cenário futuro 5, o aumento das áreas de vegetação arbórea para 15,5 e 14,47 % da área da bacia hidrográfica, respectivamente, implica o aumento da eficiência de retenção de sedimentos nessas áreas para 90 %, e da deposição de sedimentos no contato entre áreas agrícolas, pastagens e florestas, determinada pelo parâmetro “conectividade das parcelas” do modelo WaTEM/SEDEM, considerando a maior área de contato das florestas com os outros usos. Nesses cenários, espera-se a redução da taxa de aporte de sedimentos no exutório da bacia hidrográfica.

Os mapas das Figuras 80 a 90, a seguir, apresentam os valores de eficiência de retenção de sedimentos das parcelas (PTEF) definidos na Tabela 13, e o fator topográfico (LS) da RUSLE das datas passadas e dos cenários futuros de uso da terra analisados neste estudo.

Figura 80. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: uso da terra do ano 1962

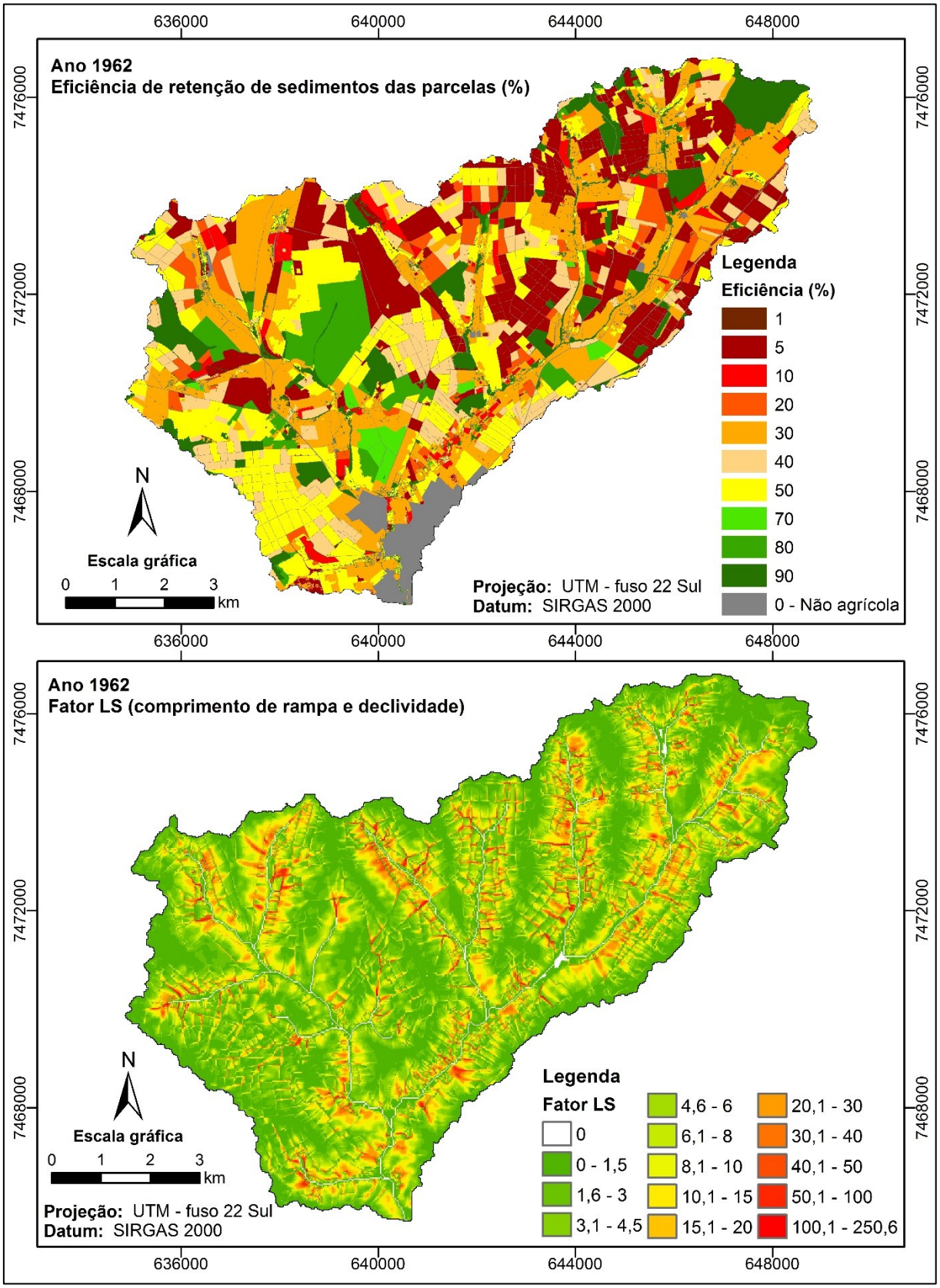


Figura 81. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: uso da terra do ano 1984

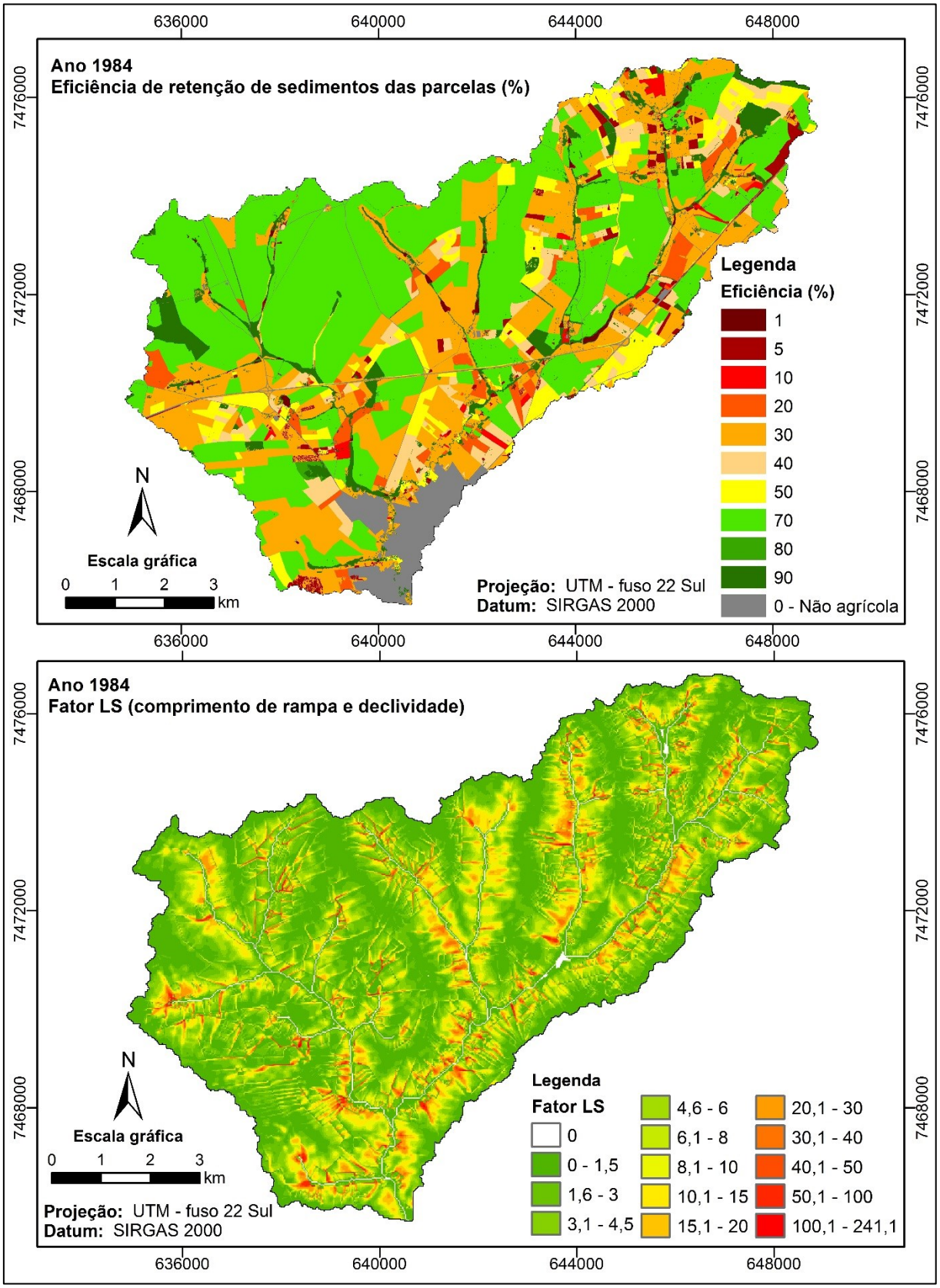


Figura 82. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: uso da terra do ano 2004

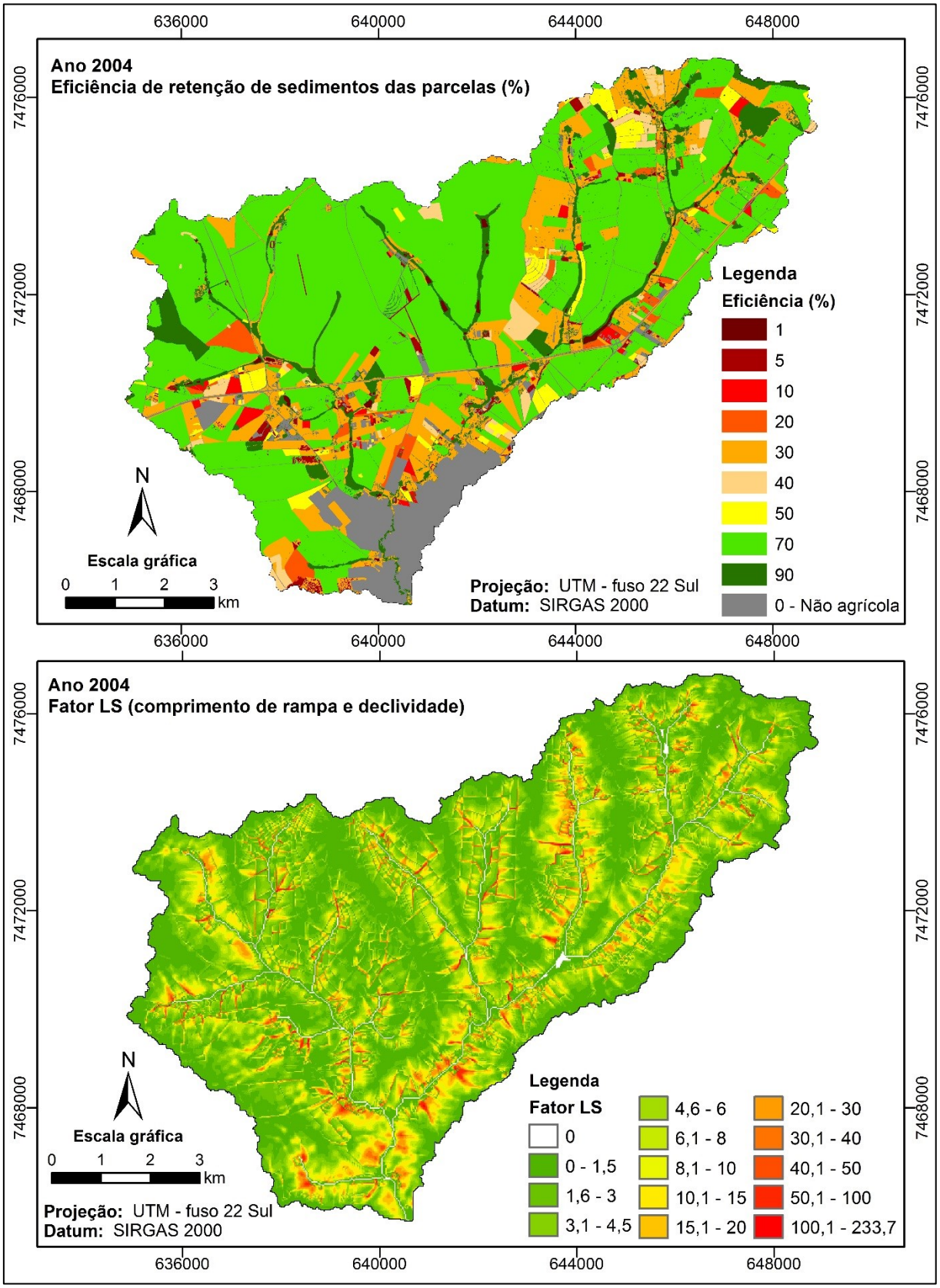


Figura 83. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: uso da terra do ano 2018

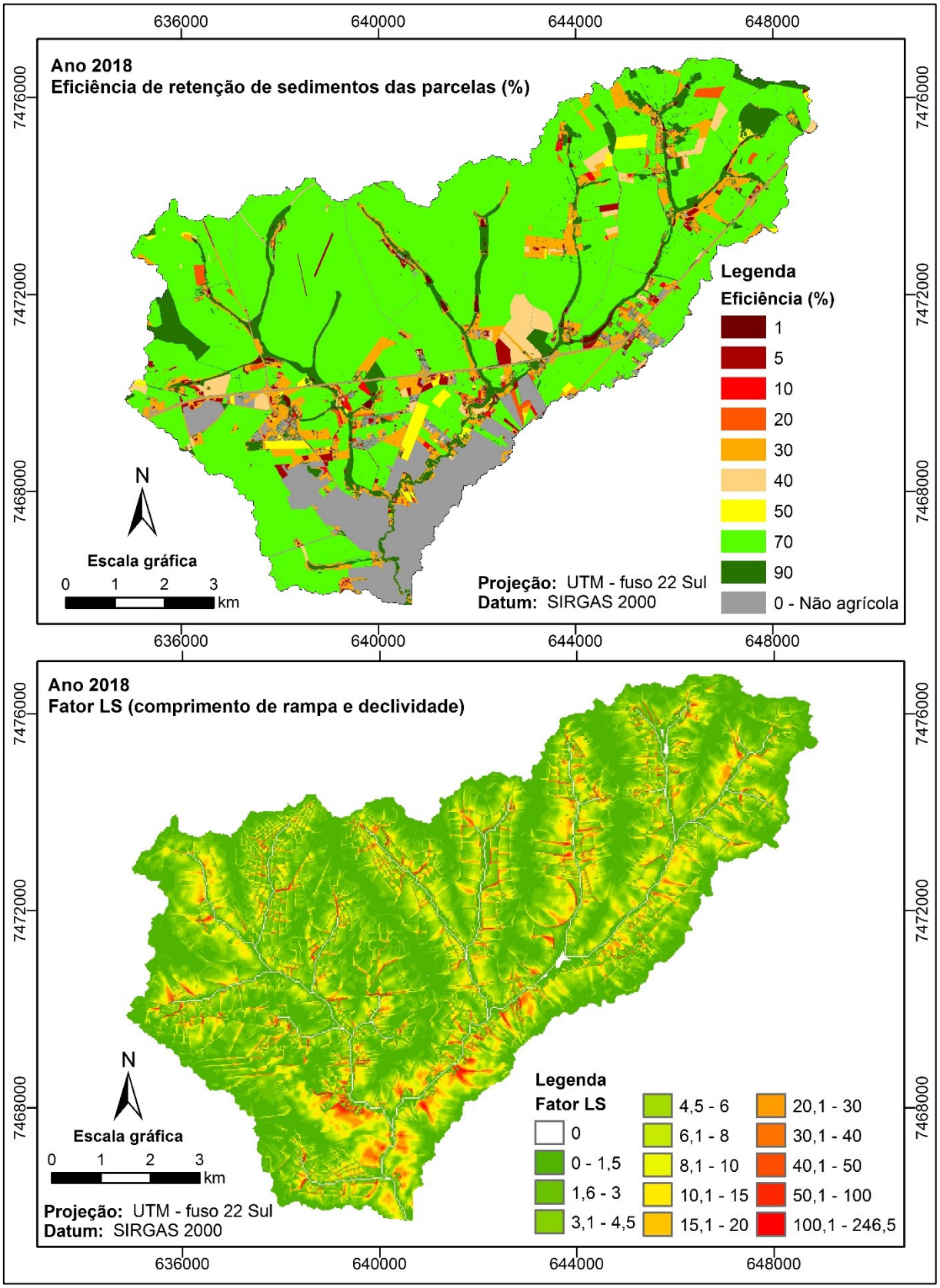


Figura 84. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: cenário 1 de uso da terra - ano 2028: crescimento urbano de 23,2 % e das áreas industriais de 103,86 %

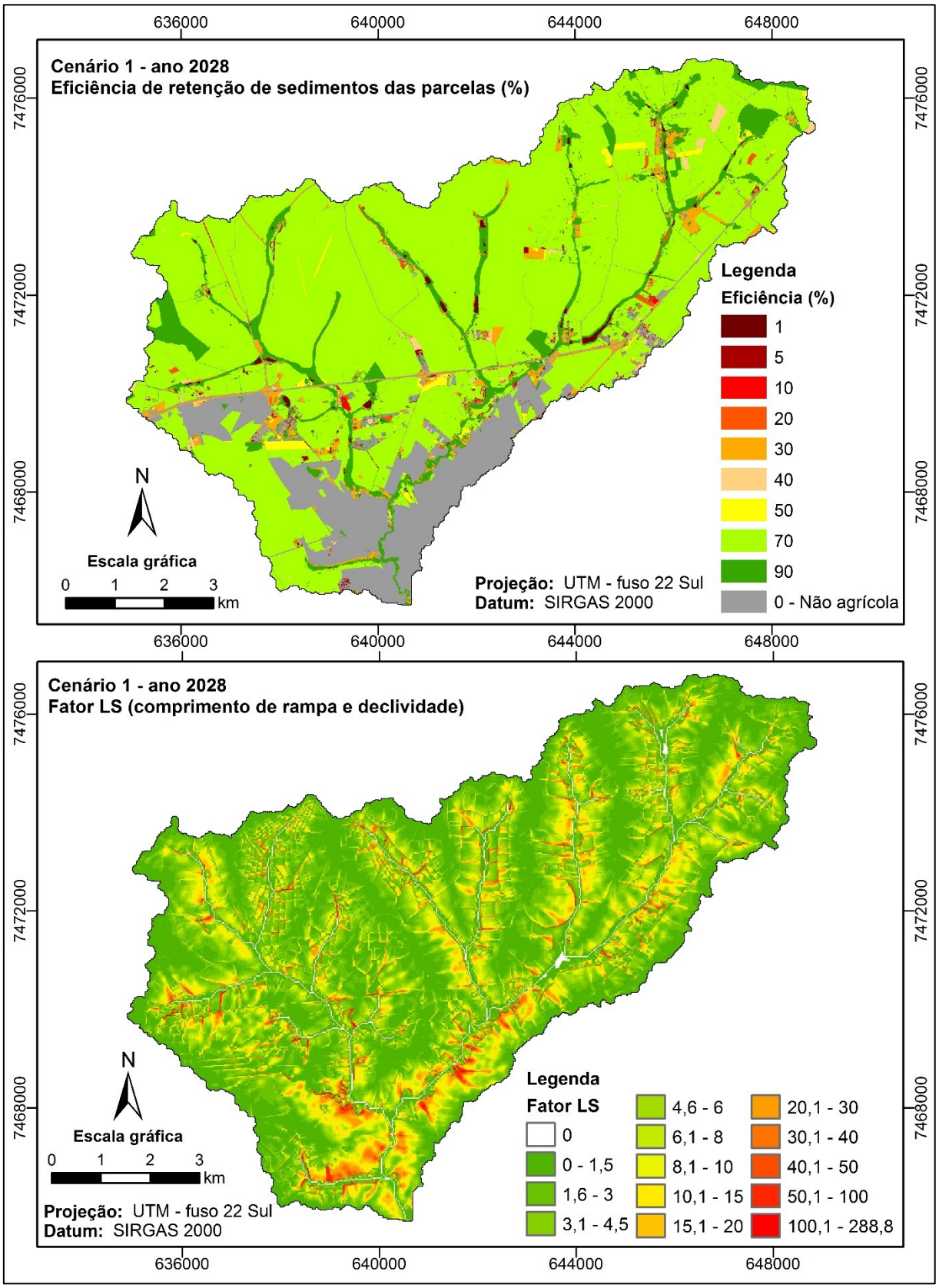


Figura 85. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: cenário 2 de uso da terra - ano 2028: crescimento urbano de 46,4 % e das áreas industriais de 207,72 %

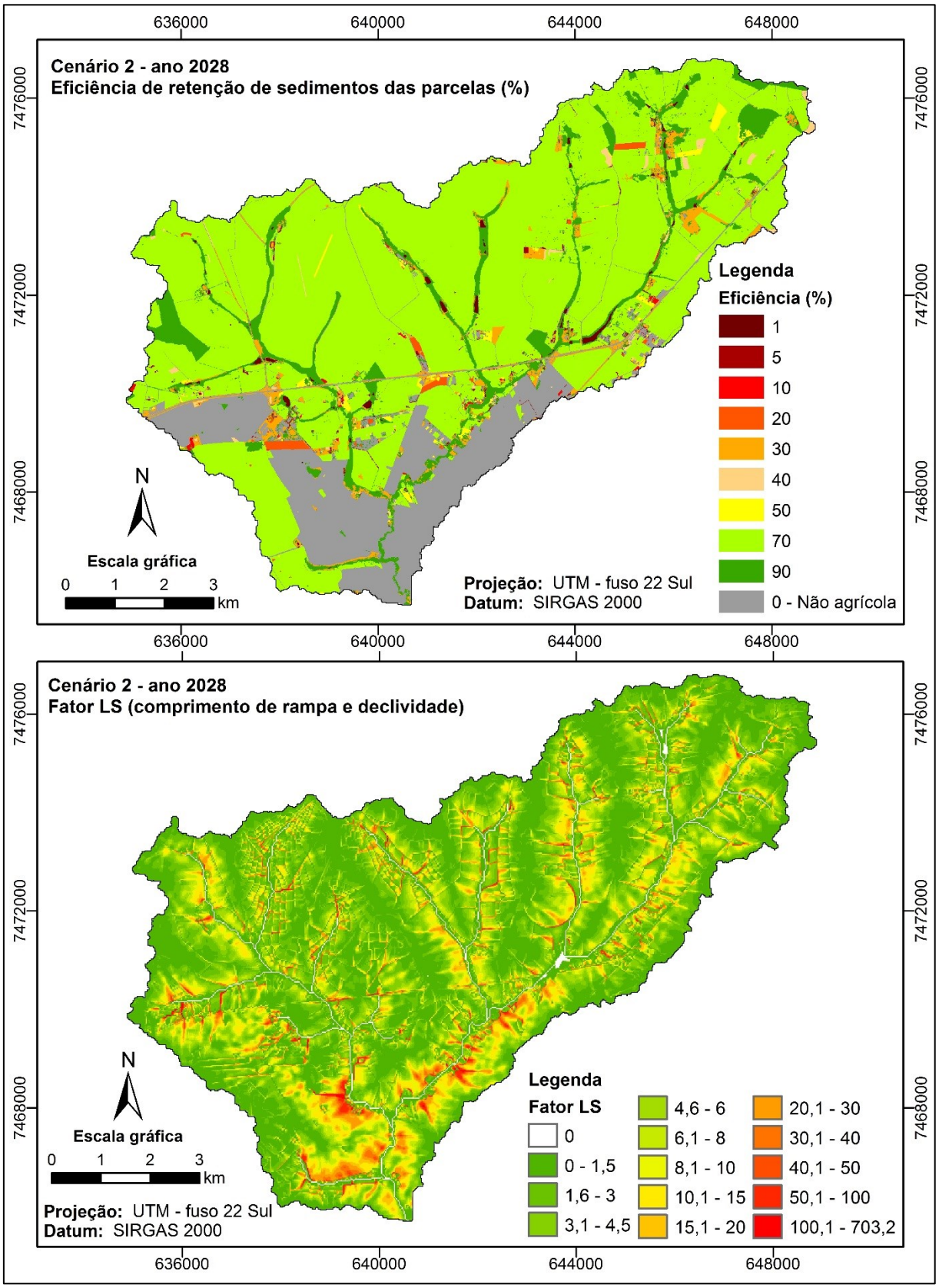


Figura 86. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: cenário 3 de uso da terra - ano 2028: crescimento das *commodities* agrícolas (soja: 116,27 %; milho - cultivo de verão: 35,36 % e cana-de-açúcar: 2,09 %)

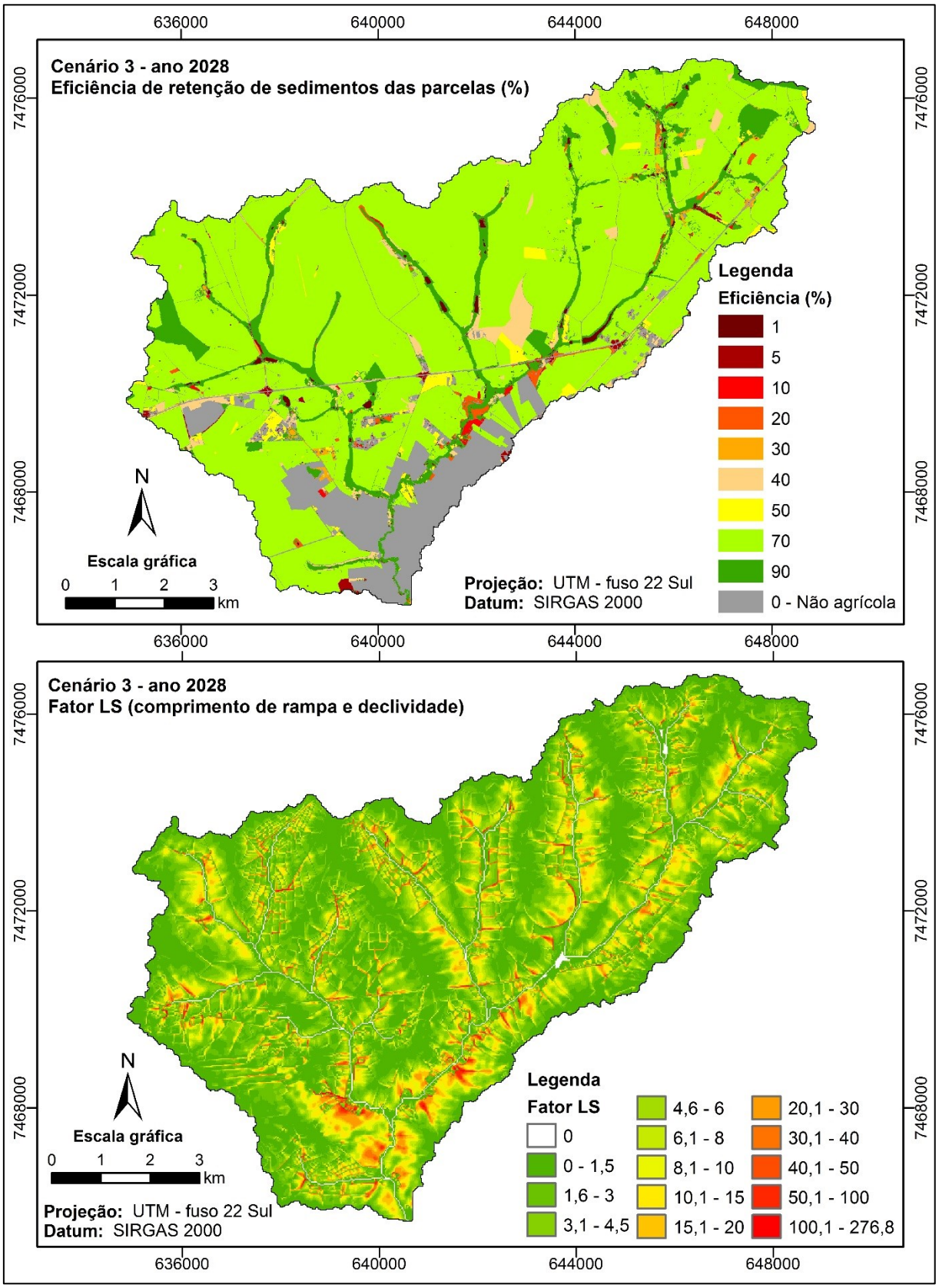


Figura 87. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: cenário 4 de uso da terra - ano 2028: crescimento das *commodities* agrícolas, da zona urbana e das áreas industriais (combinação dos cenários 1 e 3)

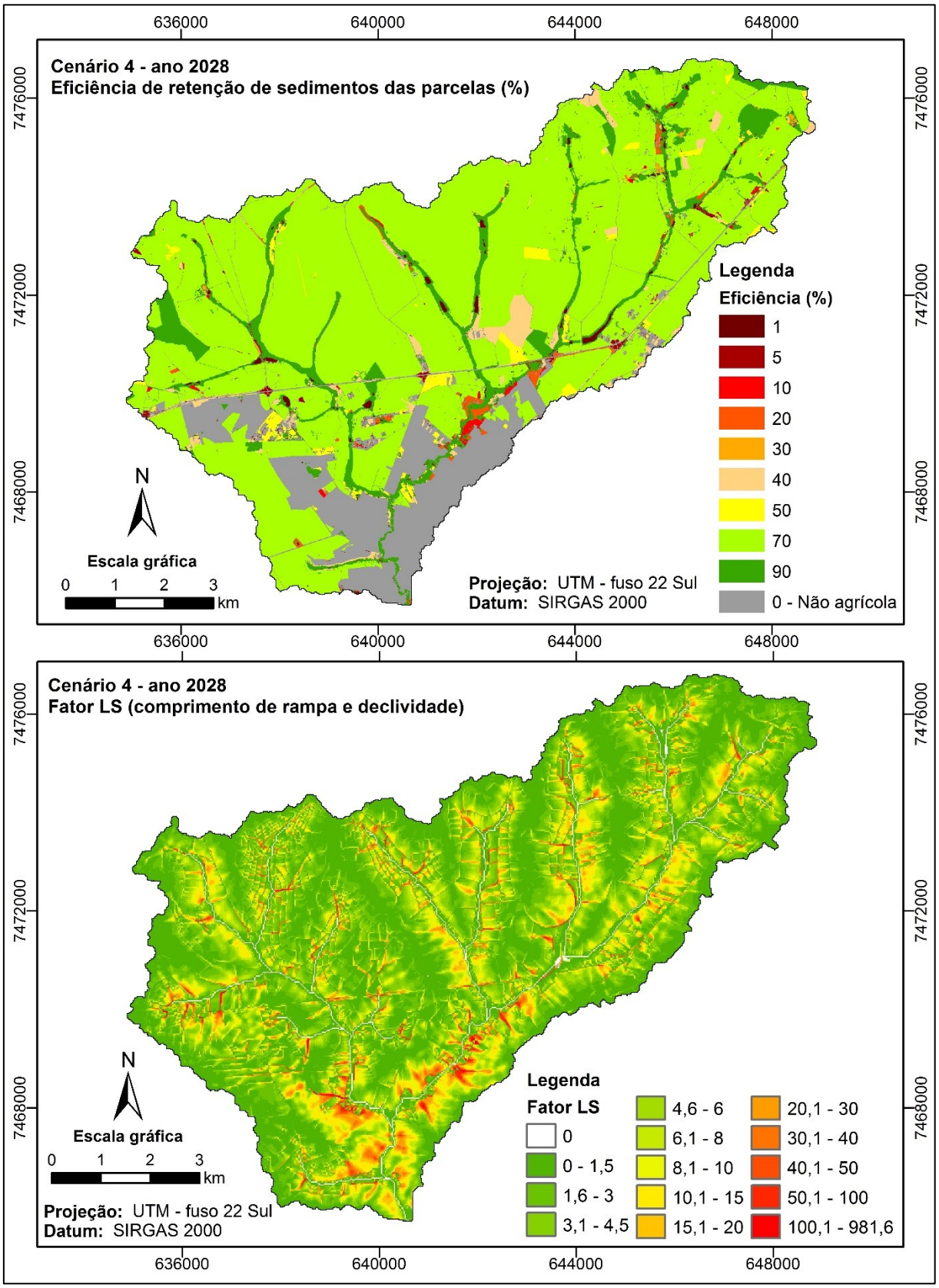


Figura 88. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: cenário 5 de uso da terra - ano 2028: demanda por produção florestal (eucalipto: aumento da área em dezenove vezes; vegetação arbórea: duplicação da área)

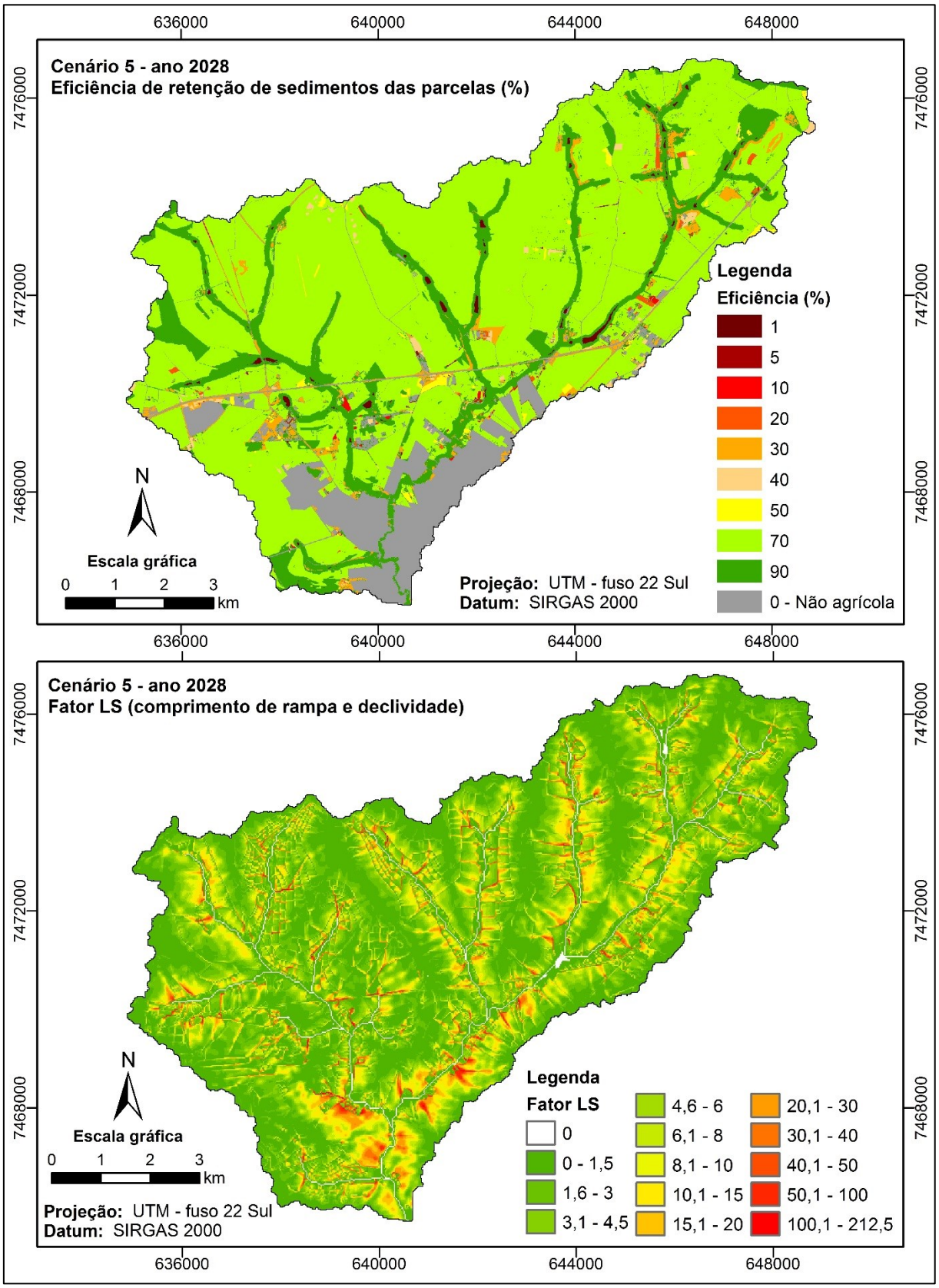


Figura 89. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: cenário 6 de uso da terra - ano 2028: demanda por carne bovina e indústria de laticínios: duplicação da área de pastagem

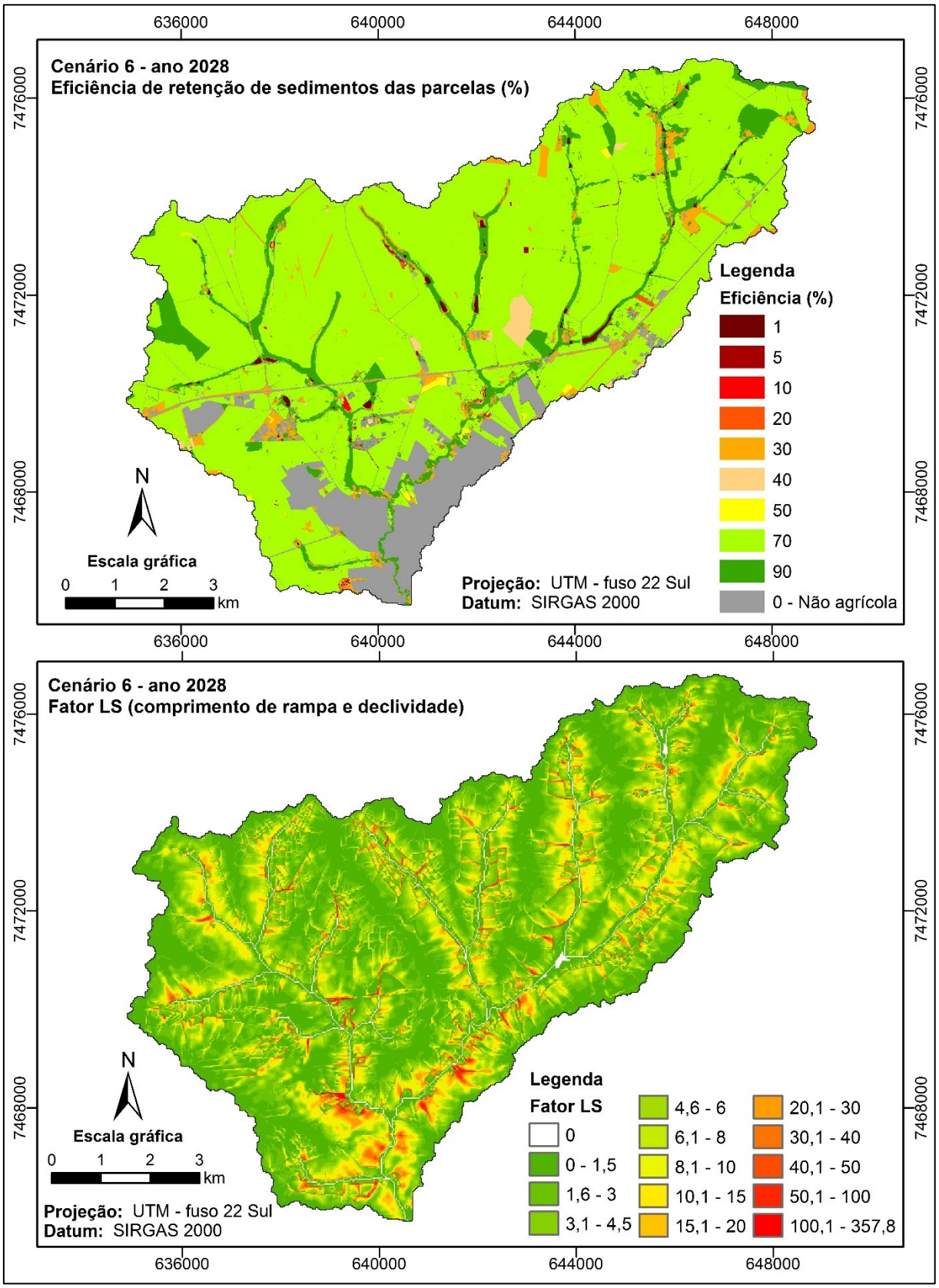
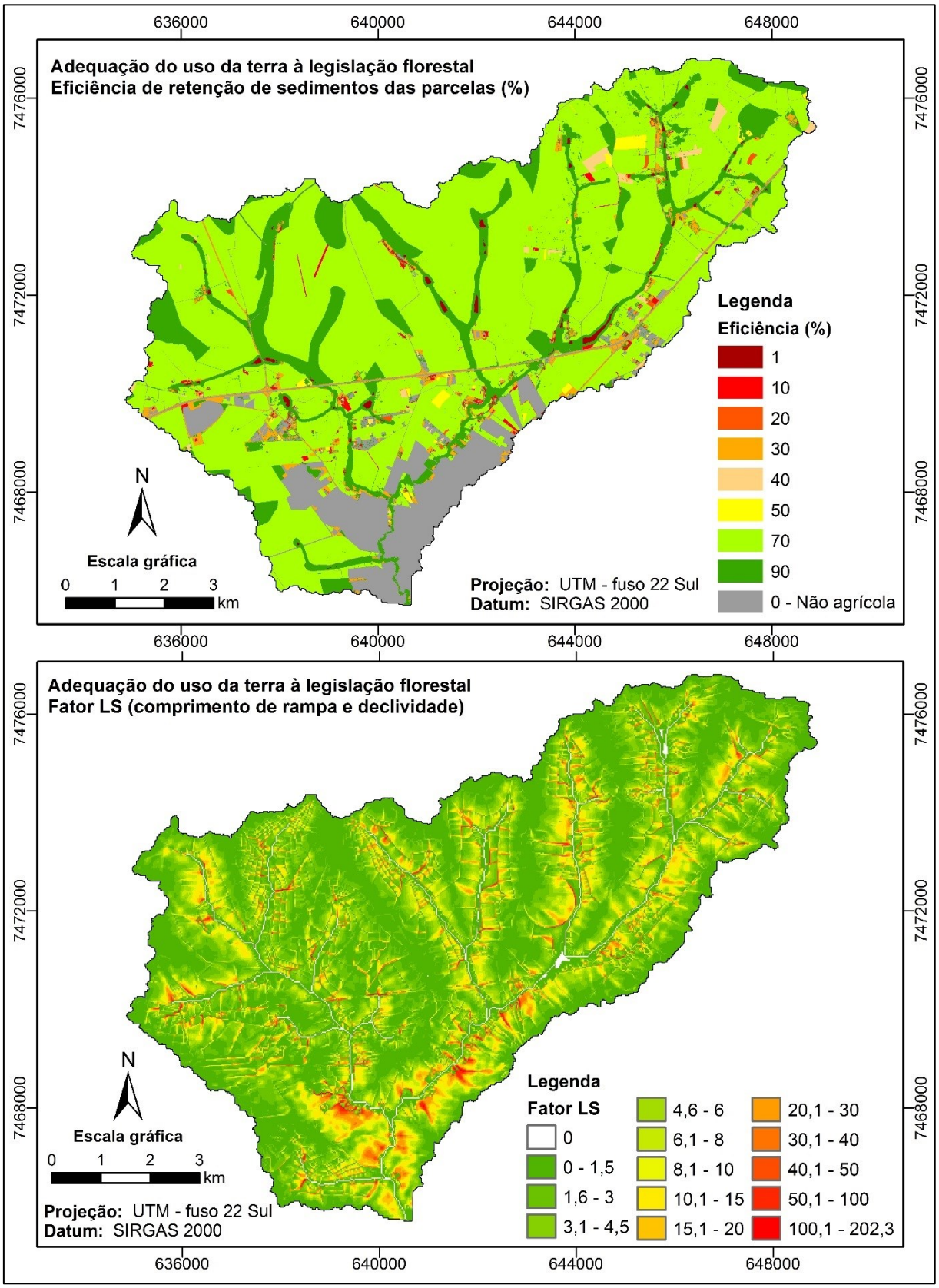


Figura 90. Eficiência de retenção de sedimentos das parcelas e fator topográfico: cenário de adequação do uso da terra (Áreas de Preservação Permanente e Reservas Legais) à Lei Federal n° 12.651/2012 (e alterações)



Os valores médios de eficiência de retenção de sedimentos das parcelas dos mapas de uso da terra passados e cenários futuros são apresentados na Tabela 36. A referida tabela também mostra o número de parcelas agrícolas de cada mapa, exceto das pastagens, e a área média dos talhões em hectares. Esses índices permitem a análise da estrutura e da fragmentação da paisagem, as quais determinam a área de contribuição para o escoamento e roteamento de sedimentos a jusante, e da conectividade da paisagem, ou seja, a redução da área de contribuição do pixel no contato entre áreas agrícolas, pastagens e florestas, fatores que alteram o comprimento de rampa das vertentes e têm relação com o transporte e a deposição dos sedimentos.

Após a conversão dos arquivos vetoriais das parcelas agrícolas em formato raster, de resolução espacial de 20 metros, alguns pixels de área 0,04 ha e outros de áreas maiores, porém inferiores a 1 ha, ficaram isolados das parcelas às quais estavam conectados, constituindo parcelas individuais. Considerando que as maiores taxas de erosão ocorrem nas parcelas maiores devido, entre outros fatores, ao aumento do comprimento de rampa, e para evitar que pixels individuais ou menores que 1 ha, presentes em quantidade elevada, enviesassem a média e a mediana dos valores, consideraram-se apenas as parcelas de área igual ou superior a este limite no cálculo da área média e do número de parcelas agrícolas.

Tabela 36. Valores médios de eficiência de retenção de sedimentos das parcelas, área média e número de parcelas agrícolas dos usos da terra passados e cenários futuros

Ano	PTEF (%)		Área das parcelas > 1 ha		Número de parcelas > 1 ha
	Média	Desv. Pad.	Média	Mediana	
1962	36,936	27,002	4,126	3,20	865
1984	50,767	24,571	4,702	2,92	698
2004	55,285	26,167	7,171	4,52	472
2018	57,994	26,365	8,973	6,16	465
Cenário 1	58,92	26,875	9,862	6,32	413
Cenário 2	57,059	28,442	9,874	6,38	398
Cenário 3	60,916	25,007	9,683	5,96	565
Cenário 4	59,209	26,753	9,536	5,72	571
Cenário 5	62,339	25,691	10,81	5,56	393
Cenário 6	60,944	24,934	8,938	5,78	254
Leg. Florestal	63,393	25,414	9,120	6,24	416

O fator L (comprimento de rampa) da RUSLE, que no modelo WaTEM/SEDEM utiliza o parâmetro área de contribuição de sedimentos para o pixel, é alterado pelo tamanho, disposição espacial, conectividade e eficiência de retenção de sedimentos das parcelas agrícolas. A Tabela 37 a seguir apresenta os valores dos perímetros das áreas florestais e de pastagem dos cenários futuros e condições passadas de uso da terra da bacia do Ribeirão São Domingos. O perímetro representa a área de contato desses usos da terra com os usos agrícolas e áreas construídas, ou seja, os locais nos quais a área de contribuição para o fluxo de sedimentos nos pixels reduz devido à mudança do uso da terra e ao efeito de borda dos usos florestais e pastagem na retenção de sedimentos. Nesta pesquisa, o valor utilizado de conectividade das parcelas dos usos florestais e pastagem foi 20 %.

Tabela 37. Perímetros das áreas florestais e de pastagem dos períodos passados e cenários futuros de uso da terra

Ano / Cenário	**Perímetro (km)**	
	Áreas florestais	**Pastagens**
1962	365,48	538,76
1984	300,08	551,64
2004	379,40	585,36
2018	406,08	544,60
Cenário 1	355,48	468,16
Cenário 2	353,40	451,64
Cenário 3	316,48	132,48
Cenário 4	309,52	86,80
Cenário 5	464,48	392,72
Cenário 6	354,00	617,88
Legislação Florestal	479,68	460,52

Os mapas das Figuras 80 a 90 mostraram diferentes valores e distribuições espaciais do fator LS dos cenários futuros e condições passadas de uso da terra da área de estudo. Os valores médios, mínimos e máximos do fator topográfico, assim como o desvio padrão de cada cenário, são apresentados na Tabela 38.

Tabela 38. Valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão do fator LS

Ano	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
1962	6,760	10,963	0	250,658
1984	5,755	9,254	0	241,091
2004	5,360	9,018	0	233,726
2018	5,096	8,827	0	246,473
Cenário 1	5,266	9,547	0	288,847
Cenário 2	5,513	11,718	0	703,159
Cenário 3	5,018	8,751	0	276,823
Cenário 4	5,322	13,795	0	985,423
Cenário 5	4,943	8,708	0	212,457
Cenário 6	5,086	9,025	0	357,816
Leg. Florestal	4,752	8,148	0	202,276

Para o entendimento da influência da estrutura e conectividade da paisagem na intensidade e configuração espacial do processo erosivo e do transporte de sedimentos, a eficiência de retenção de sedimentos das parcelas (PTEF), a conectividade entre elas, o perímetro das áreas florestais e de pastagem, a área média e o número de parcelas e o fator topográfico (LS) resultante devem ser analisados em conjunto, a partir de suas inter-relações.

O parâmetro PTEF, espacializado nas Figuras 80 a 90, é resultado das práticas conservacionistas adotadas nas respectivas condições de uso da terra. Os valores médios de PTEF apresentados na Tabela 36 mostram o aumento da eficiência de retenção de sedimentos das parcelas agrícolas entre 1962 e 2018, tendo a maior taxa de crescimento ocorrido entre 1962 e 1984, de 36,936 % para 50,767 %. Esse aumento de eficiência condiz com o observado na Tabela 35, que aponta o aumento das áreas terraceadas e cultivadas em nível, das pastagens terraceadas, e a redução das áreas sem práticas conservacionistas, cultivadas morro abaixo ou que utilizam apenas o plantio em nível, resultado da evolução dos sistemas de cultivo e manejo do solo e da substituição do preparo convencional do solo pelo preparo reduzido ou sistema plantio direto em parte das lavouras.

O maior desvio padrão observado no ano 1962, que indica aumento da variabilidade em relação à média, decorre dos índices baixos de PTEF das parcelas sem práticas conservacionistas ou cultivadas morro abaixo, iguais a 5 %, e dos índices elevados de eficiência apresentados pela vegetação arbórea densa e esparsa, de 90 e 80 %, respectivamente, os quais ocupavam maior área na bacia hidrográfica neste período. Nos anos seguintes e cenários futuros, com a tendência

de homogeneização das práticas conservacionistas na paisagem agrícola e aumento da eficiência de retenção de sedimentos, a variabilidade dos valores PTEF foi reduzida, com exceção do cenário 2 de uso futuro da terra, no qual a variabilidade cresceu em função do aumento da área ocupada pela zona urbana e pelas áreas industriais em 46,4 % e 207,72 %, respectivamente, às quais foi atribuído o valor 0 % de eficiência de retenção de sedimentos por não constituírem área agrícola. Também, o valor médio de PTEF reduziu para 57,059 % no cenário 2, índice inferior ao observado no ano 2018 e nos demais cenários futuros de uso da terra.

O menor desvio padrão foi observado no cenário futuro 6, em que a área de pastagem existente em 2018 foi duplicada, e as pastagens terraceadas, de eficiência de retenção de sedimentos de 70 %, passaram a ocupar 47,36 % da área da bacia hidrográfica. Os maiores valores médios de PTEF foram observados no cenário "Legislação florestal" (63,393 %) e no cenário futuro 5 (62,339 %) em razão do aumento das áreas de vegetação arbórea, que possuem eficiência de retenção de sedimentos de 90 %.

A área média das parcelas agrícolas aumentou de tamanho de 1962 a 2018 e nos cenários futuros de uso da terra, se comparados ao ano 2018. Este parâmetro evidencia a redução da fragmentação da paisagem, resultado da evolução dos sistemas de cultivo e do avanço da monocultura e das pastagens em propriedades e/ou parcelas maiores. Nos cenários futuros de uso da terra, apesar de os usos agrícolas terem sido individualizados em parcelas procurando seguir os limites observados no ano 2018, a área média das parcelas aumentou, resultado da alocação espacial dos usos agrícolas em talhões maiores.

A redução da fragmentação da paisagem se reflete também no número de parcelas agrícolas de área superior a 1 hectare, observada na Tabela 36. Em 1962, os cultivos agrícolas ocorriam em 865 parcelas. Este número foi reduzido para 465 em 2018. Nos cenários futuros de uso da terra, o cenário 6 apresentou o menor número de parcelas (254) em função da redução da área ocupada por cultivos anuais, permanentes e semiperenes, que cederam espaço às pastagens. Os cenários futuros 3 e 4 constituíram exceção, por terem apresentado 565 e 571 parcelas, respectivamente, resultado da ocupação de parcelas pequenas situadas entre as sedes rurais, chácaras e próximas à vegetação arbórea dos fundos de vale pelos cultivos de soja e milho, antes ocupadas por pastagens, classe não incluída no número de parcelas agrícolas no modelo WaTEM/SEDEM. Esses valores foram

superiores aos observados nos anos 2004 e 2018 mas, apesar disso, as áreas médias dos talhões também foram maiores, denotando menor fragmentação da paisagem.

O aumento da área média das parcelas pressupõe maior suscetibilidade à erosão e ao transporte de sedimentos, pois seu comprimento de rampa se torna maior, salvo quando se estendem perpendicularmente ao declive. Essa característica, entretanto, não foi observada nesta pesquisa. Pelo contrário, os valores médios do fator LS (Tabela 38) reduziram com o aumento da área média das parcelas, em razão da diminuição do valor da área de contribuição dos pixels das áreas agrícolas, dado o aumento da eficiência de retenção de sedimentos das parcelas (Tabela 36) sob o efeito das práticas conservacionistas adotadas. O ano 1962, por exemplo, apresentou a menor área média das parcelas, de 4,126 ha, mas o maior fator LS entre os cenários estudados, de 6,76, devido à baixa eficiência de retenção de sedimentos, de 36,936 %. Por outro lado, o valor médio de LS no cenário “Legislação florestal” foi de 4,752, em razão da eficiência de retenção de sedimentos média das parcelas de 63,393 %, a despeito da área média das parcelas de 9,12 ha, maior que o dobro da área média observada no ano 1962.

Nos cenários futuros 1, 2 e 4, o fator LS médio foi superior ao do ano-base 2018 em decorrência do crescimento das áreas urbanas e industriais, que possuem eficiência zero de retenção de sedimentos. Nas Figuras 80 a 90, observa-se o aumento do fator topográfico na zona urbana no sentido da rede de drenagem, conforme aumenta a distância dos divisores de água da bacia hidrográfica. Além do aumento da declividade, os valores elevados de LS decorrem do aumento do comprimento de rampa, visto que a eficiência de retenção de sedimentos é nula e não há terraços ou outro obstáculo ao escoamento da água pluvial e ao fluxo de sedimentos.

No entanto, como nos cenários futuros 1, 2 e 4 a área urbana é maior e disposta em polígonos individuais em toda a vertente, os valores de LS são maiores, elevando também o valor médio de LS da bacia hidrográfica. No cenário 4, o efeito do comprimento de rampa fez o fator topográfico atingir o valor máximo de 985,423. Na realidade, as taxas de erosão na zona urbana consolidada são mínimas e as áreas construídas constituem obstáculos ao transporte de sedimentos, apesar de o escoamento ocorrer em velocidades elevadas nas ruas, sarjetas, galerias de águas pluviais, entre outras estruturas. Porém, como o modelo WaTEM/SEDEM utiliza a

eficiência de retenção de sedimentos apenas das parcelas ocupadas pela agricultura, pastagem e florestas, foi definido o valor nulo para a PTEF das áreas construídas.

Os mapas do fator topográfico (Figuras 80 a 90) resultam das intervenções humanas na bacia hidrográfica, sobretudo nas áreas agrícolas, determinadas pelos parâmetros PTEF, conectividade das parcelas e tamanho/distribuição espacial das mesmas. Em geral, as porções de maior altitude das parcelas possuem valores menores de LS, que aumentam em direção aos níveis topográficos inferiores devido ao aumento do comprimento de rampa, atingindo valores máximos nos limites com as parcelas situadas vertente abaixo. Nestas, a depender da declividade, o fator topográfico novamente se reduz nos níveis topográficos mais elevados, aumentando gradativamente na direção do declive. Quando o modelo digital do terreno apresenta convergência de fluxo ou áreas de embaciamento, estas apresentam valores mais elevados de LS na direção dos fundos de vale em função do aumento da área de contribuição. Essas características também ocorrem nos limites entre as parcelas, quando orientados no sentido do declive.

No mapa do fator topográfico do ano 1962 (Figura 80), é possível identificar os talhões de café em formato retangular, graças aos valores mais elevados de LS em seus limites. Já no mapa do ano 2018 (Figura 83), observam-se na porção centro-nordeste da bacia hidrográfica, nas vertentes ao redor da nascente principal do Ribeirão São Domingos e em áreas adjacentes, os talhões e carreadores das lavouras de cana-de-açúcar, e na porção centro-leste, o formato circular de uma área agrícola com sistema de irrigação em pivô central, alocado em uma vertente, dada a elevação do fator LS nos terços médio e inferior da vertente e na área de contato com as parcelas situadas encosta abaixo. Na porção noroeste da bacia hidrográfica, observa-se uma área contínua de pastagem que, apesar de terraceada, possui maior fator topográfico nas proximidades dos fundos de vale. O efeito dos terraços foi computado na redução da área de contribuição dos pixels no parâmetro PTEF, mas o intervalo entre dois terraços em uma vertente não constituiu parcela agrícola individual.

O perímetro das áreas florestais e de pastagem dos anos passados e cenários futuros de uso da terra (Tabela 37) é importante na análise da conectividade das parcelas e de sua fragmentação. Nesta pesquisa, atribuiu-se o valor 20 % à eficiência de retenção de sedimentos no contato entre outros usos da

terra e as áreas florestais ou de pastagem. Desta forma, quanto maior o perímetro destas classes de uso da terra, maiores serão as áreas onde haverá a redução da área de contribuição do pixel para o fluxo de enxurrada e sedimentos, menor será o fator L e, consequentemente, menor a capacidade de transporte de sedimentos, de acordo com a equação 6, que utiliza o fator LS como variável, o que pode determinar sua deposição nessas áreas de interface antes de atingirem os rios e córregos.

O perímetro também diz respeito à fragmentação da paisagem agrícola, pois quanto maior for o número de fragmentos de florestas e de pastos, maior será a superfície de contato com outros usos da terra, atuando como barreira ao transporte de sedimentos. A área ocupada por vegetação arbórea no ano 2018 é praticamente a mesma dos cenários futuros 1 a 4 e 6 (Tabela 35). Seu perímetro de 406,8 km, no entanto, é superior ao dos cenários futuros, que variam de 309,52 a 355,48 km. Por estar mais fragmentada, a capacidade de retenção de sedimentos das florestas no ano 2018 é maior que a dos cenários futuros, que apresentam menor superfície de contato com outros usos da terra.

O ano 1984 apresentou o menor perímetro de vegetação arbórea, mas também a menor área vegetada entre todos os períodos e cenários analisados. O cenário futuro 5 e o cenário “Legislação florestal” possuem as duas maiores áreas cobertas por vegetação arbórea, de 1.140,23 ha e 1.220,79 ha, respectivamente, e também as duas maiores áreas de contato com outros usos da terra, de 464,48 km e 479,68 km, respectivamente. Em relação às pastagens, o cenário 6 apresentou o maior perímetro, de 617,88 km, e por ter sua área duplicada em relação ao ano-base de 2018, ela equivale a 51,1 % da superfície da área de estudo. No ano 2004, o perímetro das pastagens foi superior ao do ano 1984. No entanto, a área ocupada foi maior no ano 1984, de 3.408,25 ha, contra 3.015,43 ha em 2004, evidenciando maior fragmentação neste último ano. Os cenários futuros 3 e 4 apresentaram os menores perímetros de pastagem e também sua menor ocorrência, pois foram substituídos pelas *commodities* agrícolas cana-de-açúcar, soja e milho e pelo crescimento urbano.

3.4.4 Uso e manejo do solo (fator C)

Os mapas do fator C da RUSLE foram elaborados a partir das condições de uso e manejo do solo definidos na Tabela 14 e extraídos da literatura.

Os coeficientes de capacidade de transporte de sedimentos (kTc) utilizados no modelo WaTEM/SEDEM e obtidos por calibração assumem valores diferentes nas áreas agrícolas (kTc alto) e nas áreas florestais e de pastagem (kTc baixo), sendo separados entre si por um limiar de fator C (kTc limite), que nesta pesquisa foi definido em 0,05 em decorrência dos valores de C utilizados. O coeficiente kTc é uma variável da equação de capacidade de transporte média (TC) (equações 5 e 6), que regula o transporte e/ou a deposição de sedimentos erodidos nos diferentes compartimentos de relevo da bacia hidrográfica.

Os valores médios do fator C, o desvio padrão e a área ocupada pelos usos e manejos do solo de fator C<0,05 (kTc baixo) e ≥0,05 (kTc alto) são apresentados na Tabela 39.

Tabela 39. Fator uso e manejo do solo: média, desvio padrão e áreas de coeficiente de capacidade de transporte baixo e alto

Ano/Cenário	Média	Desvio padrão	Fator C < 0,05		Fator C ≥ 0,05	
			Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)
1962	0,080	0,161	3.967,40	50,36	3.910,72	49,64
1984	0,077	0,163	4.369,48	55,46	3.508,64	44,54
2004	0,074	0,155	4.174,36	52,99	3.703,56	47,01
2018	0,079	0,145	3.533,84	44,86	4.344,28	55,14
Cenário 1	0,070	0,122	3.791,92	48,19	4.076,28	51,81
Cenário 2	0,069	0,120	3.930,40	49,95	3.938,48	50,05
Cenário 3	0,079	0,088	2.296,64	29,19	5.571,28	70,81
Cenário 4	0,078	0,081	2.314,36	29,41	5.553,84	70,59
Cenário 5	0,062	0,113	4.642,48	59,00	3.225,48	41,00
Cenário 6	0,043	0,103	5.630,64	71,56	2.237,36	28,44
Leg. Florestal	0,066	0,121	4.001,96	50,77	3.880,08	49,23

Embora não tenha havido diferenças significativas entre os valores médios do fator C das condições passadas e cenários futuros de uso da terra, sendo a média de 0,07 e o desvio padrão de 0,01, e a diferença entre o maior e o menor valor médio de 0,037, esses valores revelam a maior ou menor suscetibilidade da bacia hidrográfica aos processos erosivos e à capacidade de transporte de sedimentos, sobretudo se considerado o limiar de 0,05 do fator C entre a capacidade de transporte baixa e alta. Os menores valores médios do fator C são encontrados nos cenários futuros de crescimento das áreas de pastagem conservada (cenário 5) e de aumento das florestas de eucalipto e de vegetação arbórea (cenário 6), além do

cenário de adequação das APP e Reservas Legais à legislação florestal vigente, pois nesses condições há o aumento de densidade da cobertura vegetal permanente do solo e maior proteção contra a erosão hídrica.

Como a média pode enviesar os dados, não permitindo analisar se há áreas de baixa ou nula produção de sedimentos e outras de produção muito elevada, como as de solo exposto, cultivo de mandioca, entre outras, o desvio padrão fornece a medida da dispersão dos valores C em relação à média. As condições reais de uso da terra de 1984, 1962, 2004 e 2018, em ordem decrescente, apresentam as maiores variabilidades do fator C. No ano 1984, por exemplo, as pastagens conservadas (fator C = 0,007) estão presentes 42,37 % da superfície da área de estudo, enquanto as áreas agrícolas de solo exposto (fator C = 1) ocupam 1,88 % dela, sua maior ocorrência entre todos os anos e cenários futuros analisados. Já no ano 1962, as florestas (vegetação arbórea densa, esparsa e de áreas úmidas) ocupam 15,2 % da superfície da bacia hidrográfica, tendo fator C de 0,001 a 0,002, o que faz a variabilidade aumentar. Os cenários futuros 3 e 4 possuem menores valores de desvio padrão do fator C porque neles as lavouras de milho, soja e cana-de-açúcar ocupam mais de 70 % da área da bacia hidrográfica, sendo que o fator C desses cultivos varia de 0,061 para o cultivo de milho em sistema de plantio direto (SPD) a 0,1076 para a cultura da cana-de-açúcar, tendo o cultivo da soja em SPD o fator C de 0,1043.

Em relação ao coeficiente de capacidade de transporte de sedimentos, os períodos históricos e cenários futuros de uso da terra caracterizados pela maior ocupação por vegetação arbórea densa, esparsa e de áreas úmidas, pastagem conservada, campestre, eucalipto e áreas construídas tiveram maior área condicionada à baixa capacidade de transporte, o que aumenta a probabilidade de deposição de sedimentos ao longo do trajeto das áreas-fontes aos fundos de vale. É o caso do cenário 6, em que predominam as pastagens conservadas; do cenário 5, caracterizados pela duplicação das áreas de vegetação arbórea e pelo aumento das lavouras de eucalipto em dezenove vezes; e dos anos 1984 e 2004, cujas pastagens conservadas constituíam a classe de uso da terra de maior ocorrência. Os cenários futuros 1 e 2 tiveram a área de kTc baixo elevadas em relação ao ano-base 2018 devido ao crescimento urbano e das áreas industriais, cujo fator C médio é de 0,03. Já nos cenários 3 e 4, o aumento das lavouras das principais *commodities* agrícolas e a redução das pastagens fez com que as áreas de kTc alto superassem 70 % da

área total da bacia hidrográfica, reduzindo a probabilidade de deposição de sedimentos nas vertentes e fundos de vale e aumentando a de crescimento do aporte de sedimentos em seu exutório.

O fator C da RUSLE assumiu diferentes valores nos períodos históricos e cenários futuros de uso da terra para uma única classe de uso, mas com diferentes manejos do solo. Nas lavouras de café, foram utilizados os valores obtidos por Prochnow et al. (2005) em função do espaçamento das plantas nas entrelinhas e nas linhas de cultivo. Os valores de C dos espaçamentos observados, de 4 x 2 m e de 3 x 2 m, foram muito próximos entre si, mas nos espaçamentos de 3 x 3 m, por exemplo, os autores obtiveram C igual a 0,1412, superior aos dados utilizados nesta pesquisa, de 0,1004 e 0,0995, respectivamente.

Para a cultura do milho, foi utilizado o fator C de 0,113 para o cultivo contínuo com preparo convencional e restos incorporados, obtido por De Maria e Lombardi Neto (1997) como valor médio de três condições edafoclimáticas diferentes, e o valor de 0,061 para o cultivo no Sistema Plantio Direto (SPD) e rotação com diferentes culturas de inverno (BERTOL; SCHICK; BATISTELA, 2002). O primeiro valor foi utilizado nos anos 1962 e 1984, e o último, nos anos 2004, 2018 e cenários futuros. Na cultura da soja, utilizou-se o fator C de 0,1043, definido por Bertol, Schick e Batistela (2001) para a sucessão soja/trigo em SPD. A soja não era cultivada na bacia do Ribeirão São Domingos nos anos 1962 e 1984. Para fins de comparação, o fator C obtido por Donzeli et al. (1992) para o cultivo de soja com manejo convencional foi de 0,2086.

O plantio direto foi implantado no Brasil entre o final da década de 1960 e a década de 1970, tendo as pesquisas sobre o sistema nas universidades e institutos de pesquisa sido realizados concomitantemente à sua implantação nas lavouras. Embora sua adoção tenha sido motivada pelo menor uso de insumos, máquinas e mão-de-obra, melhor aproveitamento do uso da terra, maior controle da erosão hídrica e menor impacto negativo sobre o ambiente, a percepção mais imediata e impactante do uso do plantio direto no Brasil foi a eficiência no controle da erosão hídrica, e seu uso foi entendido como método alternativo de preparo do solo para sua conservação, a despeito dos custos operativo e fixo que, àquela época, eram desfavoráveis em relação ao preparo convencional (DENARDIN et al., 2011).

De acordo com os referidos autores, o plantio direto ganhou a abordagem sistêmica na década de 1980, passando a denominar Sistema Plantio Direto (SPD) e

sendo concebido como uma ferramenta da agricultura conservacionista que envolve, sob o conceito de um complexo de tecnologias, a diversificação de espécies via rotação de culturas, estabelecidas mediante mobilização do solo exclusivamente na linha de semeadura, e a manutenção dos resíduos vegetais do cultivo anterior na superfície do solo. Esse sistema também foi entendido como um complexo tecnológico capaz de viabilizar a semeadura de modo contínuo ao longo do tempo, sem preparo prévio do solo. Atualmente, a consolidação do SPD está alicerçada na rotação e/ou consorciação de culturas, no incremento da rentabilidade do sistema agrícola, aos benefícios fitossanitários, à diversidade de espécies cultivadas, à cobertura permanente do solo e ao aporte de fitomassa não inferior a 8 t/ha, de modo a construir e manter a fertilidade integral do solo (DENARDIN et al., 2011).

3.4.5 Vazão, concentração de sedimentos em suspensão e aporte de sedimentos no exutório da bacia hidrográfica

A vazão do Ribeirão São Domingos, medida nas seções transversais localizadas aproximadamente cem metros a montante do exutório da bacia hidrográfica, foi obtida por meio da equação 37 a partir da área molhada média das seções transversais, da distância de 6 metros entre elas, correspondente à distância percorrida pelo flutuador, e do seu tempo de deslocamento, ajustado a partir das medições de vazão realizadas em campo pelo método do flutuador. Os dados de nível da água, velocidade do flutuador e vazão obtidos pelo referido método são apresentados na Tabela 40.

A medição de vazão do dia 26/10/2018, na qual o tempo de deslocamento do flutuador foi o menor entre todas as medições (7,98 s), tendo-se observado o maior nível da água (0,742 m), correspondeu a uma situação atípica no sistema fluvial. Como não houve alterações significativas no nível da água do Rio Pardo, seu afluente, não ocorreu o remanso das águas do Ribeirão São Domingos, que provoca a redução da velocidade do escoamento, comportamento observado nas demais medições nas quais o nível da água do Ribeirão São Domingos estava acima do nível normal. Por esta razão, tais dados foram desconsiderados no ajuste da curva de tempo de deslocamento do flutuador em função do nível da água pela ferramenta Solver.

Tabela 40. Medições de vazão do Ribeirão São Domingos pelo método do flutuador: nível da água, tempo de deslocamento e velocidade do flutuador, e vazão obtida

Data	Hora	Nível da água (m)	t (s)	V (m/s)	Vazão (m^3/s)
08/10/2017	10:40h	0,566	16,97	0,354	1,385
14/10/2017	14:15h	0,363	15,23	0,394	1,076
21/10/2017	14:15h	0,405	17,4	0,345	0,956
28/10/2017	14:35h	0,466	15,75	0,381	1,239
04/11/2017	14:55h	0,593	21,26	0,282	1,152
11/11/2017	15:40h	0,314	17,9	0,335	1,284
18/11/2017	13:35h	0,41	11,71	0,512	1,420
25/11/2017	14:55h	0,41	18,1	0,331	0,918
02/12/2017	14:45h	0,38	18,62	0,322	0,846
09/12/2017	15:50h	0,34	11,52	0,521	1,207
27/01/2018	14:45h	0,73	32,51	0,185	0,991
24/02/2018	15:05h	0,496	19,27	0,311	1,100
28/04/2018	15:20h	0,274	10,5	0,571	1,520
26/10/2018	14:40h	0,742	7,98	0,752	4,193

t(s): tempo médio de deslocamento do flutuador (s); V (m/s): velocidade média de deslocamento do flutuador.

O ajuste utilizou os seguintes valores iniciais das constantes a, b e h_0 da função potencial: 4, 2 e 0,27, respectivamente, os quais originaram o valor inicial de soma dos quadrados dos desvios de 4.218,7. Os valores iniciais das constantes foram obtidos por tentativa e erro, com o uso de diferentes combinações procurando obter o menor valor de soma dos quadrados dos desvios dos valores t observado e calculado, ajustado pelo Solver. Os resultados do ajuste pelo método iterativo da ferramenta Solver são apresentados na Tabela 41.

Tabela 41. Variáveis observadas e ajustadas pela ferramenta Solver para ajuste da curva de tempo de deslocamento do flutuador em função do nível da água

h (m)	t obs (s)	t calc (s)	(t obs - t calc)²
0,274	10,5	11,87	1,89
0,314	17,9	12,98	24,22
0,34	11,52	13,74	4,91
0,363	15,23	14,43	0,64
0,38	18,62	14,96	13,38
0,405	17,4	15,77	2,66
0,41	11,71	15,93	17,83
0,41	18,1	15,93	4,70
0,466	15,75	17,86	4,47
0,496	19,27	18,96	0,09
0,566	16,97	21,72	22,58
0,593	21,26	22,86	2,56
0,73	32,51	29,30	10,32
Soma dos quadrados dos desvios			**110,234**
Correlação (r)			**0,839**
Coeficiente de determinação (R²)			**0,704**

A equação da curva de tempo de deslocamento do flutuador em função do nível da água resultante foi:

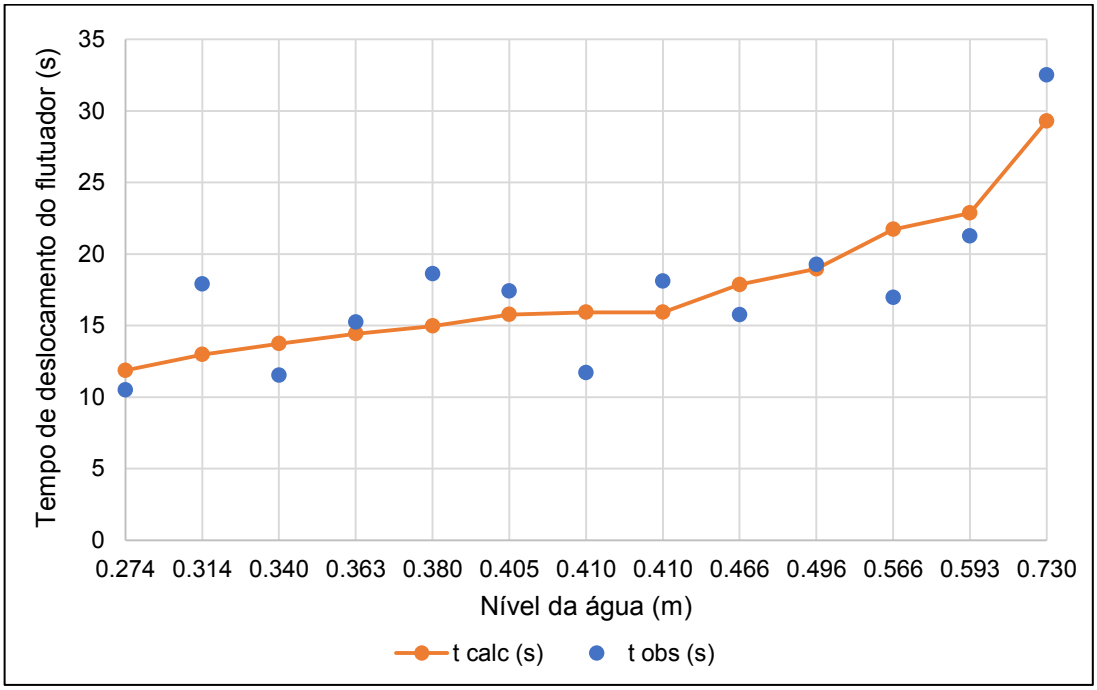
$$t = 4{,}895 * (h + 1{,}058)^{3{,}065} \quad (63)$$

A dispersão dos valores de tempo de deslocamento do flutuador observados e ajustados pelo Solver em função do nível da água é apresentada no gráfico da Figura 91.

Os dados do eixo da abscissa não estão em escala, mas foram dispostos de forma a facilitar a análise dos desvios entre t observado e t calculado de todas as medições de vazão. Apesar de a equação ajustada pela ferramenta Solver ter reduzido a soma dos quadrados dos desvios entre t calculado e t observado de 4.218,7 para 110,3, com um coeficiente de correlação forte entre as variáveis e poder explicativo do modelo de 70,4 %, o tempo de deslocamento do flutuador em função do nível da água calculado pela referida equação e, consequentemente, a vazão dos eventos de chuvas intensas utilizados na calibração do modelo WaTEM/SEDEM, não descreveram corretamente as ondas de cheia observadas. Embora a velocidade de escoamento do Ribeirão São Domingos sofra redução com o aumento do nível da água, o que pode ser explicado pelo remanso das águas do

Rio Pardo, seu afluente, e pelo aumento do coeficiente de atrito com as margens onde ele passa a escoar, os tempos de deslocamento do flutuador calculados foram demasiadamente altos. Para os níveis da água mais elevados, que deveriam produzir as vazões de pico, as vazões calculadas foram reduzidas a índices inferiores às condições anteriores aos eventos de chuva, gerando hidrogramas invertidos.

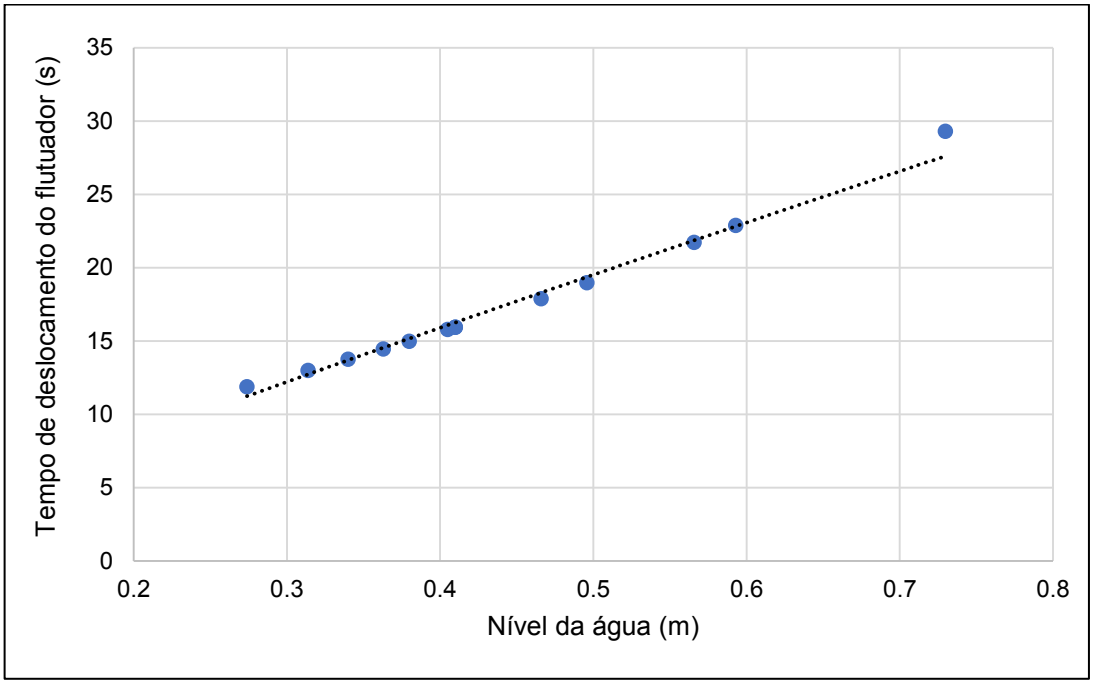
Figura 91. Tempos de deslocamento do flutuador observados e calculados pelo Solver em função do nível da água



Para minimizar esse erro, os tempos de deslocamento do flutuador (t) ajustados pelo Solver foram plotados em um gráfico em função do nível da água (h) (Figura 92) e ajustados a uma função do tipo potencial sem a variável h_0. As vazões calculadas pela equação de regressão resultante deste ajuste representaram adequadamente os hidrogramas correspondentes aos eventos de chuva analisados. A equação de regressão, ajustada com coeficiente de determinação R^2 = 0,9876, é dada por:

$$\mathbf{t = 36,865 * h^{0,9174}} \quad (64)$$

Figura 92. Tempo de deslocamento do flutuador ajustado pelo Solver em função do nível da água



Os dados de Concentração de Sedimentos em Suspensão (CSS), medidos em datas anteriores e durante a onda de cheia dos eventos de chuva analisados, e determinados pelo método da filtração, são apresentados na Tabela 42.

A dinâmica temporal da CSS, relacionada às vazões dos eventos de chuvas intensas do Ribeirão São Domingos nas proximidades de sua confluência com o Rio Pardo, possibilitou a quantificação do total de sedimentos aportado no exutório da bacia hidrográfica.

A seguir, são apresentados os dados pluviométricos, fluviométricos e sedimentométricos dos eventos de chuva analisados. Os gráficos das Figuras 93 a 97 mostram, respectivamente, os hidrogramas dos episódios de chuva ocorridos em 20/02/2018, 28/02/2018, 13/03/2018, 25/03/2018 e 20/09/2018, as curvas de concentração de sedimentos em suspensão e os índices pluviométricos medidos no intervalo de 5 minutos.

Tabela 42. Valores de Concentração de Sedimentos em Suspensão (CSS) no exutório da bacia do Ribeirão São Domingos em cinco eventos de chuvas

Data	Horário	CSS (g/l)
18/02/2018	17 h	0,0048
20/02/2018	7 h	0,2097
20/02/2018	9 h 30 min	0,1408
20/02/2018	14 h 30 min	0,1422
24/02/2018	15 h 30 min	0,0087
28/02/2018	16 h 10 min	0,3075
28/02/2018	16 h 40 min	0,3513
28/02/2018	17 h 10 min	0,2395
28/02/2018	17 h 40 min	0,141
28/02/2018	20 h 40 min	0,0262
01/03/2018	8 h 40 min	0,02
10/03/2018	17 h 20 min	0,011
13/03/2018	11 h 40 min	0,4302
13/03/2018	12 h 10 min	0,2725
13/03/2018	12 h 40 min	0,385
13/03/2018	13 h 40 min	0,1638
13/03/2018	17 h 40 min	0,028
14/03/2018	8 h	0,002
24/03/2018	11 h 40 min	0,0353
25/03/2018	18 h 15 min	0,3913
25/03/2018	18 h 45 min	0,7598
25/03/2018	19 h 30 min	0,6901
25/03/2018	20 h 15 min	1,4935
26/03/2018	0 h	0,0895
26/03/2018	8 h 10 min	0,086
26/03/2018	14 h	0,0651
26/03/2018	20 h 45 min	0,0458
06/09/2018	17 h 50 min	0,0166
20/09/2018	14 h 45 min	0,2832
20/09/2018	15 h 15 min	0,2796
20/09/2018	15 h 45 min	0,2678
20/09/2018	16 h 15 min	0,1652
20/09/2018	16 h 45 min	0,1302
20/09/2018	17 h 45 min	0,1424
20/09/2018	20 h 45 min	0,045
20/09/2018	23 h 45 min	0,0246
21/09/2018	8 h	0,0248

Figura 93. Bacia do Ribeirão São Domingos: precipitação, hidrograma e concentração de sedimentos em suspensão no exutório (20/02/2018)

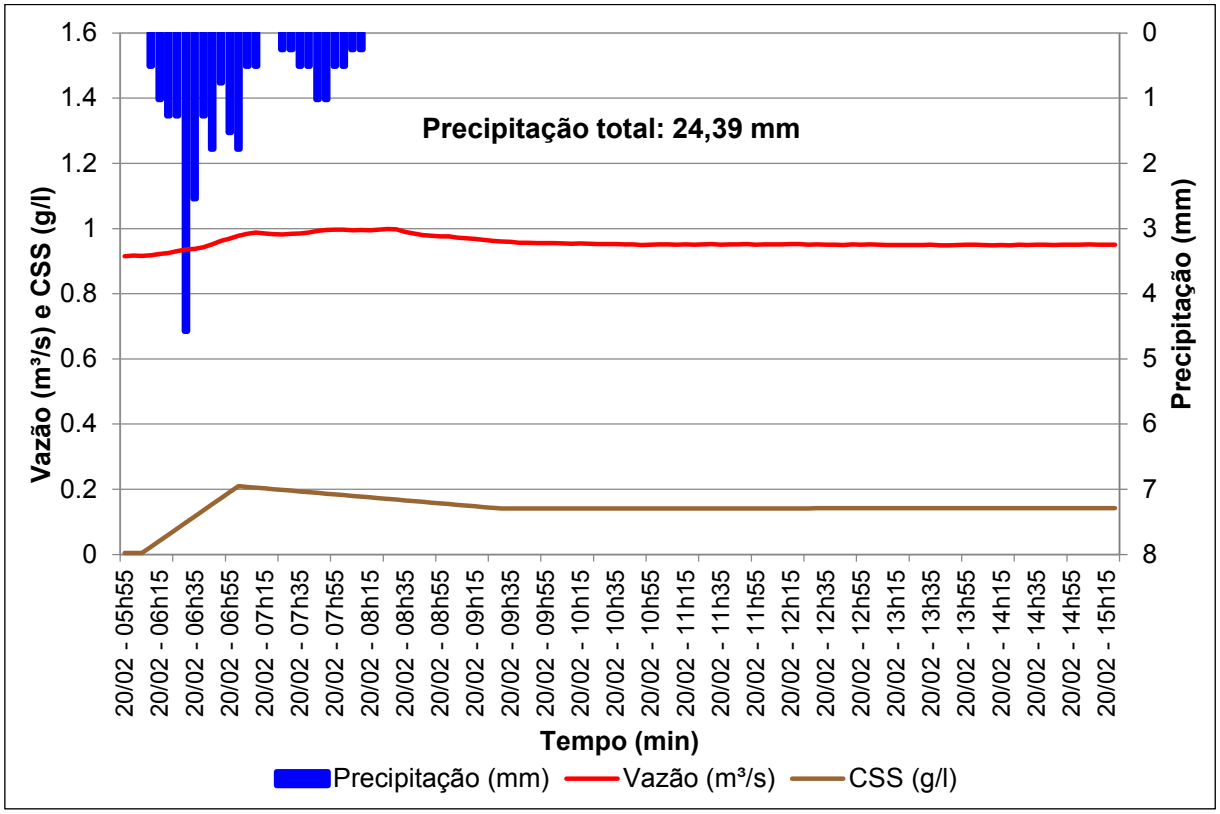


Figura 94. Bacia do Ribeirão São Domingos: precipitação, hidrograma e concentração de sedimentos em suspensão no exutório (28/02/2018)

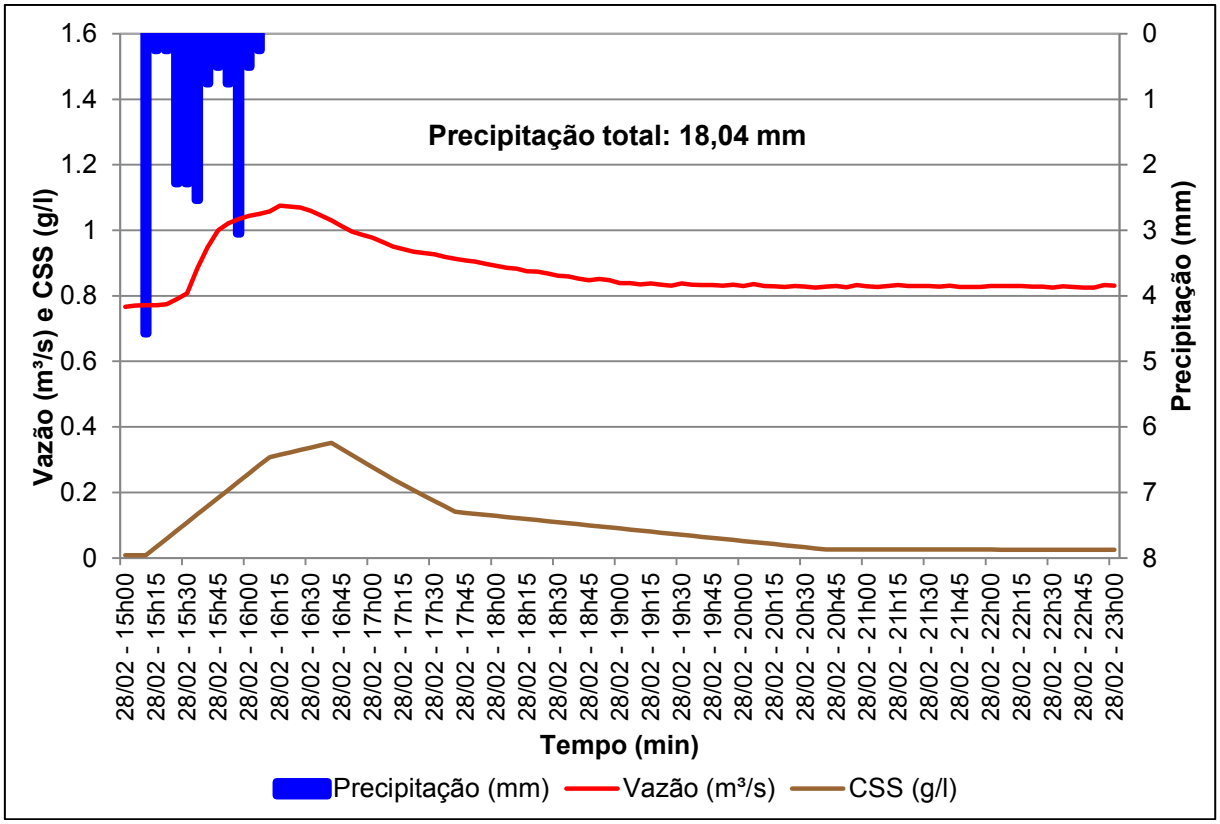


Figura 95. Bacia do Ribeirão São Domingos: precipitação, hidrograma e concentração de sedimentos em suspensão no exutório (13/03/2018)

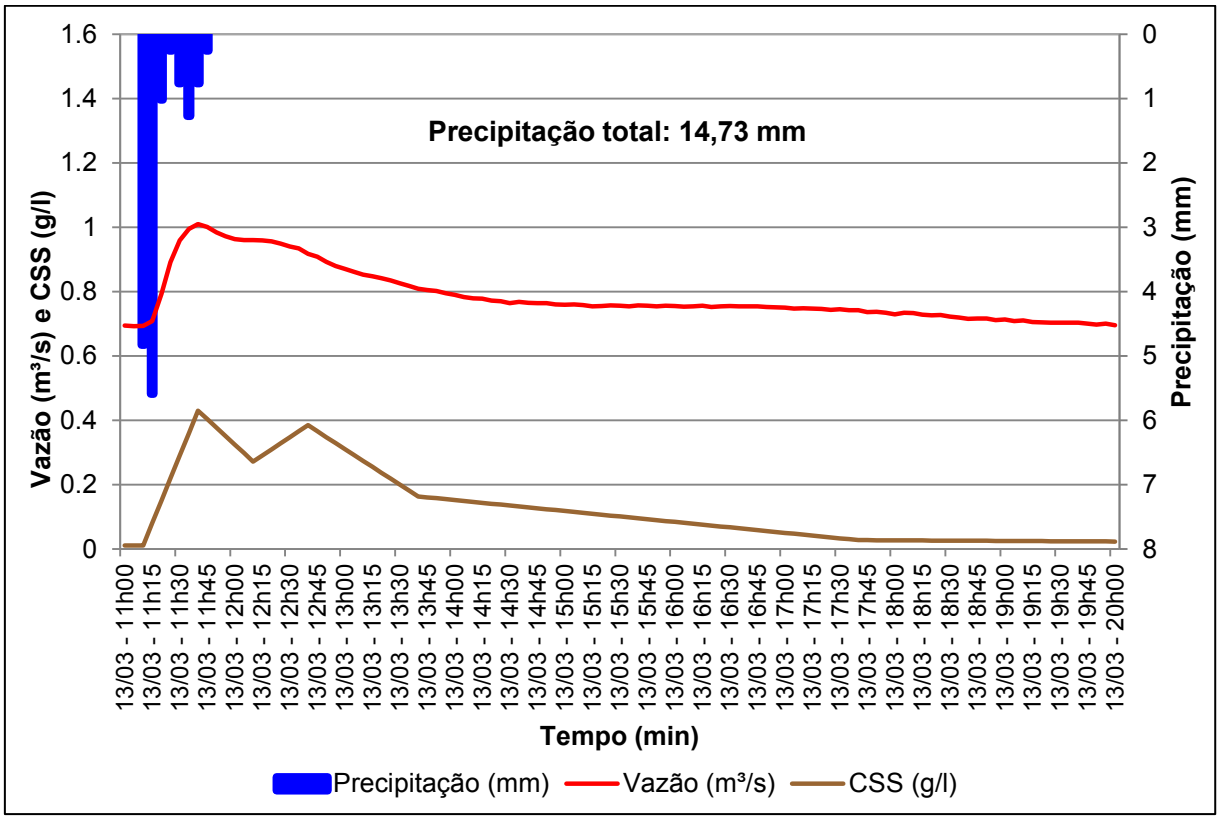


Figura 96. Bacia do Ribeirão São Domingos: precipitação, hidrograma e concentração de sedimentos em suspensão no exutório (25 e 26/03/2018)

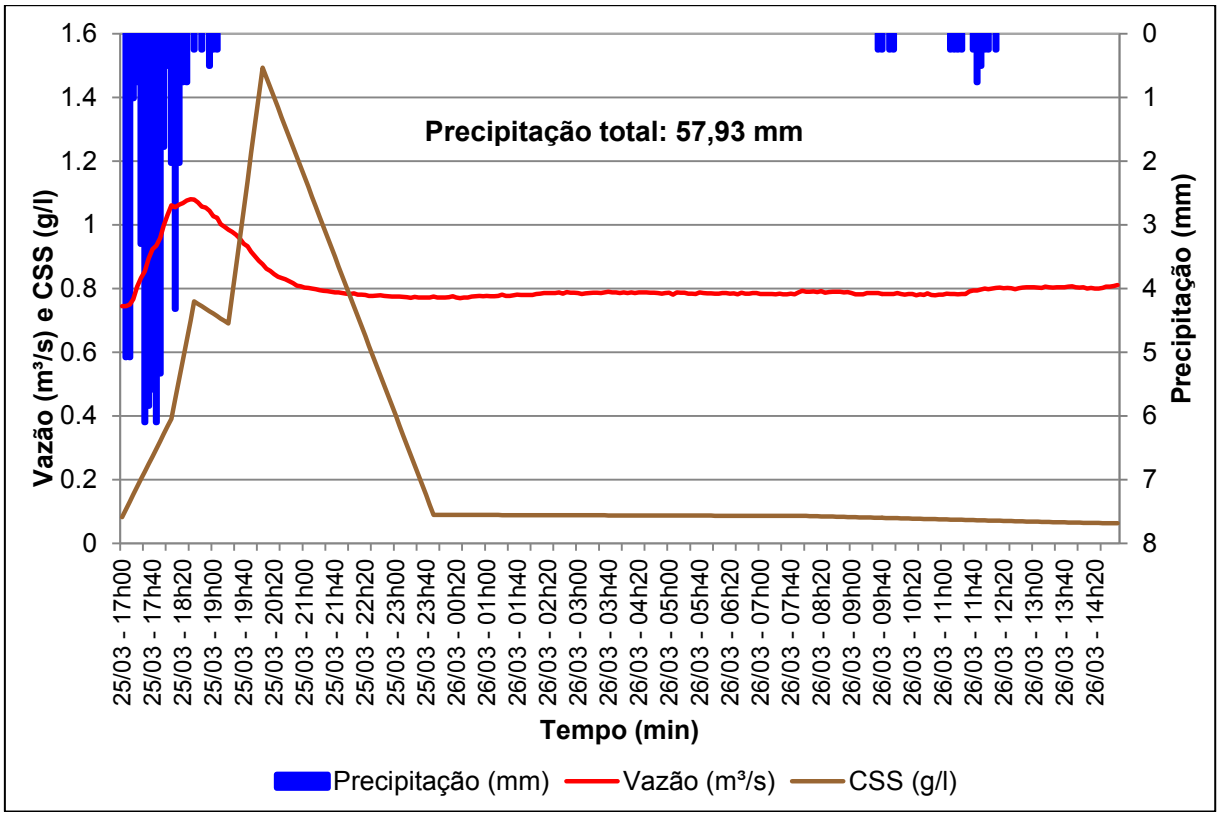
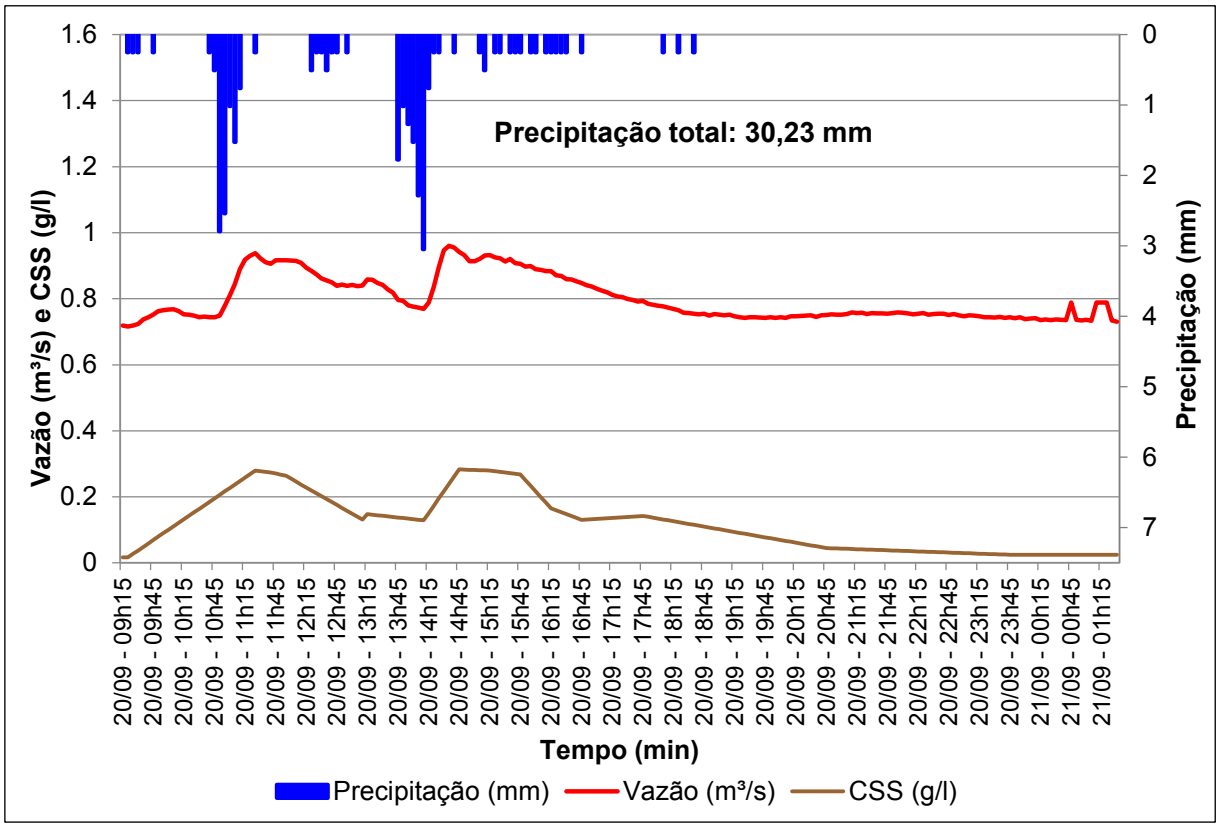


Figura 97. Bacia do Ribeirão São Domingos: precipitação, hidrograma e concentração de sedimentos em suspensão no exutório (20 e 21/09/2018)



A Tabela 43 apresenta os totais de sedimentos exportados da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos nos eventos de chuva analisados.

Tabela 43. Aporte de sedimentos no exutório da bacia do Ribeirão São Domingos em diferentes eventos de chuvas

Data	Precipitação (mm)	Erosividade ($MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$)	Aporte de sedimentos (t)
20/02/2018	24,39	119,12	4,742
28/02/2018	18,04	61,68	2,995
13/03/2018	14,73	61,04	3,626
25/03/2018	57,93	324,88	18,798
20/09/2018	30,23	107,63	5,987

A interpolação linear da Concentração de Sedimentos em Suspensão nos intervalos de tempo não amostrados pode ter causado a redução da precisão do aporte de sedimentos na saída da bacia hidrográfica, pois a variação temporal da CSS pode não ser linear, e o maior valor de CSS obtido em cada evento de chuva pode não corresponder à concentração de sedimentos máxima que realmente

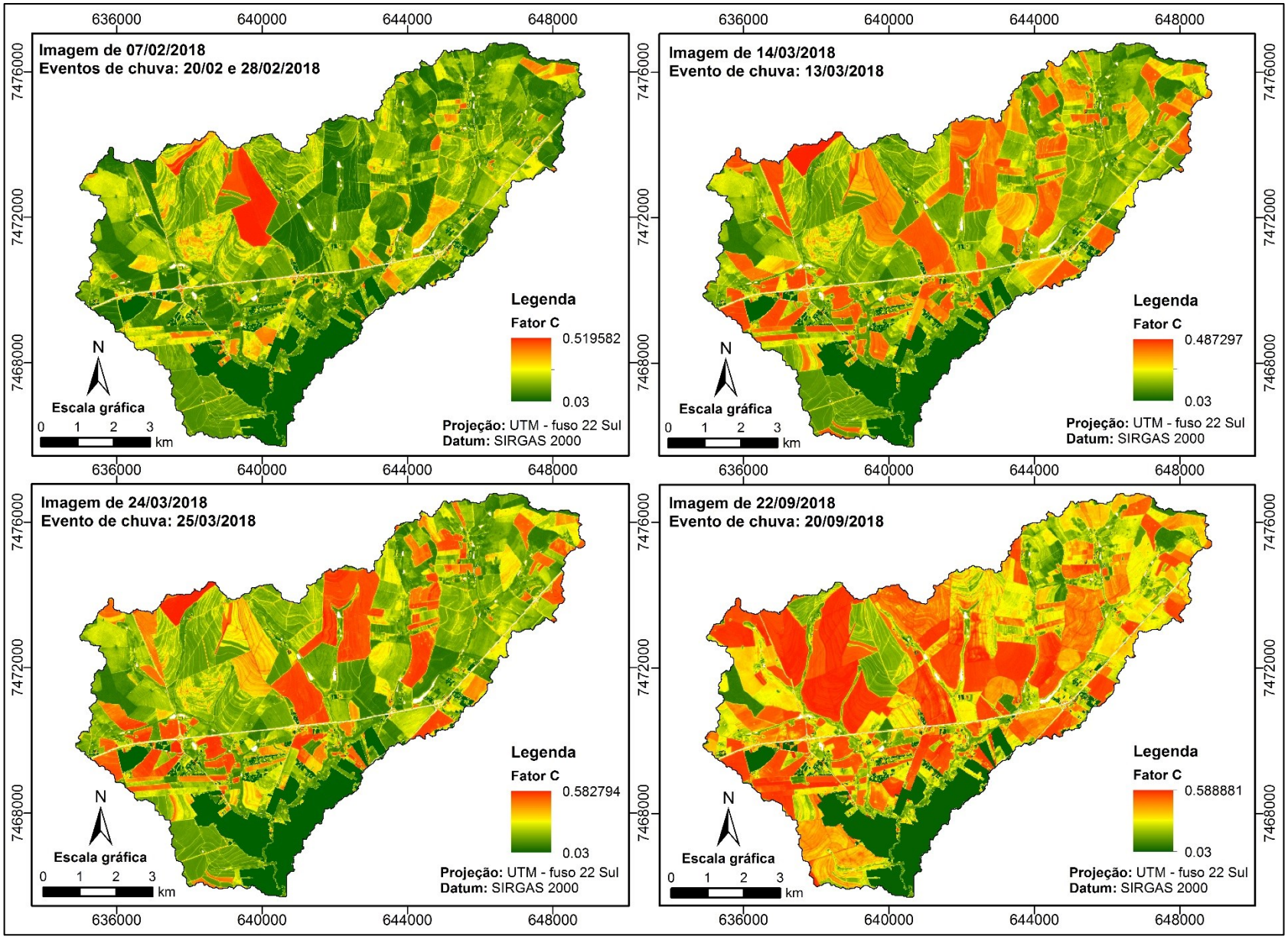
ocorreu no exutório da bacia, dado o intervalo de amostragem de 30 minutos ou maior durante a ascensão da onda de cheia. Nesse sentido, os dados apresentados na Tabela 43 constituem estimativas da Concentração de Sedimentos em Suspensão dos eventos chuvosos analisados.

3.4.6 Calibração do modelo WaTEM/SEDEM

Na calibração do modelo WaTEM/SEDEM foram definidos os coeficientes de capacidade de transporte kTc baixo e kTc alto dos dois conjuntos de eventos de chuvas que apresentaram índices de erosividade similares (28/02 e 13/03/2018, com índice R de 61,68 e 61,04 $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$, respectivamente; e 20/02 e 20/09/2018, que apresentaram erosividade de 119,12 e 107,63 $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$, respectivamente), além dos coeficientes relativos ao evento de chuva de 25/03/2018, cuja erosividade foi de 324,88 $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$. Os coeficientes kTc adequados para a simulação do aporte de sedimentos de cada faixa de erosividade da chuva e, consequentemente, de cada conjunto de eventos de chuva, foram definidos por meio dos coeficientes de eficiência de Nash-Suttclife (NSE) e Taxa do desvio padrão das observações de erro médio quadrático (RSR).

Os mapas do fator C utilizados na calibração do modelo, obtidos pela transformação das imagens NDVI, foram extraídos de imagens do satélite SENTINEL-2 em datas próximas às de ocorrência dos eventos chuvosos (Tabela 15), como pode ser observado na Figura 98.

Figura 98. Mapas do fator C da RUSLE utilizados na calibração do modelo WaTEM/SEDEM



Os mapas do fator C da RUSLE evidenciam maior cobertura do solo e valores menores de C em 07/02/2018, data na qual a maioria dos cultivos de verão, como milho e soja, principalmente, não havia sido colhida, e as lavouras de cana-de-açúcar estavam em estágios diferentes de rebrota e crescimento. O valor médio de C desta data foi de 0,142. Essa condição propiciou maior proteção ao solo contra o processo erosivo e o transporte de sedimentos em relação aos demais períodos analisados.

Em 14/03 e 24/03/2018, o número de áreas agrícolas contendo apenas restos culturais dos cultivos de verão foi maior, em razão da sua colheita e transição para o plantio dos cultivos de inverno, com destaque para o milho safrinha e plantas de cobertura. Em 24/03/2018, observou-se a redução do valor do fator C de alguns talhões de cana-de-açúcar, em razão do avanço do seu crescimento vegetativo. Notou-se também, em relação ao dia 14/03/2018, a redução do fator C de outras áreas agrícolas em decorrência do plantio e estabelecimento dos cultivos de inverno. Os valores médios de C em 14/03/2018 e 24/03/2018 foram, respectivamente, 0,202 e 0,188, o que denota maior suscetibilidade da bacia hidrográfica aos agentes erosivos, sobretudo das áreas agrícolas sem cultivo ou em transição para as culturas de inverno.

Em 22/09/2018, data caracterizada pelo final do inverno, observou-se o aumento do fator C das áreas agrícolas. Talhões de cana-de-açúcar haviam sido cortados para suprir a demanda da produção de açúcar e álcool seguindo o planejamento da safra agrícola. Houve aumento, em geral, do fator C das pastagens em decorrência dos índices pluviométricos baixos, característicos desta estação do ano. As áreas destinadas ao cultivo de milho e soja, por sua vez, ainda continham a matéria seca das culturas de inverno ou culturas de verão recém-plantadas, que se estabelecerão e aumentarão a densidade de cobertura do solo nos próximos meses. De acordo com a Figura 13, a erosividade da chuva do município de Santa Cruz do Rio Pardo no mês de setembro representa 4,06 % do índice de erosividade anual, mas esse índice aumenta para 8,96 % em outubro, caracterizando o início da estação chuvosa. O fator C médio da bacia do Ribeirão São Domingos em 22/09/2018 é de 0,263, índice que tende a reduzir nos meses seguintes em razão do crescimento das culturas de verão e da rebrota da cana-de-açúcar com o final da safra.

As calibrações do modelo WaTEM/SEDEM para os eventos chuvosos de 20/02 e 28/02/2018 utilizaram o fator C obtido da imagem do satélite SENTINEL-2 do dia 07/02/2018, gerada treze e vinte e um dias, respectivamente, antes dos eventos chuvosos (Tabela 15). Optou-se pelo uso desta imagem, em detrimento da obtida em 14/03/2018, pois no mês de fevereiro parte das culturas de verão ainda não foram colhidas e a proteção do solo é maior, levando-se em consideração que o índice de erosividade médio do mês de fevereiro é elevado, representando 18,13 % do total anual e reduzindo para 10,73 % em março. Destaca-se, porém, que a calibração dos coeficientes kTc para a estimativa da erosão e aporte de sedimentos no exutório da bacia nessas datas pode ter sido enviesada, sobretudo em 28/02/2018, pois a cobertura do solo tende a reduzir entre fevereiro e março devido à colheita das culturas de verão e à redução dos índices pluviométricos.

Os coeficientes de capacidade de transporte kTc baixo e alto dos eventos de chuva obtidos a partir da calibração do modelo WaTEM/SEDEM, assim como os valores dos coeficientes de eficiência de Nash-Suttclife e RSR, são apresentados na Tabela 44.

Tabela 44. Coeficientes de capacidade de transporte dos eventos de chuva e capacidade preditiva do modelo WaTEM/SEDEM

Data do evento	Chuvas individuais		Conjunto		Nash-Suttclife	RSR
	kTc baixo	kTc alto	kTc baixo	kTc alto		
28/02/2018	23	77	23	77	0,999	0,011
13/03/2018	23,5	77				
20/02/2018	18,5	57	18,5	60,5	0,965	0,187
20/09/2018	18,5	61,5				
25/03/2018	24,5	80	-	-	-	-

As Figuras 99 e 100 a seguir apresentam os coeficientes de eficiência Nash-Suttclife das diferentes combinações de kTc baixo e alto dos conjuntos de chuvas de 28/02 e 13/03/2018 e de 20/02 e 20/09/2018. Os coeficientes kTc dos conjuntos de eventos de chuva que tiveram os maiores valores de NSE e, consequentemente, menores valores de RSR, foram os utilizados nas simulações de erosão dos cenários futuros e datas passadas pelo modelo WaTEM/SEDEM e constam na Tabela 44.

Figura 99. Coeficiente de eficiência Nash-Suttclife dos coeficientes kTc alto e baixo dos eventos de chuva de 28/02 e 13/03/2018

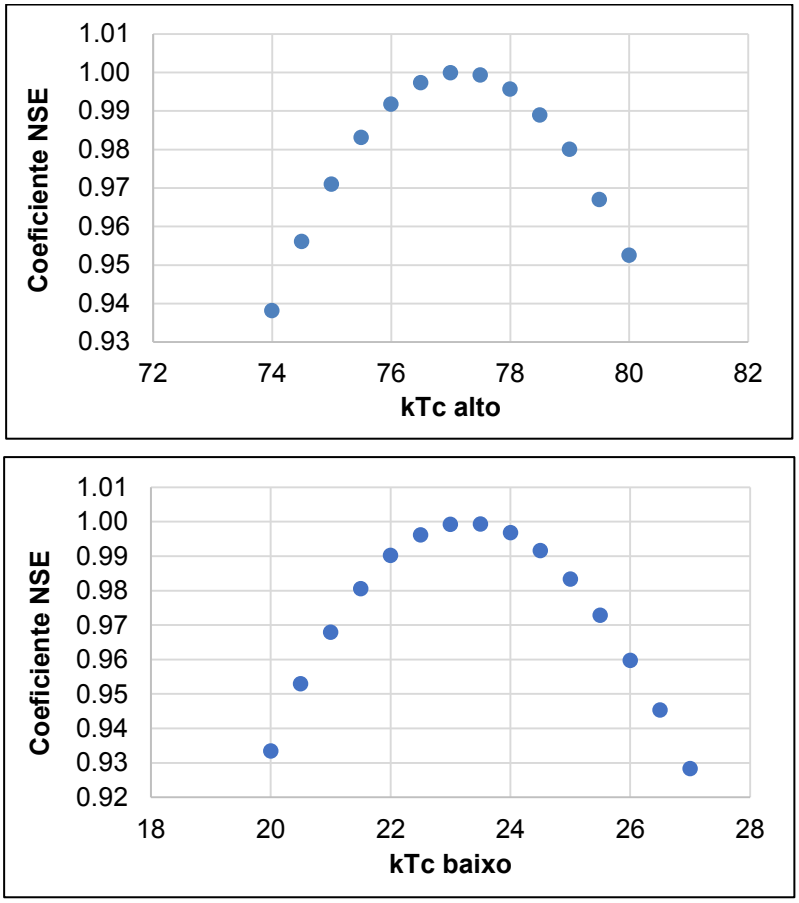


Figura 100. Coeficiente de eficiência Nash-Suttclife dos coeficientes kTc alto e baixo dos eventos de chuva de 20/02 e 20/09/2018 (Continua)

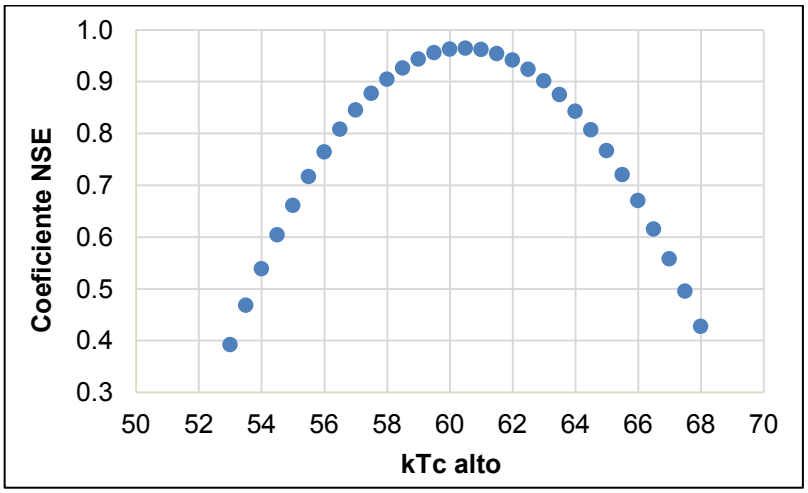
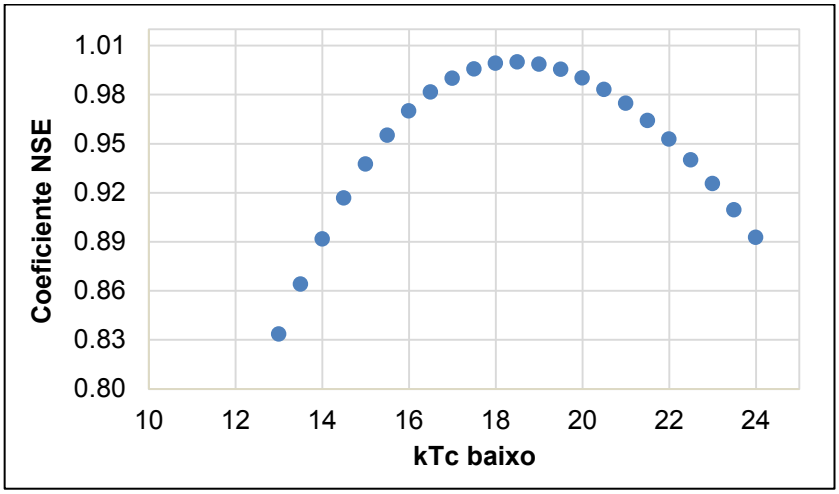


Figura 100. Coeficiente de eficiência Nash-Suttclife dos coeficientes kTc alto e baixo dos eventos de chuva de 20/02 e 20/09/2018 (Conclusão)



Os dados de erosão, deposição e exportação de sedimentos da bacia do Ribeirão São Domingos de cada combinação de coeficientes kTC baixo e alto dos gráficos das Figuras 99 e 100, assim como os coeficientes NSE e RSR, são apresentados nas Tabelas 70 a 73 do Anexo VII.

3.4.7 Validação do modelo WaTEM/SEDEM: simulação da dinâmica espacial de erosão e aporte de sedimentos em períodos históricos e cenários futuros

As simulações de erosão e deposição de sedimentos na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos, bem como do aporte de sedimentos no exutório, possibilitaram a comparação de sua dinâmica espacial e intensidade em quatro períodos históricos, da década de 1960 à atualidade, e nos cenários futuros de uso da terra que representam diversas especializações produtivas ou o cumprimento da legislação florestal brasileira.

O estudo buscou mapear os usos da terra existentes no verão, estação de maior concentração de chuvas e maior densidade de cobertura do solo, em especial pelas culturas anuais de verão. No caso de ocorrência de solo exposto nesta estação do ano, foi mapeado o principal uso da terra presente no restante do ano. Assim, a classe solo exposto somente foi mapeada quando a terra agrícola ficou em pousio durante o ano todo. O uso da máxima cobertura do solo, apesar de promover a redução das taxas de erosão em relação aos eventos reais de chuva utilizados na

calibração do modelo WaTEM/SEDEM, permitiu a comparação da dinâmica erosiva nas datas e cenários analisados.

A Tabela 45 apresenta os valores totais de produção, deposição, exportação de sedimentos e taxa de aporte de sedimentos da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos nos períodos passados e cenários futuros de uso da terra e manejo do solo, para a erosividade da chuva de 61,68 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}. A Tabela 46 mostra os mesmos parâmetros, em chuvas com erosividade de 119,12 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}, e na Tabela 47 constam os dados relativos às chuvas de erosividade 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.

Tabela 45. Produção, deposição e exportação de sedimentos da bacia do Ribeirão São Domingos simuladas pelo modelo WaTEM/SEDEM em diferentes datas e cenários, com erosividade da chuva de 61,68 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}

Ano / Cenário	Produção de sedimentos (t)	Deposição de sedimentos (t)	Exportação total de sedimentos (t)	Taxa de aporte de sedimentos (%)
1962	7,408	5,205	2,203	29,738
1984	5,635	3,769	1,866	33,114
2004	5,296	3,604	1,692	31,949
2018	5,723	4,106	1,617	28,254
Cenário 1	5,319	3,795	1,524	28,652
Cenário 2	5,322	3,776	1,546	29,049
Cenário 3	6,126	4,133	1,993	32,533
Cenário 4	6,323	4,286	2,037	32,216
Cenário 5	4,693	3,580	1,113	23,716
Cenário 6	3,220	2,181	1,039	32,267
Código Florestal	4,702	3,434	1,268	26,967

Tabela 46. Produção, deposição e exportação de sedimentos da bacia do Ribeirão São Domingos simuladas pelo modelo WaTEM/SEDEM em diferentes datas e cenários, com erosividade da chuva de 119,12 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}

Ano / Cenário	Produção de sedimentos (t)	Deposição de sedimentos (t)	Exportação total de sedimentos (t)	Taxa de aporte de sedimentos (%)
1962	13,979	10,329	3,650	26,111
1984	10,415	7,328	3,087	29,640
2004	9,869	7,011	2,858	28,959
2018	10,608	7,891	2,717	25,613
Cenário 1	9,991	7,399	2,592	25,943
Cenário 2	9,987	7,370	2,617	26,204
Cenário 3	11,595	8,210	3,385	29,194
Cenário 4	11,988	8,533	3,455	28,820
Cenário 5	8,799	6,932	1,867	21,218
Cenário 6	6,040	4,239	1,801	29,818
Código Florestal	8,855	6,715	2,140	24,167

Tabela 47. Produção, deposição e exportação de sedimentos da bacia do Ribeirão São Domingos simuladas pelo modelo WaTEM/SEDEM em diferentes datas e cenários, com erosividade da chuva de 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}

Ano / Cenário	Produção de sedimentos (t)	Deposição de sedimentos (t)	Exportação total de sedimentos (t)	Taxa de aporte de sedimentos (%)
1962	39,165	27,265	11,900	30,384
1984	29,872	19,801	10,071	33,714
2004	28,025	18,915	9,110	32,507
2018	30,145	21,515	8,630	28,628
Cenário 1	28,111	19,910	8,201	29,174
Cenário 2	28,142	19,820	8,322	29,571
Cenário 3	32,333	21,619	10,714	33,136
Cenário 4	33,371	22,417	10,954	32,825
Cenário 5	24,809	18,797	6,012	24,233
Cenário 6	17,037	11,467	5,570	32,694
Código Florestal	24,852	18,019	6,833	27,495

As Figuras 101 a 111 apresentam os mapas de erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos, nos períodos históricos e cenários futuros de uso da terra e manejo do solo, em eventos chuvosos de erosividade de 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.

Figura 101. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra do ano 1962: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}

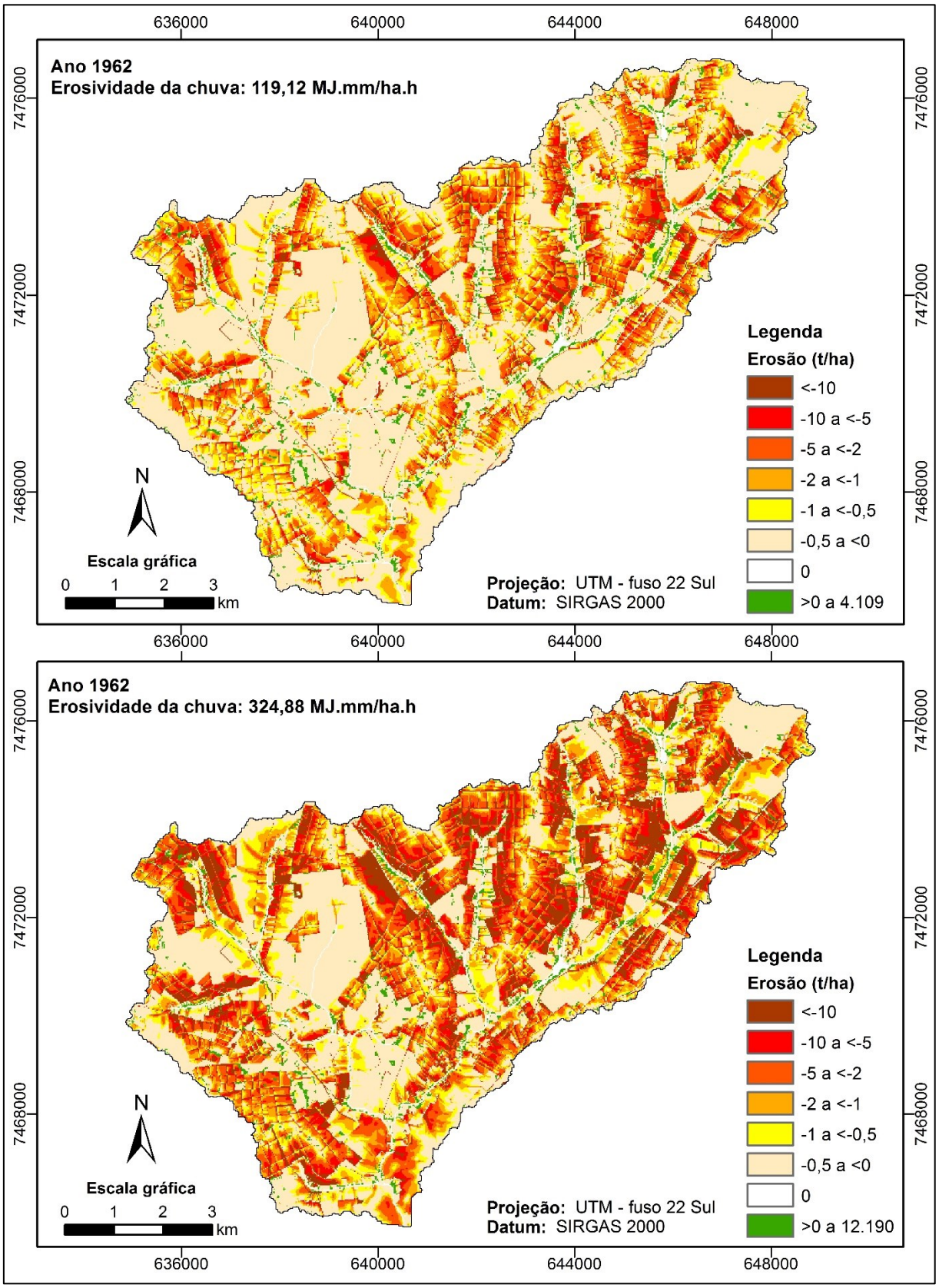


Figura 102. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra do ano 1984: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}

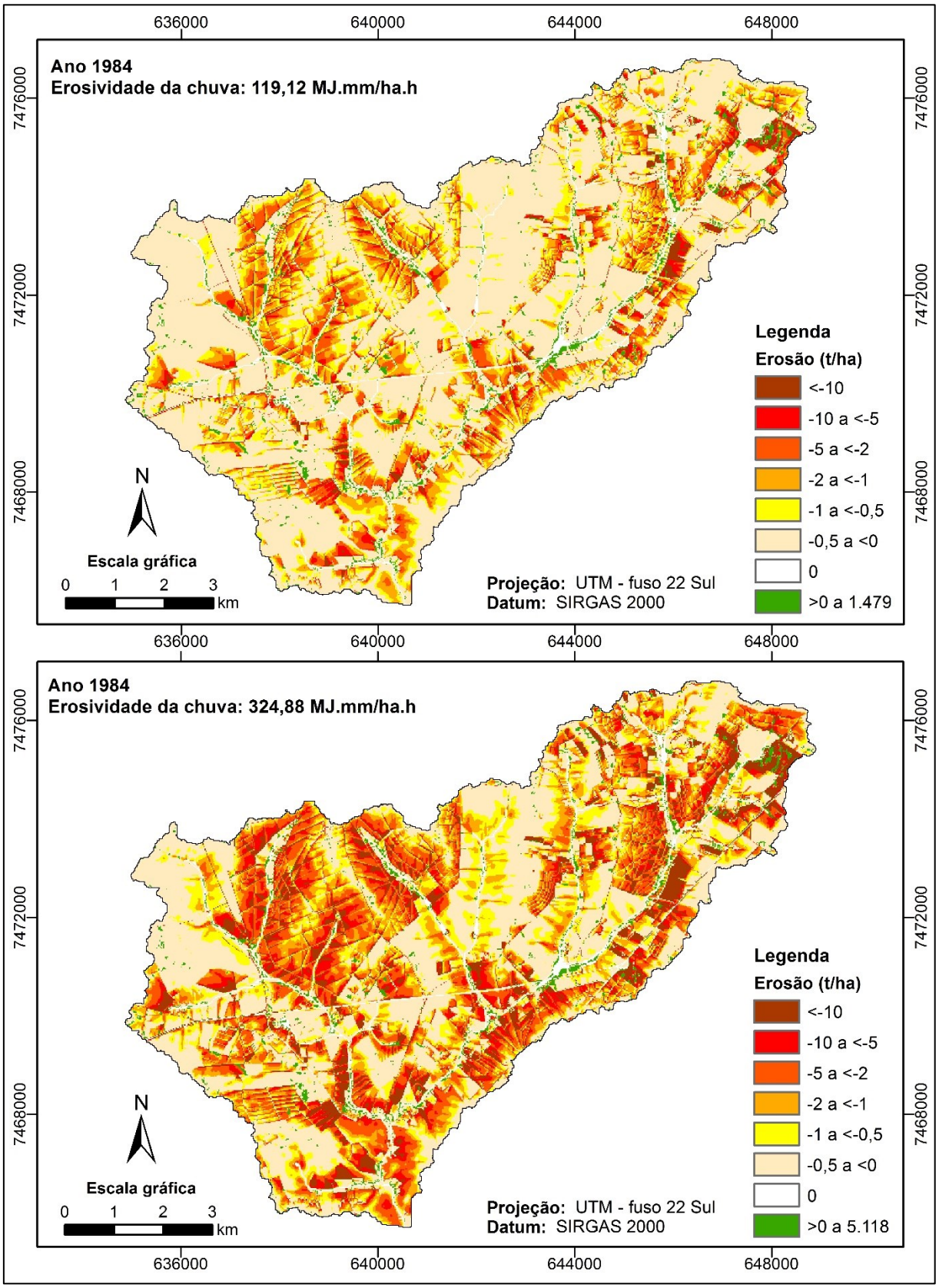


Figura 103. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra do ano 2004: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}

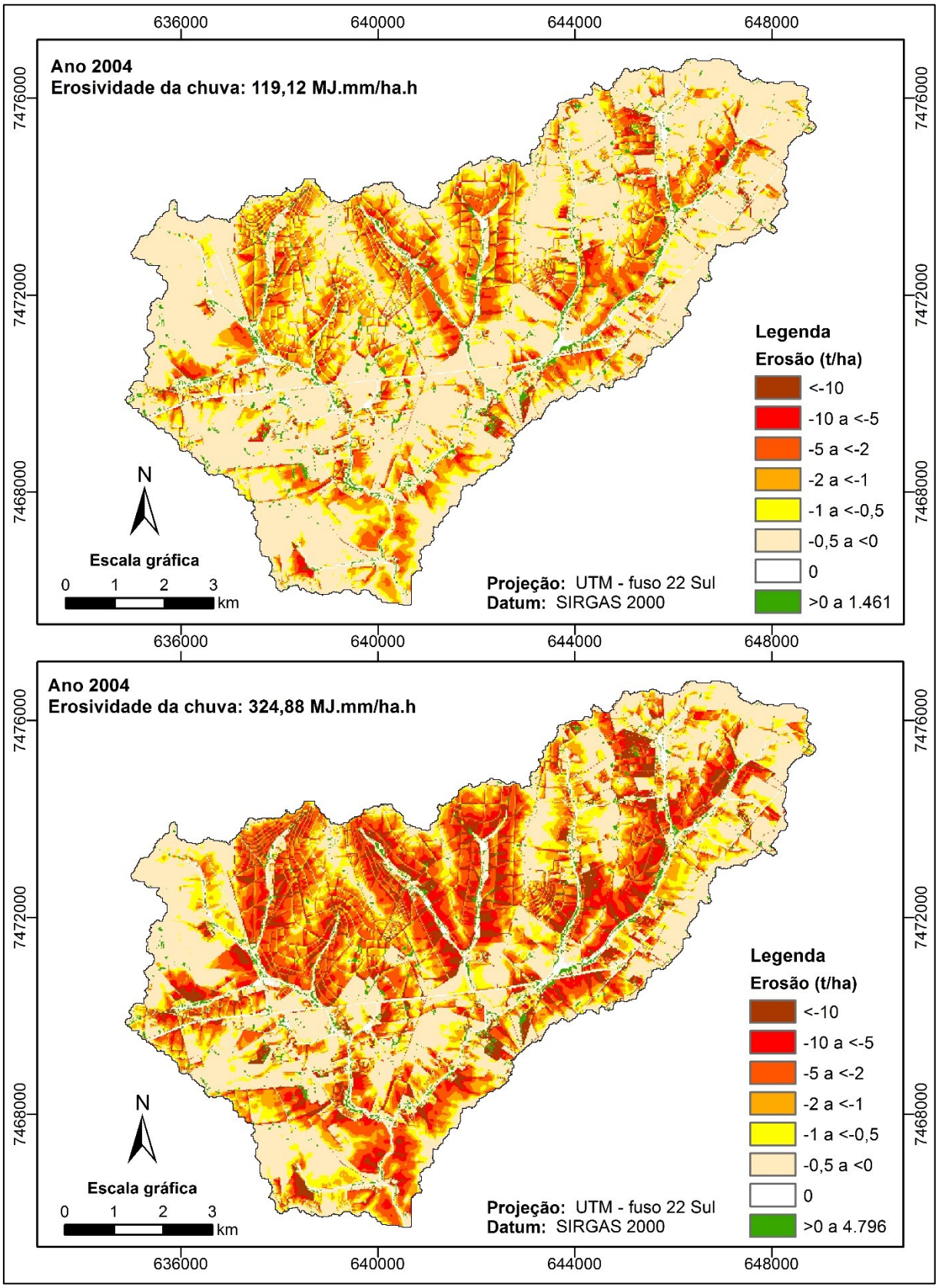


Figura 104. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra do ano 2018: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}

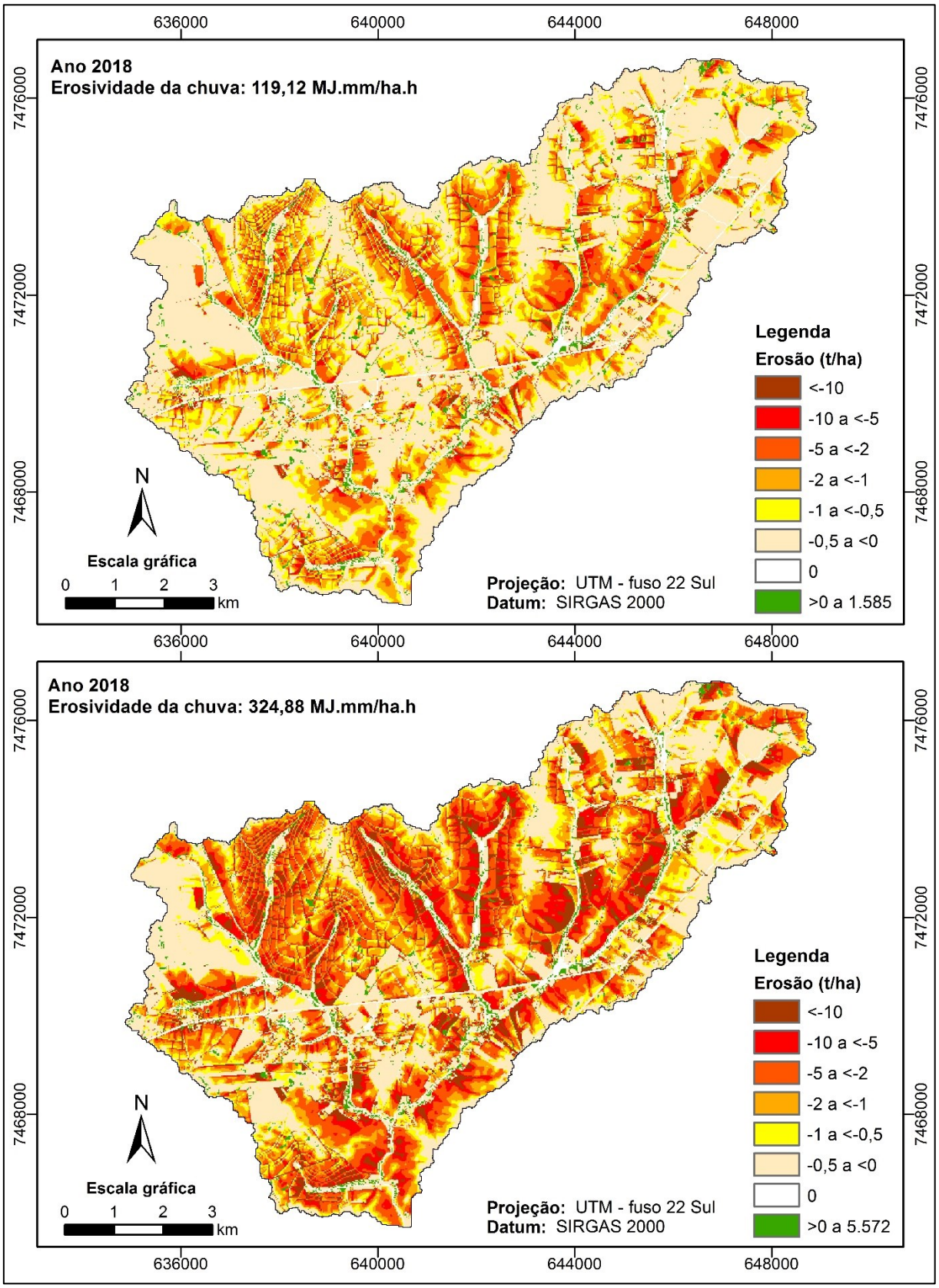


Figura 105. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra do cenário 1 - 2028: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}

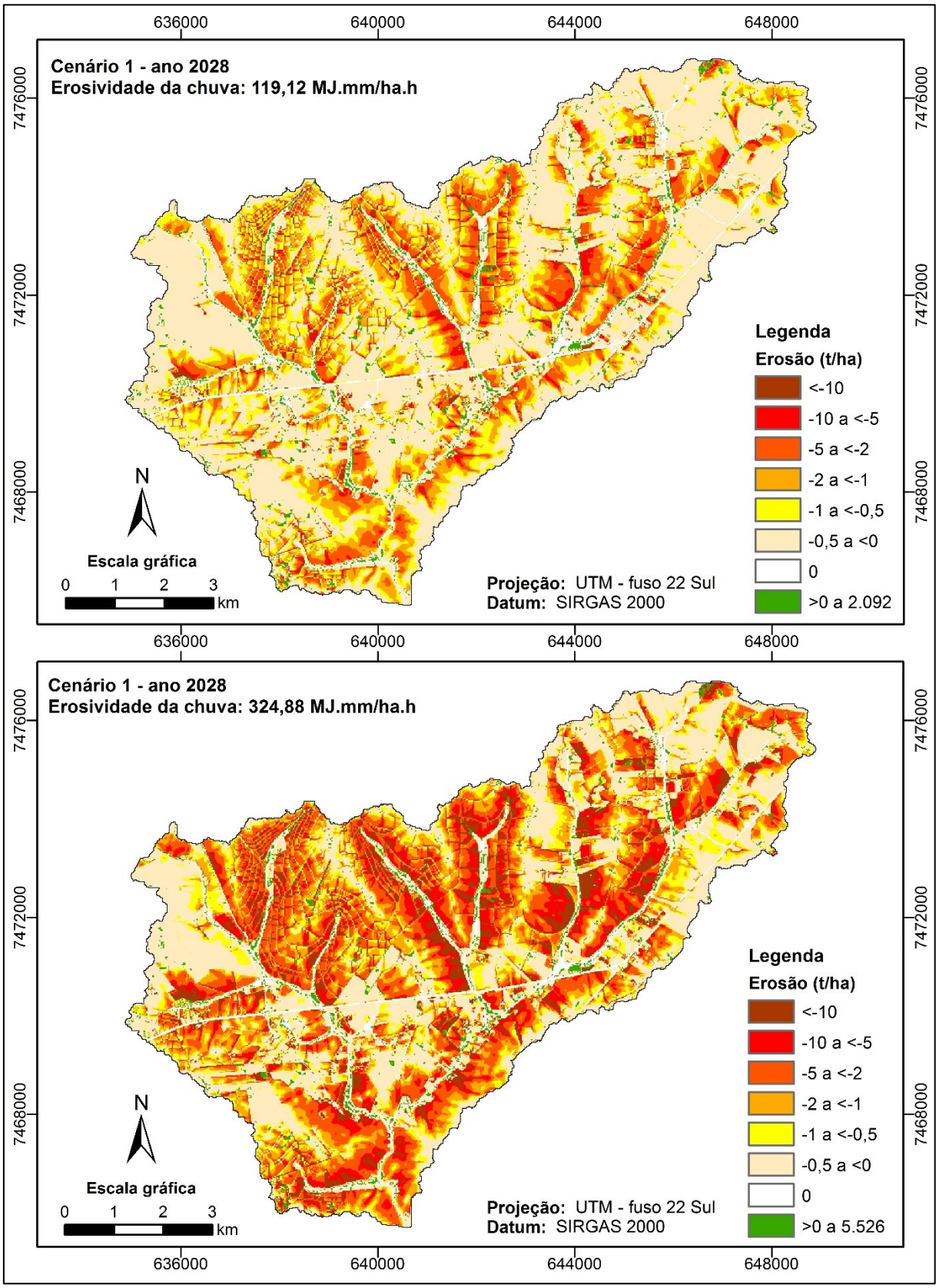


Figura 106. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra do cenário 2 - 2028: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}

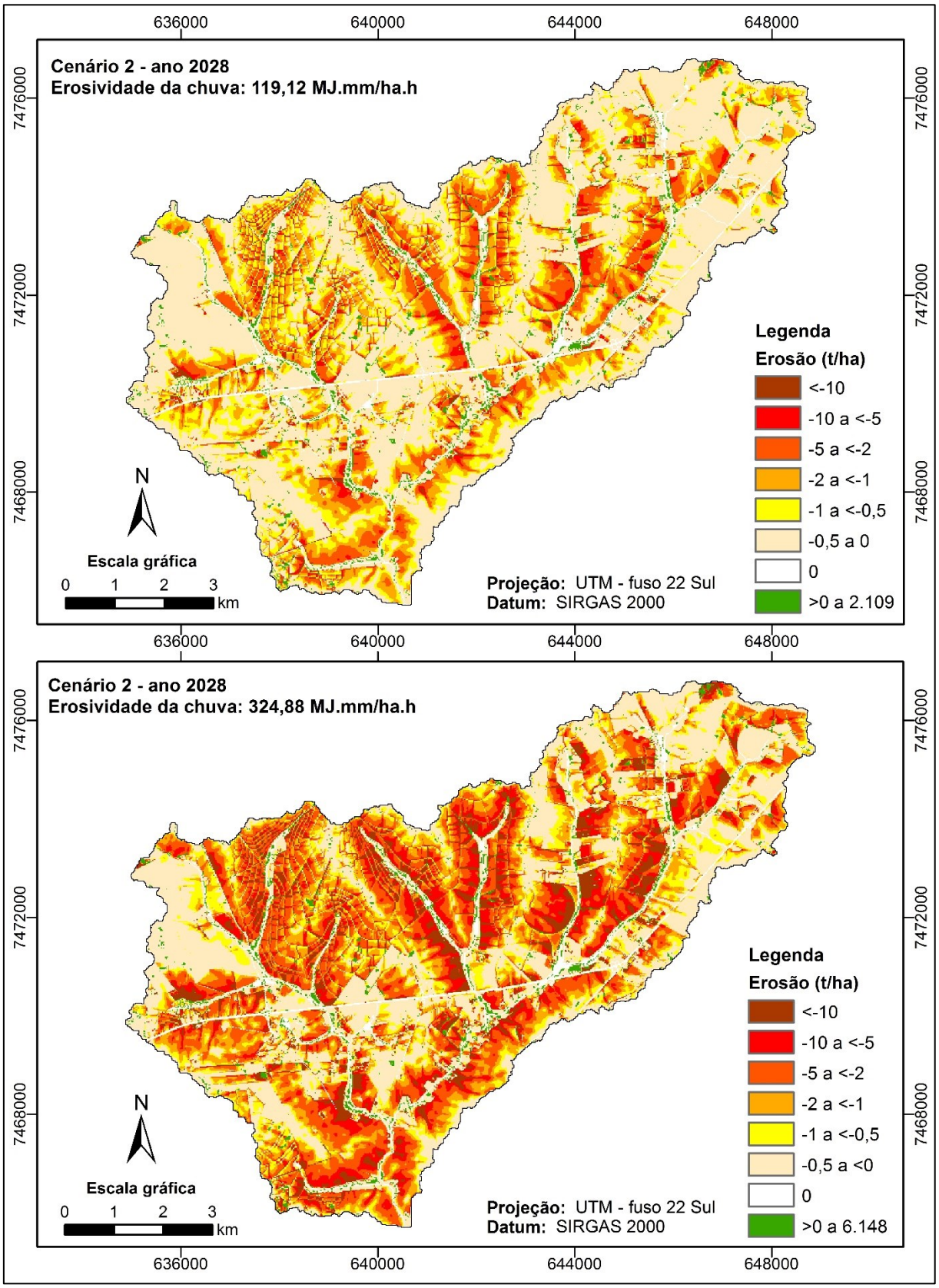


Figura 107. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra do cenário 3 - 2028: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}

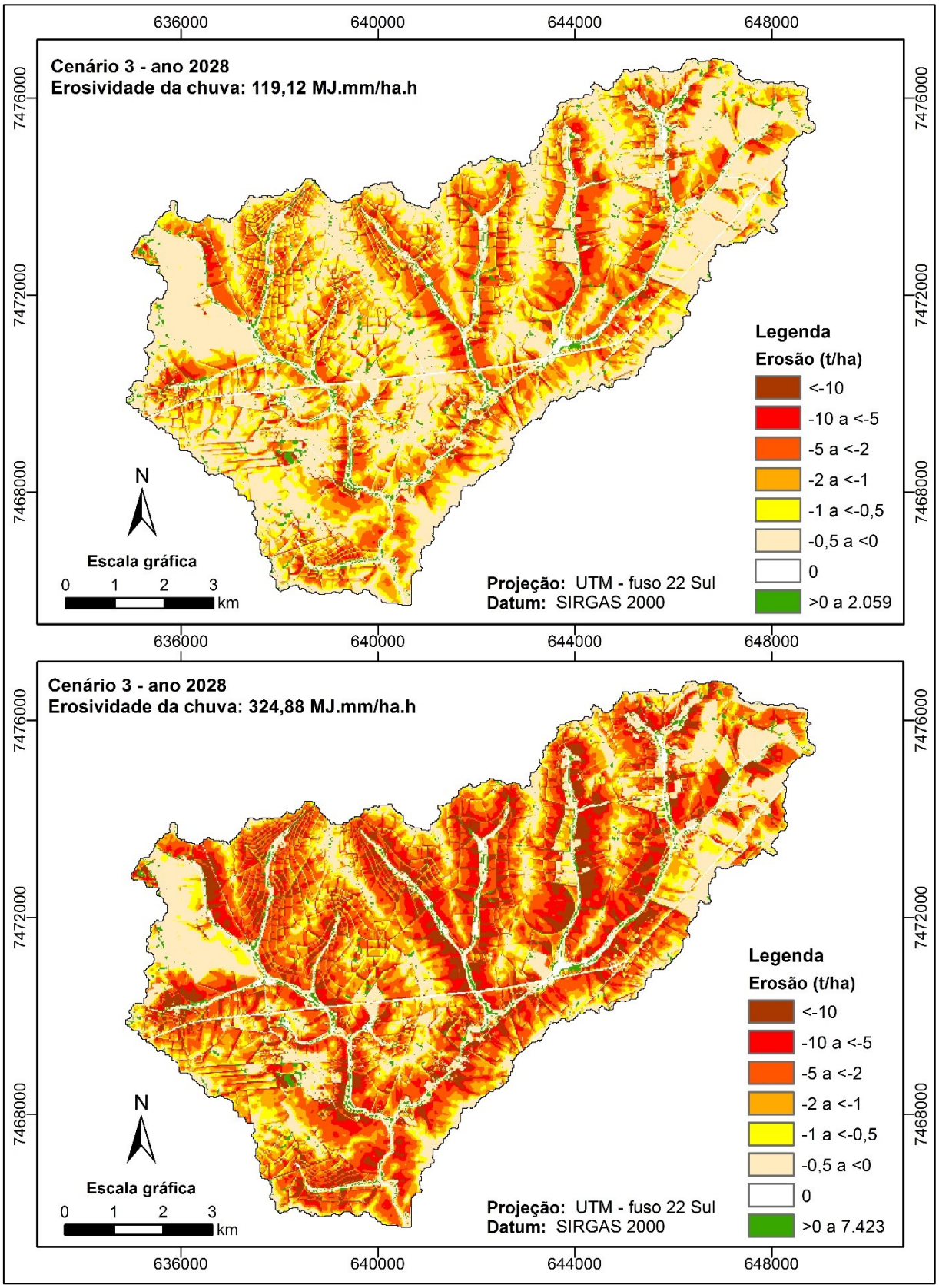


Figura 108. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra do cenário 4 - 2028: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}

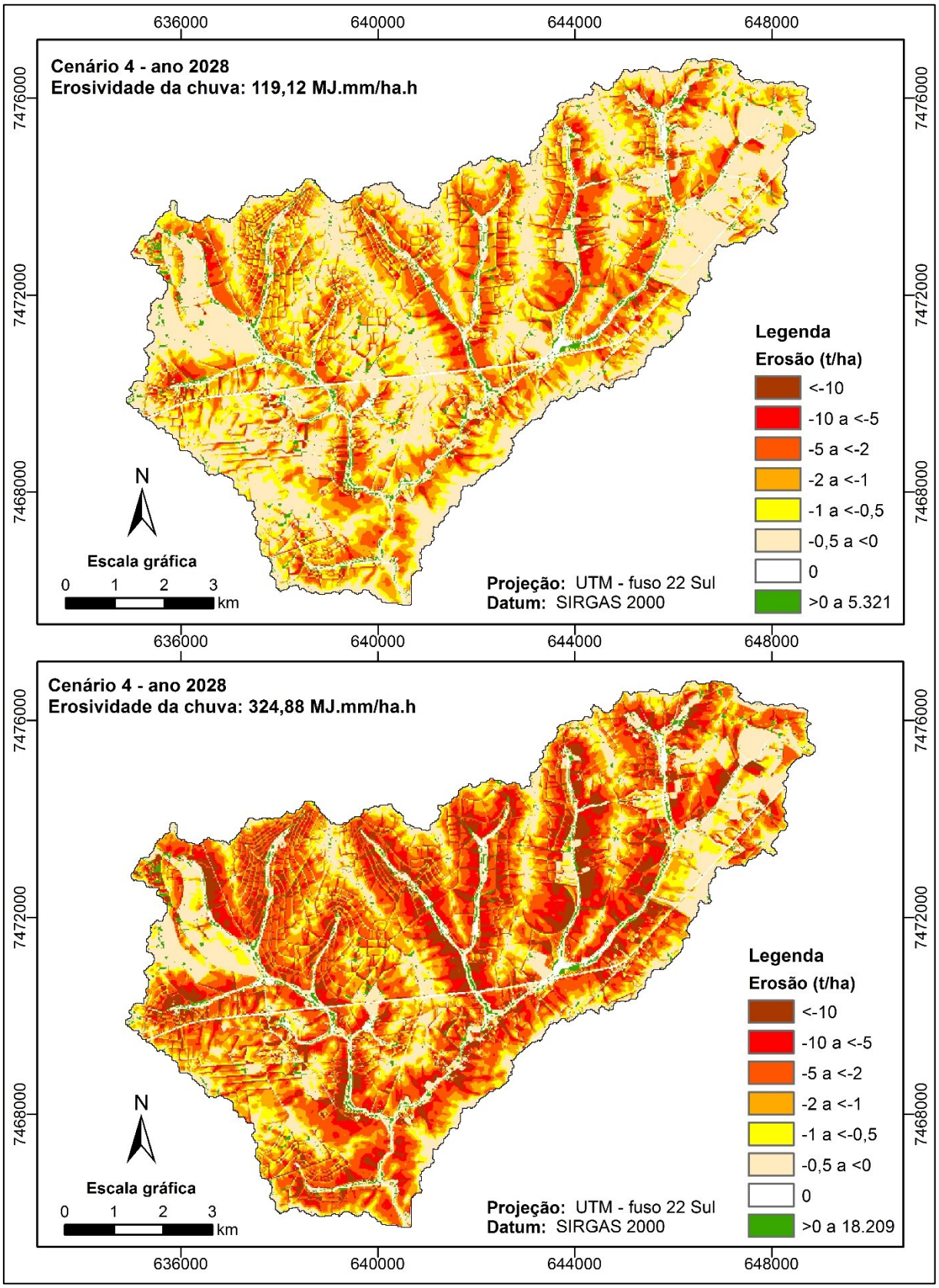


Figura 109. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra do cenário 5 - 2028: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}

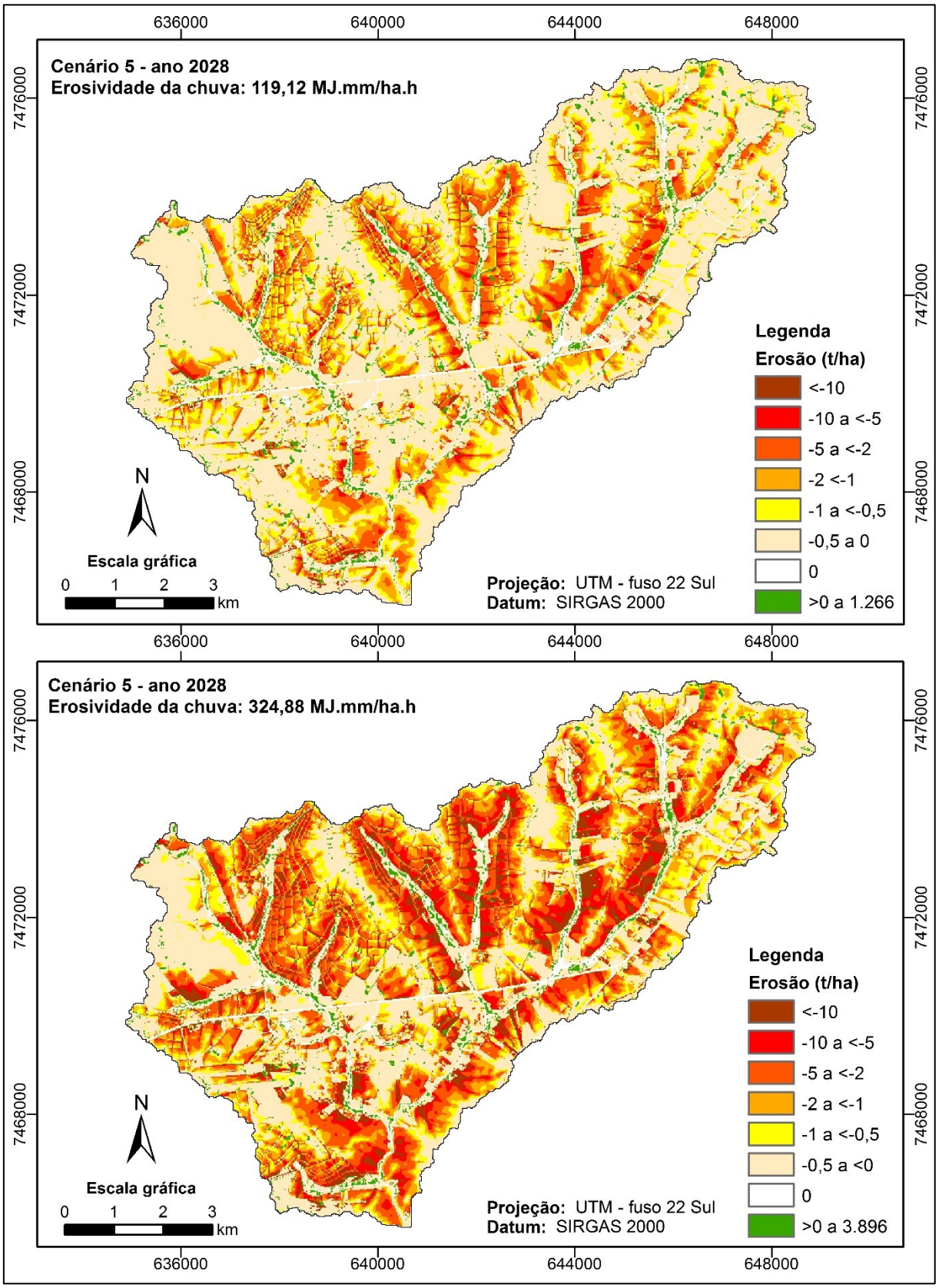


Figura 110. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra do cenário 6 - 2028: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}

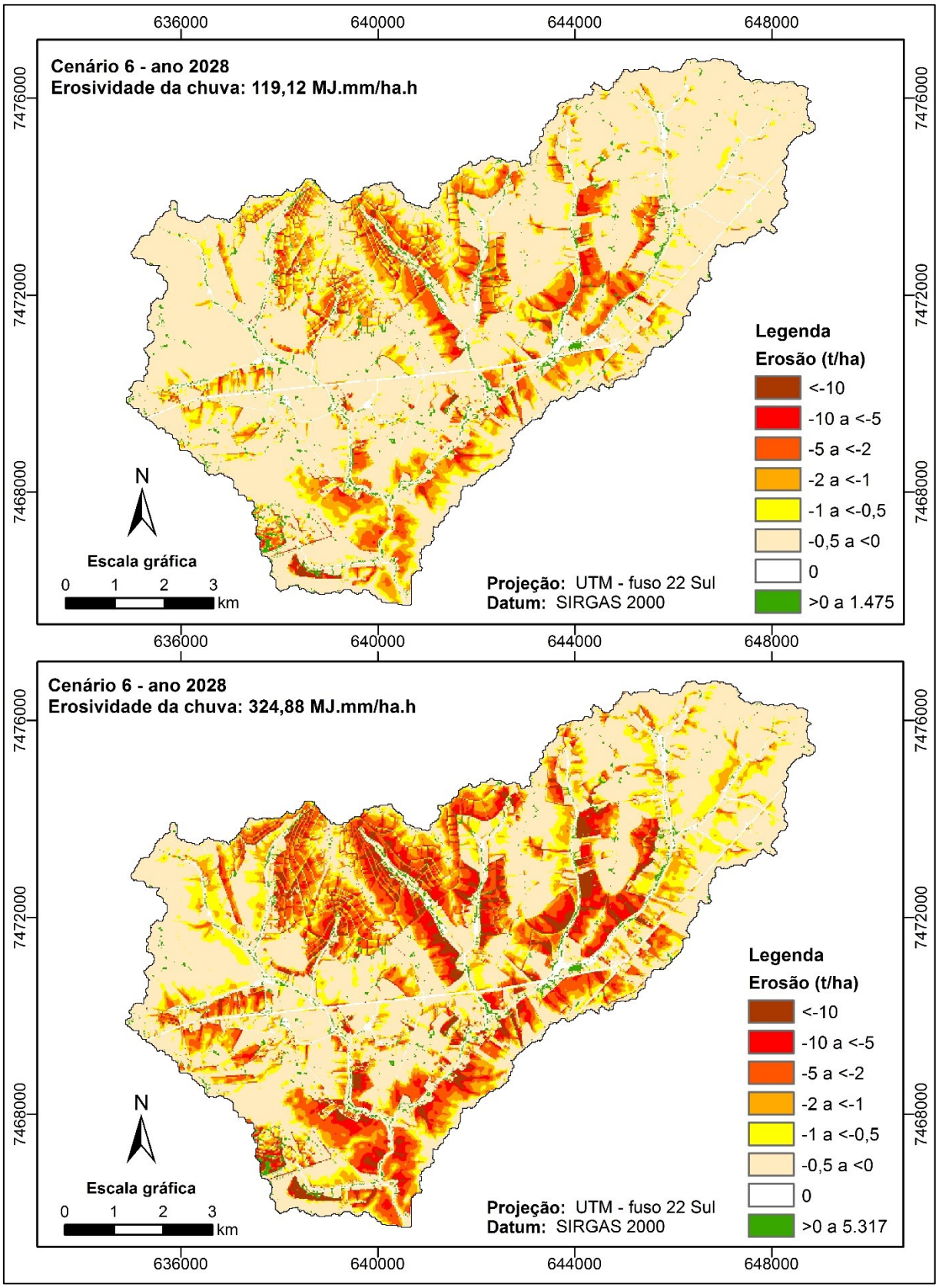
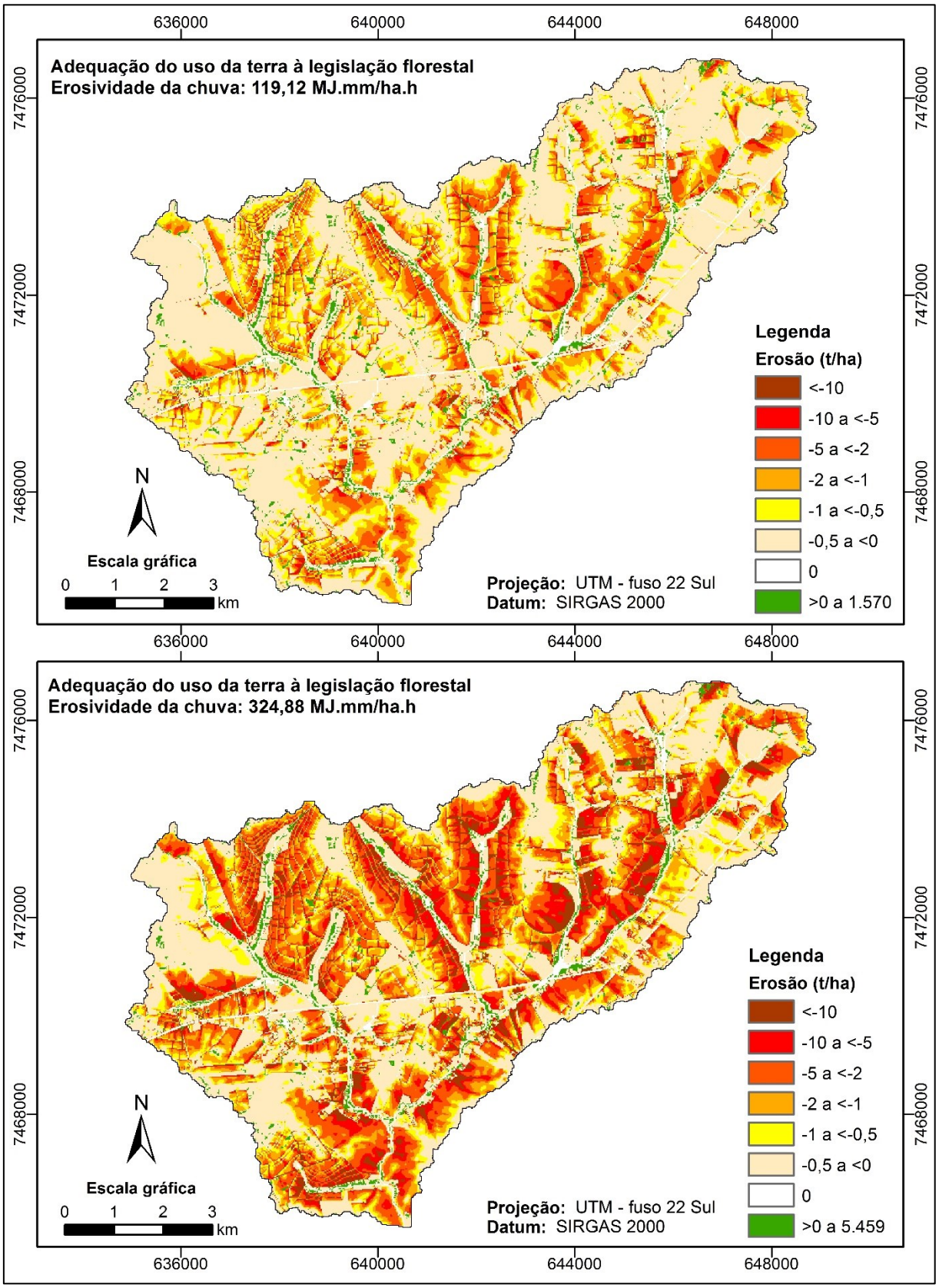


Figura 111. Dinâmica espacial da erosão e deposição de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos – uso da terra adequado à Lei Federal nº 12.651/2012 e alterações: eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}



Os mapas da dinâmica erosiva nos eventos de chuva com erosividade de 61,68 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} não foram apresentados, pois mantiveram o padrão espacial de erosão dos eventos chuvosos de maior erosividade, apesar de ela ter sido numericamente menor.

Os mapas de erosão e deposição de sedimentos (Figuras 101 a 111) apresentaram as perdas de solo por erosão superiores a 10 t em uma única classe (<-10 t) para facilitar sua visualização. No entanto, há valores extremos de erosão que chegam a 667,82 t.ha^{-1} no evento simulado de erosividade da chuva de 119,12 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} e a 1.821,26 t.ha^{-1} no evento de erosividade de 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}, ambos ocorridos no cenário futuro 1. A maioria dos dados desta classe de erosão, no entanto, se encontra no intervalo -50 a <-10 t.ha^{-1}, como pode ser observado na Tabela 48. A referida tabela mostra também as áreas ocupadas pela classe de valores positivos dos mapas, que indicam deposição dos sedimentos erodidos.

Tabela 48. Valores máximos de perda de solo por erosão e área ocupada pelas classes <50 t.ha^{-1}, -50 a <10 t.ha^{-1} e pela classe deposição de sedimentos nos eventos de chuva de erosividade 119,12 e 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}

Ano/ Cenário	R = 119,12 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}				R = 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}			
	Valor mínimo	Área (ha)			Valor mínimo	Área (ha)		
		<-50 t.ha^{-1}	-50 a <-10 t.ha^{-1}	Deposi-ção		<-50 t.ha^{-1}	-50 a <-10 t.ha^{-1}	Deposi-ção
1962	-485,66	11,04	257,64	284,92	-1.354,91	94,52	873,32	230,92
1984	-353,08	7,08	171,72	258,48	-962,96	72,00	588,56	206,60
2004	-648,2	6,16	131,36	244,24	-1.767,86	52,60	565,04	192,76
2018	-308,11	7,20	126,24	271,36	-940,95	51,32	610,12	215,00
Cenário 1	-667,82	6,76	94,96	259,80	-1.821,36	39,32	564,64	208,56
Cenário 2	-483,37	6,40	96,08	252,56	-1.403,57	40,96	560,52	202,04
Cenário 3	-247,73	2,68	124,08	262,60	-675,65	40,68	737,36	206,08
Cenário 4	-421,57	3,04	133,60	254,84	-1.149,77	45,32	737,04	200,76
Cenário 5	-311,33	4,96	87,56	313,32	-930,02	36,48	491,84	251,88
Cenário 6	-272,13	3,32	55,04	196,52	-746,08	22,88	316,40	159,80
Leg. Flor.	-209,73	4,32	92,04	299,96	-616,46	33,28	513,44	247,36

As áreas de sedimentação apresentadas pela Tabela 48 são maiores nas simulações de menor erosividade da chuva em todas as condições de uso da terra. Essa característica é explicada pela menor capacidade de transporte de sedimentos da chuva de erosividade 119,12 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}, que foi de 18,5 e 60,5 m para os coeficientes kTc baixo e alto, respectivamente, enquanto os coeficientes kTc dos

eventos de chuva de erosividade 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} foram 23 e 77 m, respectivamente (Tabela 44). A deposição de sedimentos das chuvas de erosividade 119,12 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} excedeu, em área, de 21 a 27 % a deposição de sedimentos das chuvas de erosividade 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} conforme o ano/cenário analisado. Quando a quantidade de sedimentos que passa por um pixel é superior à sua capacidade de transporte, a quantidade excedente é depositada nele.

Para analisar os processos de erosão, deposição e aporte de sedimentos no exutório da bacia e compreender sua dinâmica espacial, assim como comparar sua ocorrência ao longo do tempo e nos cenários futuros, faz-se necessário analisar conjuntamente todas as variáveis utilizadas na modelagem, além dos mecanismos de erosão, de transporte e de roteamento de sedimentos. Elementos como a erodibilidade do solo, o fator uso e manejo do solo, a eficiência de retenção de sedimentos das parcelas, a conectividade entre as parcelas agrícolas, florestais e de pastagem, a área de contato dos usos florestais e das pastagens com outros usos da terra, a disposição espacial das parcelas, o fator topográfico, a erosividade da chuva, a vazão dos rios e a concentração de sedimentos em suspensão possuem relação direta entre si e com os processos analisados na pesquisa.

Analisando os dados de erosão, deposição e aporte de sedimentos das condições passadas e atual de uso da terra nas Tabelas 45 a 47, observa-se que em todas as faixas de erosividade da chuva a perda de solo por erosão foi maior no ano 1962, reduziu nos anos 1984 e 2004 e voltou a crescer no ano 2018, mas a valores próximos aos observados nos dois últimos períodos. O aporte de sedimentos no exutório da bacia, no entanto, reduziu a cada período histórico analisado, sendo a maior redução, de 15,4 %, observada entre 1962 e 1984 no evento chuvoso de erosividade 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}. Já a taxa de erosão reduziu 23,8 % no mesmo intervalo de tempo, o que mostra o aumento da taxa de aporte de sedimentos. Esta taxa apresentou maior valor no ano 1984 e menor valor em 2018, considerando os períodos históricos de uso da terra, em todos os eventos chuvosos analisados. Portanto, embora a taxa de erosão tenha sido mais elevada no ano 2018 se comparada aos anos 1984 e 2004, evidenciada pelo maior valor médio de fator C (Tabela 39), a deposição de sedimentos no trajeto das áreas-fonte aos fundos de vale 2018 foi maior, reduzindo assim o total de sedimentos exportado da bacia hidrográfica.

Em relação aos cenários futuros de uso da terra, tomando como referência o ano-base 2018, observou-se nos três eventos de chuva analisados (Tabelas 45 a 47) a redução da perda de solo por erosão nos cenários 1 e 2 em razão do crescimento urbano e industrial em substituição às áreas agrícolas, com a consequente redução dos valores médios do fator C.

Nos cenários futuros 3 e 4, os índices de erosão aumentaram devido à substituição das pastagens pelas *commodities* agrícolas e pelo crescimento urbano e industrial, tendo este ocorrido apenas no cenário 4. Os usos da terra que tiveram aumento de área nos referidos cenários são menos protetores do solo que as pastagens conservadas, de fator C igual a 0,007. Este fato explica a redução das perdas de solo por erosão no cenário 6, no qual as pastagens existentes em 2018 tiveram sua área duplicada. A erosão total neste cenário reduziu em 43,5 % no evento de chuva de maior erodibilidade, e em 43,1 % na chuva simulada de erodibilidade 119,12 $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$ em relação ao ano 2018.

No cenário 5, a redução das taxas de erosão comparadas ao ano-base 2018 foi superior a 17 % em todos os eventos de chuva, provocada pelo aumento das áreas de vegetação arbórea e das lavouras de eucalipto, sendo de dezenove vezes o aumento de área desta última cultura agrícola, com ganho de 987,81 ha. Esta redução não foi tão expressiva quanto a do cenário 6, pois ao mesmo tempo que houve diminuição da área cultivada com as culturas anuais, de menor proteção ao solo e fator C superior ao do eucalipto, houve redução nas áreas de pastagem conservada, da ordem de 469,84 ha. As pastagens promovem maior proteção ao solo que o eucalipto e as culturas anuais. O principal fator responsável pela diminuição da produção de sedimentos, portanto, foi o aumento da área coberta por vegetação arbórea densa.

No cenário de adequação das APP e Reservas Legais à legislação florestal brasileira, as taxas de erosão se mantiveram próximas às do cenário 5. As classes de uso observadas em 2018 foram mantidas, exceto quando substituídas pela vegetação arbórea. Ademais, a vegetação de áreas úmidas foi mapeada como vegetação arbórea densa, sendo a área total desta classe de uso da terra de 1.220,79 ha, enquanto no cenário 5, as vegetações arbórea e de áreas úmidas totalizaram 1.140,23 ha. O fator C médio do cenário 5 foi de 0,062, enquanto o do cenário Legislação florestal foi de 0,066, o que explica os valores absolutos de erosão superiores neste último cenário.

Em relação à taxa de aporte de sedimentos no exutório da bacia, que resulta da relação entre exportação de sedimentos e erosão, os cenários futuros 1 e 2 tiveram aumento, em valores absolutos, inferiores a 1 % em relação ao ano-base 2018 (Tabelas 45 a 47). Apesar de ter havido aumento da área de fator C < 0,05, caracterizada por menor coeficiente de capacidade de transporte (kTc baixo), observou-se também o aumento da área média das parcelas agrícolas maiores que 1 ha (Tabela 36) se comparado ao ano 2018, o que ocasionou o aumento do fator L e da capacidade de transporte de sedimentos, reduzindo sua retenção nas vertentes e fundos de vale. Também, o crescimento das áreas urbanas e industriais provocou o aumento da transferência de sedimentos por essas áreas, dada a eficiência de retenção de sedimentos nula e os comprimentos de rampa longos, que fizeram a perda de solo por erosão crescer nos terços médio e inferior das vertentes urbanas.

Nos cenários futuros 3 e 4, caracterizados pelo aumento da área ocupada por cultivos anuais de menor proteção ao solo, as áreas agrícolas de kTc alto passaram a ocupar mais de 70 % da superfície da bacia hidrográfica, e houve redução das áreas de pastagem se comparado ao ano 2018. Também, o tamanho médio das parcelas agrícolas aumentou 6,2 % e 7,9 %, respectivamente. A taxa de aporte de sedimentos, portanto, subiu em valores absolutos superiores a 3 ou 4 % nos referidos cenários, passando, por exemplo, de 28,62 % do total erodido em 2018 a 33,13 % no cenário 3 e a 32,82 % no cenário 4, no evento chuvoso de maior erosividade.

O cenário 6, definido pela duplicação das áreas de pastagem e por ter apresentado o menor índice de erosão e de exportação de sedimentos entre todos os cenários analisados, teve, entretanto, aumento na taxa de aporte de sedimentos na saída da bacia superior a 4 % em valores absolutos, se comparado ao ano-base 2018, em todos os eventos de chuva (Tabelas 45 a 47). Esse cenário apresentou a menor área de deposição de sedimentos entre todas as condições de uso da terra abordadas nesta pesquisa, como pode ser observado na Tabela 48, o que equivale a 2,49 e a 2,03 % da superfície da bacia hidrográfica, respectivamente, nos episódios de chuva de 119,12 e 324,88 $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$. Embora a superfície de contato das pastagens com outros usos da terra seja de 617,88 km (Tabela 37) e o parâmetro “conectividade das parcelas” promova a redução de 20 % do valor da área de contribuição quando o fluxo de sedimento é roteado de outro uso da terra para as pastagens, elas ocupam predominantemente as médias e baixas vertentes

da bacia hidrográfica, em parcelas de tamanho elevado e pouco contato com outros usos da terra (Figura 75), o que promove o aumento do fator L (e consequentemente do fator LS) nos terços médio e inferior das vertentes (Figura 89). Isso ocorre apesar de a eficiência de retenção de sedimentos ser de 70 % nas pastagens terraceadas e de 30 % nas pastagens sem práticas conservacionistas, e de as pastagens terem coeficiente de capacidade de transporte (kTc) baixo.

O crescimento do fator LS provoca o aumento da capacidade de transporte de sedimentos e do processo erosivo. Nos mapas de erosão do cenário 6 (Figura 110), é comum o aumento das taxas de erosão nos terços médio e inferior das vertentes ocupadas por pastagem, predominando os intervalos de -0,5 a -2 $t.ha^{-1}$. Embora no contato com a vegetação arbórea e de áreas úmidas dos fundos de vale haja redução de 20 % na área de contribuição dos pixels, bem como a redução da declividade nos fundos de vale, a capacidade de transporte de sedimentos não diminui o suficiente para promover a retenção dos sedimentos oriundos das vertentes, que atingem os rios e são transportados ao exutório da bacia hidrográfica. Deve ser enfatizado, portanto, o papel da estrutura e da fragmentação da paisagem agrícola na dinâmica do processo erosivo, ou seja, quanto maiores e menos fragmentadas forem as parcelas agrícolas, maiores serão os comprimentos de rampa e os potenciais erosivos e de transporte de sedimentos.

Outra razão exposta por Van Rompaey, Krasa e Dostal (2007) para o aumento da taxa de aporte de sedimentos quando se reduz o fator C de uma área agrícola, como no caso das pastagens, é que em locais de capacidade de transporte de sedimentos limitada, se a produção de sedimentos é reduzida, uma maior fração do sedimento disponível será transportada nesses locais.

Aumentando o valor do parâmetro conectividade das parcelas no contato com as pastagens e florestas para 50 % e 75 % no cenário futuro 6, a produção de sedimentos reduz para 16,545 t e 16,2 t, respectivamente, no evento de chuva de maior erosividade. A retenção de sedimentos nas vertentes e fundos de vale, entretanto, é maior, fazendo com que a taxa de aporte de sedimentos na saída da bacia reduza para 28,951 % e 25,358 %, respectivamente. A área de deposição de sedimentos aumentou de 159,8 ha com conectividade de 20 % para 170 ha com conectividade de 50 % e para 177,44 ha com conectividade de 75 %. Porém, sua localização espacial permaneceu inalterada, com o acréscimo de áreas pontuais de deposição no contato entre os usos agrícolas e as pastagens/florestas. Entretanto,

como não houve mudanças no tamanho das parcelas de pastagem nem em sua disposição espacial, o transporte de sedimentos ao longo das vertentes ocupadas por pastagem permaneceu inalterado, assim como o de erosão e deposição de sedimentos, havendo alterações apenas em sua intensidade devido à redução do fator LS médio para 4,776 e 4,537, respectivamente, com o aumento da retenção de sedimentos nos pontos de conexão entre as parcelas agrícolas e as de pastagem e floresta.

Para efeito de comparação, no ano 1984, período no qual 42,37 % da superfície da bacia hidrográfica estava ocupada por pastagem conservada e 0,89 % por pastagem degradada, sendo que 41 % do total de pastagens estava terraceado, o mapa de erosão de 1984 (Figura 102) mostrou áreas maiores de deposição de sedimentos nas proximidades dos fundos de vale, localizadas nas adjacências das áreas cultivadas com cana-de-açúcar, café e milho, principalmente, parcelas agrícolas que são fontes de sedimentos, mas se encontram segmentadas em vários talhões, que promovem a redução do comprimento de rampa e do transporte de sedimentos nas vertentes.

Ao chegarem aos fundos de vale, o contato com a vegetação arbórea e de áreas úmidas promove a redução da capacidade de transporte e faz com que parte dos sedimentos se deposite. Nas vertentes ocupadas por pastagem, no entanto, os maiores comprimentos de rampa promovem o aumento da capacidade de transporte de sedimentos para os rios, além do aumento da erosão nos terços médio e inferior das vertentes devido ao aumento do fator LS. Nesses locais, a deposição de sedimentos ocorre em áreas menores e em menor intensidade, e maior quantidade de sedimentos atinge os cursos d'água. Nesta data, a taxa de aporte de sedimentos no exutório da bacia foi superior a 33 % nos dois eventos de chuva de maior erosividade.

Esses resultados são suportados por Van Rompaey, Krasa e Dostal (2007) que, ao simularem as taxas de erosão e aporte de sedimentos na bacia de drenagem Orlice, República Tcheca, resultantes da substituição do uso agrícola por pastagens nos relevos de maior declividade, verificaram a redução do processo erosivo com o aumento das pastagens. Porém, o efeito das pastagens na redução da taxa de aporte de sedimentos no exutório da bacia foi limitado, desaparecendo gradualmente com o aumento do número e da área ocupada por elas.

Nos cenários futuros 5 e Legislação Florestal, as taxas de aporte de sedimentos no exutório da bacia reduziram se comparadas ao ano-base 2018, mas a retenção e a deposição de sedimentos foram mais intensas no cenário 5, tendo a taxa de aporte de sedimentos reduzido, em valores absolutos, mais de 4 %, enquanto no cenário Legislação Florestal essa redução foi pouco superior a 1 % nos três eventos de chuva analisados. Em ambos os cenários, é notável o aumento das vegetações arbórea e de áreas úmidas nas faixas marginais aos cursos d'água, nos fundos de vale. Essa vegetação atua na retenção de sedimentos carreados pelas vertentes, promovendo sua deposição antes que atinjam os rios.

A explicação da menor taxa de aporte de sedimentos no cenário 5 torna-se difícil quando se levam em consideração os seguintes índices, favoráveis à maior retenção de sedimentos no cenário Legislação Florestal: o cenário 5 apresenta maior fator topográfico (4,94 contra 4,75), maior tamanho das parcelas agrícolas (10,81 ha contra 9,12 ha), menor número de parcelas (393 contra 416) e menor área de contato das áreas florestais (464,4 km contra 479,6 km) e de pastagem (392,7 km e 460,5 km) com outros usos da terra; já o cenário Legislação Florestal possui maior eficiência de retenção de sedimentos nas parcelas (63,4 % contra 62,3 %). No entanto, 59 % da superfície da bacia hidrográfica apresenta kTc baixo e 69,37 % dela está terraceada no cenário 5. No cenário Legislação florestal, a área de kTc baixo é de 50,77 %, e 68,44 % da superfície da bacia está terraceada. A maior área sujeita ao coeficiente de capacidade de transporte baixo no cenário 5 pode ser um fator explicativo da menor taxa de aporte de sedimentos no exutório da bacia. Esses dados evidenciam, no entanto, a complexidade dos processos de produção, transporte e exportação de sedimentos nas bacias hidrográficas, dados o número elevado de variáveis envolvidas e a interação entre elas.

No que diz respeito à dinâmica temporal da erosão e do aporte de sedimentos na bacia do Ribeirão São Domingos, as simulações realizadas pelo modelo WaTEM/SEDEM apontaram redução das taxas de erosão de 1962 a 2004. No ano 2018, houve aumento do processo erosivo a índices superiores, mas próximos aos valores simulados para os anos 1984 e 2004, e inferiores aos do ano 1962. A taxa de exportação de sedimentos, no entanto, reduziu no ano 2018 a índices inferiores a todos os outros anos analisados.

Considerando as simulações dos anos inicial e final da análise, 1962 e 2018, uma das hipóteses desta pesquisa é confirmada, pois mesmo tendo havido aumento

da área média das parcelas agrícolas, excluídas as pastagens, e a redução do seu número total (Tabela 36), denotando talhões maiores, de maior comprimento de rampa e menos fragmentados, houve também o avanço do uso das práticas mecânicas e vegetativas de conservação do solo, que promoveram o aumento da eficiência de retenção de sedimentos nas parcelas (Tabela 36), reduzindo a área de contribuição dos pixels, sua capacidade de transporte e o fator topográfico da RUSLE (Tabela 38). Consequentemente, perde-se menos solos por erosão, e a taxa de aporte de sedimentos na saída da bacia hidrográfica também se reduz.

Entender a dinâmica do processo erosivo na bacia do Ribeirão São Domingos por meio do conceito de ambiente de Suertegaray (2006) significa compreender que a relação complexa e conflituosa entre sociedade e natureza, das quais resultam implicações muitas vezes negativas na vida das pessoas, é mediada pelas relações sociais, constituindo um processo de socialização da natureza e transformação da natureza humana.

O avanço da técnica na agricultura, com o consequente aumento da proteção do solo contra a erosão e a retenção de sedimentos nos terraços e vegetação arbórea, por vezes resultantes de reflorestamentos, promoveu a redução do processo erosivo, do assoreamento dos rios e do aporte de sedimentos no exutório da bacia, mas também evitou a perda de camadas de solo fértil e manteve a produtividade agrícola elevada. Em suma, embora trouxesse benefícios à sociedade, essa socialização da natureza serviu primeiramente à reprodução do capital no campo.

Na análise dos processos erosivos, cabe destacar a importância do uso e manejo do solo (fator C), cujos valores médios foram proporcionais às taxas de erosão do solo simuladas. Da mesma forma, porém, devem ser consideradas as práticas conservacionistas, que exercem influência direta na dinâmica do processo erosivo e do seu transporte na bacia hidrográfica.

Esses resultados concordam com o obtido por Verstraeten et al. (2003), que estimaram as taxas de erosão e de aporte de sedimentos em três bacias hidrográficas situadas na cidade de Gingelom, região de Flandres, Bélgica, em quinze cenários de diferentes usos e manejos do solo, e verificaram que as maiores reduções, em ambas as taxas, ocorreram nos cenários em que se adotaram medidas para conter a produção de sedimentos na fonte, como a conversão de áreas agrícolas altamente erodíveis em pastagens ou florestas, ao contrário das

medidas alocadas distantes das áreas-fonte de sedimentos, como as faixas gramadas nas proximidades dos rios ou no final das parcelas agrícolas de altos índices de erosão, ou mesmo os açudes e bacias de retenção de sedimentos, que foram menos eficientes em promover a deposição de sedimentos e no controle da erosão.

De acordo com Van Rompaey, Krasa e Dostal (2007), o padrão espacial do uso da terra, manifestado no tamanho das parcelas, em seu arranjo espacial e na conectividade entre elas, em especial das áreas agrícolas com as pastagens e florestas, pode ser mais importante na definição das taxas de erosão e de aporte de sedimentos pelas bacias hidrográficas que o uso e o manejo do solo. Simulando as taxas de erosão e de aporte de sedimentos anuais na bacia de drenagem Orlice, na República Tcheca, com a redução do tamanho médio das parcelas de 50 – 100 ha para 30, 20, 10 e 5 ha, os autores obtiveram menores taxas de erosão e de aporte de sedimentos. As taxas de erosão foram menores porque o comprimento de rampa das vertentes foi reduzido, e o aporte de sedimentos no exutório da bacia diminuiu em razão da sua menor produção e da existência de maior número de limites entre as parcelas agrícolas, nas quais os sedimentos ficaram retidos. A relação entre tamanho da parcela, erosão e aporte de sedimentos, entretanto, não foi linear, sendo que a redução de 40 % no seu tamanho médio fez a taxa de erosão média decrescer em 12,5 %, e o aporte de sedimentos reduzir em 35 %.

Esse comportamento, entretanto, não foi observado na bacia do Ribeirão São Domingos. No período de 1962 a 2018, o tamanho médio das parcelas agrícolas aumentou e o número total de parcelas reduziu, mas as simulações com o modelo WaTEM/SEDEM indicaram redução das taxas de erosão e de aporte de sedimentos, explicadas principalmente pela implantação das práticas conservacionistas, que fez a eficiência de retenção de sedimentos nas parcelas aumentar e o comprimento de rampa das vertentes reduzir. Comparando as condições de uso da terra e manejo do solo de 1962 e 2018, o aumento do tamanho médio das parcelas de 117 % foi acompanhado da redução da taxa de erosão em 23,03 % e do total de sedimentos exportado da bacia hidrográfica em 27,48 % no cenário de chuva de maior erosividade, dado o aumento da eficiência de retenção de sedimentos nas parcelas de 57 %.

O fator erodibilidade do solo (K) teve influência limitada no dinâmica do processo erosivo na bacia do Ribeirão São Domingos. Áreas agrícolas de alta

erodibilidade localizadas na porção nordeste da bacia tiveram baixas taxas de erosão, inferiores a 0,5 $t.ha^{-1}$, quando ocupadas por cultivos protetores do solo como as pastagens conservadas. Ao mesmo tempo, áreas de menor erodibilidade apresentaram altas taxas de erosão quando ocupadas por culturas agrícolas de menor proteção ao solo, como no interflúvio dos ribeirões Santa Cândida e São João do Criciumal que, em 2018, constituía lavouras de cana-de-açúcar. Solos de baixa erodibilidade apresentaram taxas mínimas de erosão apenas quando localizados nos interflúvios, limitadas pelos baixos valores do fator topográfico. A análise de regressão linear entre a erodibilidade do solo (variável independente) e as classes de erosão/deposição de sedimentos em diferentes cenários e erosividade da chuva resultou em coeficientes de determinação R^2 inferiores a 0,33 %, o que evidencia o relacionamento estatístico fraco entre as variáveis.

Em relação ao padrão espacial de remoção, transporte e deposição de sedimentos na paisagem simulados pelo modelo WaTEM/SEDEM, Krasa et al. (2010) apontam algumas suposições lógicas deste processo físico, parte das quais não foram observadas na modelagem realizada pelos autores na bacia do reservatório Hostivar, República Tcheca, tampouco na presente pesquisa. São elas:

- O padrão de erosão segue a lógica da RUSLE quanto à cobertura vegetal;

- As áreas planas, topos de morros e linhas de cristas são menos erodíveis e a perda de solo aumenta com o comprimento da rampa e do fluxo de água. As linhas de vale são mais erodíveis, e a deposição de sedimentos se inicia nos vales com a redução da declividade;

- A redução súbita da declividade acarreta a deposição de sedimentos;

- Do ponto de vista local, a sedimentação pode parecer mais intensa que a erosão, mas os leques de sedimentação nas linhas de vale ou no terço inferior das vertentes capturam sedimentos de áreas muito maiores que as que eles realmente cobrem. Do ponto de vista da RUSLE, alguns centímetros de profundidade de deposição de sedimentos equivalem a centenas de $t.ha^{-1}.ano^{-1}$ de perda de solos nas áreas a montante;

- As áreas de sedimentação mais profundas ocorrem nas extremidades planas das linhas de vale dos campos agrícolas, acima do contato com as florestas, pastagens e das interrupções pelas rodovias e estradas. O modelo WaTEM/SEDEM, no entanto, geralmente simula erosão forte nessas áreas devido ao maior comprimento de rampa e/ou declividade e à concentração do escoamento, que

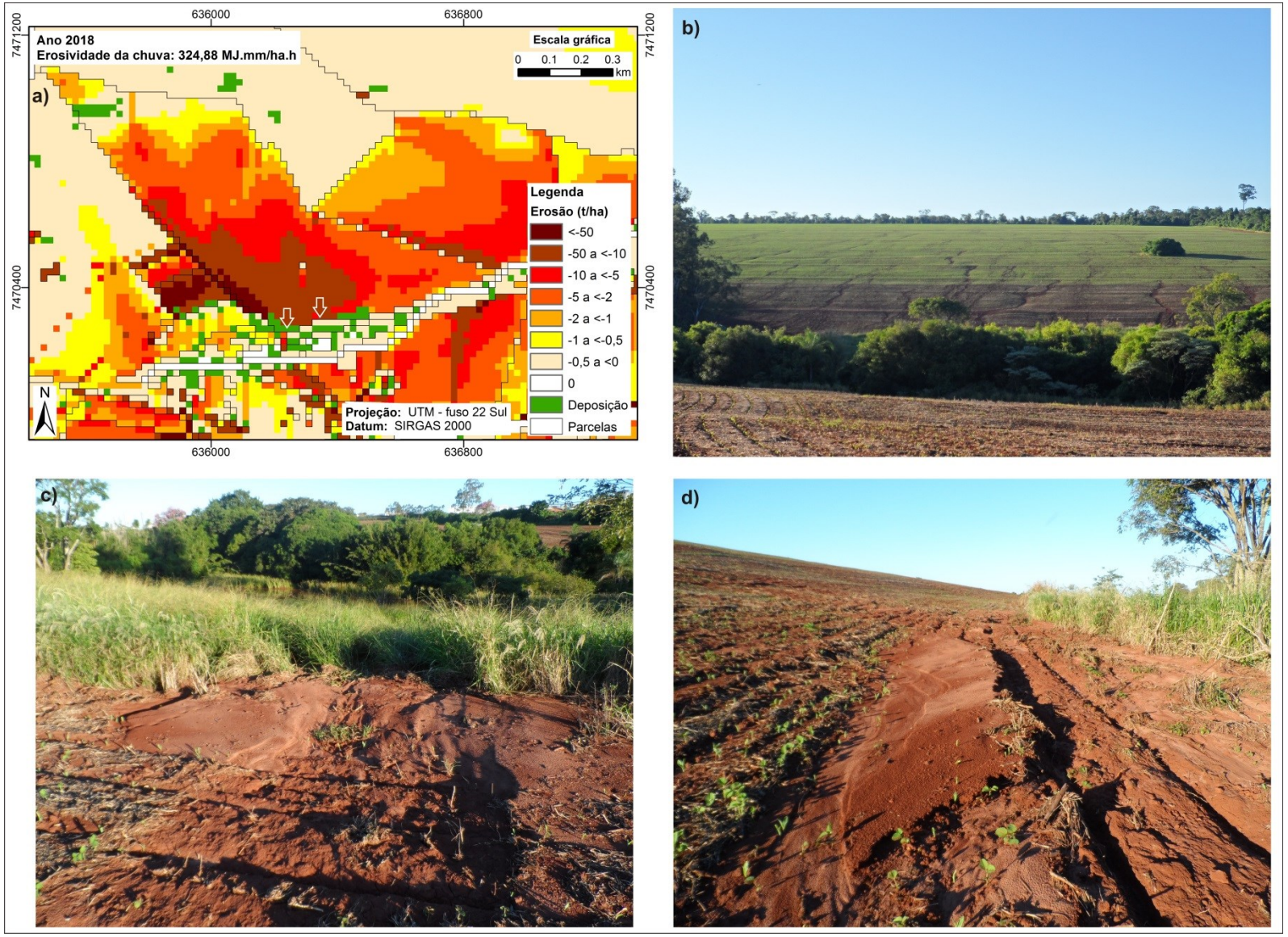
aumentam a área de contribuição do pixel. Esta característica foi observada na presente pesquisa (Figuras 101 a 111) nos limites inferiores das parcelas agrícolas, das pastagens e inclusive da zona urbana;

- As áreas situadas logo após os limites de parcelas impermeáveis são menos erodíveis devido ao menor comprimento de rampa. Em declives elevados, porém, a perda de solo por erosão é elevada nesses locais. Esta ocorrência foi observada nos campos agrícolas da bacia do Ribeirão São Domingos em todos os cenários analisados, com destaque para as lavouras de cana-de-açúcar a partir de 1984 (Figuras 102 a 111) e de café em 1962 (Figura 101);

- A deposição de sedimentos ocorre acima do limite das parcelas agrícolas, que constituem obstáculos ao fluxo. Krasa et al. (2010) mostraram, no entanto, que as áreas de sedimentação mais profundas (pixels individuais) geradas pelo modelo WaTEM/SEDEM ocorrem logo abaixo dos limites inferiores das parcelas agrícolas, mesmo quando o limite é impermeável, sendo cruzado pelo fluxo superficial. Esse processo ocorre mesmo nas vertentes declivosas, em que volumes maiores de sedimentos se acumulam no pixel de saída da parcela, e o próximo pixel localizado logo abaixo não possui capacidade de transporte alta o suficiente para removê-lo em função do fator L reduzido. Na presente pesquisa, a deposição de sedimentos abaixo dos limites das parcelas teve pouca representatividade, ocorrendo com maior frequência nos eventos chuvosos simulados de erosividade 119,12 $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$, em que os coeficientes de capacidade de transporte definidos por calibração assumiram valores menores. Predominam na área de estudo as áreas de deposição de sedimentos nos fundos de vale, após a quebra do declive; em áreas planas nos interflúvios e proximidades dos divisores de águas, nos quais a erosão e a capacidade de transporte de sedimentos assumem valores baixos; e nos limites entre as parcelas agrícolas dispostos no sentido do declive.

A Figura 112 mostra cicatrizes de erosão em sulcos e deposição de sedimentos em área agrícola recém-cultivada com milho safrinha após evento de chuva intensa de 82,33 mm ocorrido na bacia hidrográfica em 20/03/2019, de 3 horas e 5 minutos de duração e erosividade de 633,14 $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$, além do mapa ampliado de erosão simulado pelo modelo WaTEM/SEDEM para as condições de uso da terra do ano 2018, com erosividade de 324,88 $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$.

Figura 112. Áreas de erosão e deposição de sedimentos em parcela agrícola cultivada com milho safrinha após evento de chuva de 20/03/2019, e mapa de erosão simulado pelo modelo WaTEM/SEDEM para as condições de uso da terra do ano 2018



Embora as erosões apresentadas na Figura 112.b a d tenham ocorrido em 20/03/2019, em chuva de erosividade de 633,14 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}, o mapa de erosão e deposição de sedimentos da Figura 112.a, relativo à chuva de erosividade 324,88 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1} semelhante à ocorrida em 25/03/2018, possibilita a análise do padrão espacial de erosão e deposição de sedimentos simulado pelo modelo WaTEM/SEDEM e das condições reais ocorridas em campo.

No ano 2018, a cultura agrícola utilizada nas simulações foi a soja, de fator C igual a 0,1043, cultivada no verão. Em março de 2019, a chuva ocorreu durante o estabelecimento do milho safrinha, após a ocupação da parcela agrícola com soja no verão. Neste período do calendário agrícola, a cobertura do solo era menor, o que fez a taxa de erosão aumentar em relação à simulação de 2018 e o valor de C momentâneo ser superior a 0,1043.

Na Figura 112.b, observam-se inúmeros sulcos de erosão nos terços médio e inferior da vertente, provocados pelo escoamento concentrado da enxurrada, mesmo sendo a área terraceada. Nessas áreas, a erosão teve ocorrência contínua na simulação, e não concentrada em sulcos, sendo a perda de solo enquadrada na classe -50 a -10 t.ha^{-1} (Figura 112.a). A seta da direita, posicionada no limite inferior da parcela agrícola analisada, indica que a deposição de sedimentos simulada não ocorreu dentro desta parcela, contradizendo o observado na Figura 112.c. Parte dos sedimentos foi transferida e depositada nas pastagens a jusante. Já a seta da esquerda indica a deposição de sedimentos no limite inferior da parcela, o que de fato ocorreu (Figura 112.d).

Cumpre esclarecer que a chuva ocorrida no dia 20/03/2019 teve aproximadamente o dobro da erosividade da chuva de 25/03/2018, utilizada na simulação, e como a erosividade é uma variável da equação de capacidade de transporte de sedimentos (TC) (equação 6), a TC da chuva de 20/03/2019 foi maior que a da Figura 112.a, o que justifica a deposição na zona de contato entre as parcelas agrícola e de pastagem (Figura 112.c), na área de pastagem ou no fundo de vale, como simulado na Figura 112.a. De acordo com Krasa et al. (2010), os fundos de vale e planícies aluviais constituem ambientes de deposição de sedimentos em decorrência da redução do fator LS com a diminuição da declividade e com o início de uma nova parcela, que faz o fator L reduzir.

O modelo WaTEM/SEDEM utiliza um algoritmo de fluxo múltiplo para o roteamento do fluxo de água e sedimentos na bacia hidrográfica, que divide o

escoamento entre todos os pixels de menor altitude vizinhos ao pixel central e permite o cômputo da área de contribuição a montante do pixel, necessário ao cálculo do fator L. Quatro algoritmos estão disponíveis no modelo para cálculo do fator LS. Conforme mencionado no item 2.3.5.1, esta pesquisa utilizou o algoritmo de “Govers (1991)”, apropriado para bacias hidrográficas com predomínio da erosão em sulcos. O uso deste algoritmo foi necessário na calibração do modelo, para que o volume simulado de sedimentos exportado da bacia hidrográfica em estudo se aproximasse do volume observado, embora predominasse nela a erosão laminar. Os valores do fator LS foram, portanto, aumentados pelo uso deste algoritmo, já que o algoritmo de “McCool (1987, 1989)”, recomendado para esse tipo de erosão, fez com que o aporte de sedimentos simulado pelo modelo WaTEM/SEDEM fosse subestimado. Drzewiecki e Mularz (2008), ao contrário, avaliaram os algoritmos para cálculo do fator LS em quatro bacias hidrográficas localizadas ao redor do reservatório Dobczyce, na Polônia, caracterizadas pelo predomínio da erosão laminar, e verificaram que o algoritmo de “McCool (1987, 1989)” propiciou o maior índice de eficiência ao modelo WaTEM/SEDEM, enquanto a simulação com o algoritmo de “Govers (1991)” teve o pior desempenho.

Além das questões já discutidas, algumas limitações do modelo WaTEM/SEDEM, dificuldades encontradas nesta pesquisa e desafios para a modelagem de erosão merecem destaque:

- Modelagem de erosão em áreas urbanas, industriais e outras áreas construídas: nessas áreas, as taxas de erosão são mínimas, mas sua identificação como parcela única no mapa de parcelas do modelo faz a perda de solo aumentar. Como na bacia do Ribeirão São Domingos parte da área urbana de Santa Cruz do Rio Pardo se estende dos divisores de água ao terço inferior das vertentes, o comprimento de rampa aumenta com o distanciamento dos limites da bacia, pois não há segmentação das áreas urbanas no mapa de parcelas. Consequentemente, as taxas de erosão simuladas nessas áreas chegaram a ser superiores a 10 $t.ha^{-1}$, o que não é observado nas áreas urbanizadas, em parte impermeabilizadas. O fator C utilizado, de 0,03, pode ter sido superestimado, apesar de as taxas de erosão poderem se elevar nos loteamentos em processo de implantação e em terrenos baldios, e as altas velocidades de escoamento da água pluvial nas áreas impermeáveis podem potencializar a erosão em alguns locais;

- O modelo WaTEM/SEDEM também não individualiza, no mapa de parcelas, as áreas de pastagem. Embora nos períodos mais recentes e nos cenários futuros de uso da terra, a maior parte das pastagens da área de estudo estivesse terraceada, aumentando sua eficiência de retenção de sedimentos para 70 %, o não parcelamento dessas áreas fez o comprimento de rampa aumentar e parte considerável dos sedimentos erodidos nelas e nas áreas a montante ser transferida para jusante, aumentando a taxa de exportação de sedimentos da bacia hidrográfica. Esse fato ocorreu apesar de as pastagens, por suas características naturais, serem retentoras de sedimentos. O cenário futuro 6 e o ano 1984, por terem área considerável de pastagem, apresentaram as maiores taxas de exportação de sedimentos entre os cenários simulados (Tabelas 45 a 47);

- O efeito das práticas conservacionistas foi considerado na constituição do parâmetro eficiência de retenção de sedimentos das parcelas (PTEF), reduzindo a área de contribuição dos pixels para o fluxo de sedimentos. Quanto maior a PTEF, menores serão as taxas de erosão. Porém, o modelo não simula a deposição de sedimentos nos terraços no interior das parcelas agrícolas, que na realidade atuam como limite inferior de uma parcela agrícola e delimitam o início de outra parcela. O mapa do fator P pode ser multiplicado ao mapa do fator C antes de inserido no modelo WaTEM/SEDEM no campo destinado ao fator C. Todavia, como a distribuição espacial do fator P difere da do fator C, o estabelecimento do coeficiente kTc limite entre a baixa e a alta capacidade de transporte de sedimentos seria comprometido. Desta forma, optou-se por considerar a influência das práticas conservacionistas mecânicas e vegetativas no parâmetro PTEF do modelo;

- O modelo identifica as áreas de relevo plano e as remove da modelagem, ou seja, as taxas de erosão e de deposição de sedimentos nesses locais são nulas. A maioria dessas áreas foi identificada nos fundos de vale e açudes. Entretanto, dadas as características e a precisão do modelo digital de elevação, algumas delas não coincidem com as áreas planas e açudes reais. Duas delas se destacam pela área ocupada: a confluência entre os Córregos Mandaçaia e da Boa Vista, que constitui uma planície de inundação e possui baixa suscetibilidade à erosão, mas é uma área de deposição de sedimentos; e a confluência entre o trecho da nascente do Córrego Mandaçaia e seu primeiro afluente. De acordo com a Figura 21, a rede de drenagem extraída pela extensão ArcHydro do SIG ArcGIS 10.3.1 a partir do MDE Aster fez ambos os rios confluírem ao sul do ponto correto de confluência, e drenarem de

forma paralela até a junção. A planície formada entre esses dois rios, que é na realidade o ponto correto por onde o córrego drena após a confluência verdadeira, também foi indevidamente excluída da modelagem. Já o açude da Fazenda Solange, maior reservatório artificial da bacia hidrográfica com área de 6,27 ha, e outros açudes de área menor, não foram excluídos da modelagem por apresentarem variação altimétrica no MDE. A qualidade do MDE também afetou a rede de drenagem derivada, que em alguns trechos não coincide com o trajeto real (Figura 21);

- Eficiência de retenção de sedimentos dos açudes: as represas e açudes retêm sedimentos erodidos das áreas à montante, independentemente da finalidade para a qual foram construídos. A determinação da eficiência de retenção de sedimentos dos açudes, entretanto, requer amostragens em campo e medições por longos períodos. Verstraeten e Poesen (2000) enumeraram diversos métodos empíricos de determinação deste parâmetro, como os de Brown (1943), Churchill (1948), Brune (1953), entre outros, que demandam, cada qual, diversas combinações de dados como a capacidade de armazenamento do reservatório (m^3), a área (km^2), a taxa anual de entrada de sedimentos (m^3), o período de retenção do sedimento (s), a velocidade média de escoamento no reservatório (m/s) e a textura dos sedimentos. Como apenas os dados de área dos açudes estão disponíveis e não foi possível determinar os demais parâmetros em campo, a eficiência de retenção de sedimentos dos açudes não foi utilizada nesta pesquisa, e para que eles fossem incluídos como parcelas agrícolas no mapa de parcelas do modelo WaTEM/SEDEM, a eficiência de retenção estabelecida foi mínima, de 1 %;

- Determinação do fator C na calibração do modelo WaTEM/SEDEM: em razão da dificuldade de determinação do fator C da RUSLE relativo às datas em que os eventos de chuvas utilizados na calibração ocorreram, sobretudo das áreas agrícolas sem cultivo com resíduos na superfície e das culturas agrícolas em estágio de crescimento, extraiu-se o fator C das imagens NDVI pela metodologia proposta por Durigon et al. (2014). Entretanto, os valores obtidos têm relação inversa com a densidade de cobertura vegetal e o vigor vegetativo, fazendo com que as pastagens conservadas, que possuem fator C de 0,007 (GALDINO, 2012), assumissem valores médios de 0,157 a 0,249 conforme a data de tomada da imagem e apresentassem coeficiente de capacidade de transporte (kTc) alto, e que alguns talhões de cana-de-açúcar, de elevado desenvolvimento do dossel, assumissem valores inferiores a 0,1

e kTc baixo, característico das pastagens e florestas. Mesmo utilizando C = 0,1 para o kTc limite entre a capacidade de transporte alta e baixa, valor superior ao utilizado na validação do modelo (C = 0,05), as áreas de kTc baixo e alto não foram adequadamente individualizadas devido à semelhança na resposta espectral e na constituição do fator C de usos da terra que possuem diferentes suscetibilidades à erosão, expressas no fator C obtido da literatura (Tabela 14). Cumpre destacar, de acordo com Corrêa (2016), que o fator C gerado a partir de índices de vegetação possui algumas limitações, pois sendo comumente determinado em campo pela razão de perda de solo entre parcelas experimentais vegetadas e desprovidas de vegetação, não está associado somente ao vigor da vegetação, mas também às características do solo e ao manejo agrícola;

- Incertezas na calibração do modelo: os coeficientes kTc baixo e alto obtidos na calibração do modelo WaTEM/SEDEM para o conjunto de eventos de chuva ocorridos em 20/02 e 20/09/2018, de erosividade da chuva 119,12 e 107,63 $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$, respectivamente, foram 18,5 e 60,5 m, respectivamente, valores inferiores aos determinados no conjunto de eventos chuvosos de 28/02 e 13/03/2018, de menor erosividade (61,68 e 61,68 $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$, respectivamente), que foram de 23 e 77 m. Os coeficientes kTc calibrados para o evento de chuva de 25/03/2018, de erosividade 324,88 $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$, foram superiores a todos os outros: 24,5 e 80 m. Nos eventos de chuva de 20/02 e 20/09/2018, portanto, as taxas de aporte de sedimentos na saída da bacia foram menores em relação às taxas observadas nos eventos chuvosos de 28/02 e 13/03/2018, mesmo sendo maiores os índices pluviométricos e a erosividade. A menor capacidade de transporte de sedimentos implica maior deposição de sedimentos na bacia hidrográfica, comprovada pela taxa de aporte de sedimentos de 26,7 % e 23,2 % em 20/02 e 20/09/2018, e de 29,8 % e 27,6 % em 28/02 e 13/03/2018, respectivamente. Esses resultados decorrem da quantidade de perda de solo por erosão simulada em cada data, influenciada pelo fator C da RUSLE. Entretanto, chuvas de intensidade e erosividade intermediárias tiveram menores índices kTc que precipitações de erosividades menores e maiores. O aumento do número de eventos de chuva na etapa de calibração do modelo, bem como a calibração do mesmo em bacias hidrográficas de tamanhos, condições de uso da terra e aspectos físicos similares, poderiam contribuir para o aumento da precisão da calibração e possibilitar melhor compreensão dos mecanismos de erosão e transporte de sedimentos na bacia;

- Incertezas na determinação da Concentração de Sedimentos em Suspensão (CSS) e no cálculo da vazão do Ribeirão São Domingos: a frequência de coleta das amostras de água e sedimentos e erros nos procedimentos de amostragem e de filtração das amostras podem reduzir a precisão da CSS obtida e, consequentemente, da quantidade de sedimentos exportada da bacia hidrográfica nos eventos de chuva. O número de amostras coletadas durante os eventos chuvosos, limitado por questões logísticas, fez com que os valores de CSS correspondentes aos intervalos de tempo não amostrados fossem estimados por interpolação linear, o que pode ter causado a redução da precisão. Também, eventuais erros de amostragem podem comprometer os resultados, como parece ter ocorrido no evento de chuva de 13/03/2018, em que a CSS da amostra coletada às 12h10 foi inferior aos valores obtidos nos intervalos de tempo anterior e posterior, resultando um sedigrama de dois picos em um evento de chuva de um pico de intensidade e hidrograma de um pico de vazão (Figura 95 e Tabela 42). As incertezas no cálculo da vazão decorrem da dificuldade de ajuste da curva de velocidade de deslocamento do flutuador utilizado na medição do referido parâmetro em função do nível da água. Essa questão será explorada no item 3.5.3;

- Por fim, cabe destacar que a adaptação do modelo WaTEM/SEDEM para simular os processos de erosão, deposição e aporte de sedimentos no exutório da bacia hidrográfica na escala de evento de chuva teve êxito, apresentando resultados coerentes com as condições do uso da terra, manejo do solo, práticas conservacionistas utilizadas e erosividade da chuva. Os resultados inconsistentes derivaram das limitações do modelo, como a não segmentação das pastagens e áreas urbanas, a localização das áreas de sedimentação, entre outras, e não da escala temporal dos eventos de chuva modelados. Destaca-se ainda que, embora a erosividade da chuva seja determinada pela sua intensidade, e o aporte de sedimentos seja obtido pelo hidrograma e pela CSS do evento de chuva individual, os parâmetros de entrada do modelo são atemporais, sendo apenas o valor total do fator R do evento de chuva e o total de sedimentos exportado utilizados para sua calibração. Desconsidera, portanto, que em duas chuvas de mesma erosividade, mas de diferentes intensidades, a chuva mais intensa provoca mais escoamento superficial e erosão.

3.5 Modelagem hidrológica da bacia do Ribeirão São Domingos

3.5.1 Análise morfométrica da bacia hidrográfica

Os indicadores morfométricos da bacia do Ribeirão São Domingos, relacionados à geometria, rede de drenagem e ao relevo, são apresentados no Quadro 6 e refletem o grau de suscetibilidade da bacia hidrográfica às inundações e processos erosivos.

Quadro 6. Aspectos morfométricos da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos (Continua)

Característica	Parâmetro	Definição	Equação	Valor	Unidade
Geométrica	Área da bacia (A)	Área plana (projeção horizontal) inclusa entre os divisores topográficos da bacia hidrográfica (VILLELA; MATTOS, 1975).	Ferramenta *Calculate Geometry* do SIG ArcGIS 10.3.1	78,7734	km²
Geométrica	Perímetro da bacia (P)	Constitui o comprimento da linha imaginária ao longo do divisor de águas da mesma (PIROLI, 2013).	Ferramenta *Calculate Geometry* do SIG ArcGIS 10.3.1	52,53705	km
Geométrica	Fator de forma (Ff)	Relaciona a forma da bacia com a de um retângulo. Corresponde à razão entre a área (A) e o comprimento axial (L) da bacia (da foz até o ponto mais distante situado no divisor de águas). Indica maior risco de enchentes à medida que seu valor se aproxima da unidade (PIROLI, 2013).	$F_f = \frac{A}{L^2}$	0,448	adimensional
Geométrica	Índice de circularidade (Ic)	Relação existente entre a área da bacia (A) e a área do círculo de perímetro igual ao da bacia (Ac). O valor máximo do índice é 1. Quanto maior seu valor, mais próxima a bacia estará da forma circular, e maior sua propensão ao desenvolvimento de cheias (CHRISTOFOLETTI, 1980).	$I_C = \frac{A}{A_c}$	0,358	adimensional
Geométrica	Coeficiente de compacidade (Kc)	Relação entre o perímetro da bacia (P) e a circunferência de um círculo de área igual à da bacia (A). O coeficiente varia com a forma da bacia, independentemente de seu tamanho. Quanto mais irregular for a bacia hidrográfica, maior será o coeficiente de compacidade. O coeficiente igual a 1 corresponde a uma bacia circular. A tendência para enchentes é tanto maior quanto mais próximo da unidade for o valor deste coeficiente (VILLELA; MATTOS, 1975).	$K_c = 0{,}28 * \frac{P}{\sqrt{A}}$	1,657	adimensional
Geométrica	Índice de rugosidade (Ir)	Relaciona a disponibilidade do escoamento hídrico superficial ao seu potencial erosivo, expresso pela declividade média. Quanto maior o valor, maior será o risco de degradação da bacia em vertentes íngremes e longas. Compreende o produto da densidade de drenagem (Dd) pela amplitude altimétrica (H) da bacia dada em km (TRAJANO et al., 2012).	$I_r = D_d * H$	0,154	adimensional

Quadro 3. Aspectos morfométricos da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos (Continuação)

Característica	Parâmetro	Definição	Equação	Valor	Unidade
Geométrica	Padrão de drenagem	"Referem-se ao arranjamento espacial dos cursos fluviais, que podem ser influenciados em sua atividade morfogenética pela natureza e disposição das camadas rochosas, pela resistência litológica variável, pelas diferenças de declividade e pela evolução geomorfológica da região" (CHRISTOFOLETTI, 1980, p. 103). Podem ser classificados em: dendrítica, treliça, retangular, paralela, radial e anelar.	Padrão dendrítico (ou arborescente): se assemelha a uma árvore devido à semelhança com seu tronco, ramos e folhas. Os tributários se distribuem por todas as direções sobre a superfície do terreno e se unem formando ângulos agudos.	dendrítico	-
Rede de drenagem	Comprimento do rio principal	Distância percorrida pelo rio principal da nascente à foz.	-	16,244	km
Rede de drenagem	Ordem dos rios	Reflete o grau de ramificação ou bifurcação dentro de uma bacia. Segundo a classificação de Strahler, são considerados de 1ª ordem os pequenos canais sem tributários (correntes formadoras); a união de dois canais de 1ª ordem dá origem a um canal de 2ª ordem; a junção de dois canais de 2ª ordem dá origem a um canal de 3ª ordem, e assim sucessivamente (VILLELA; MATTOS, 1975).	-	4ª	ordem
Rede de drenagem	Comprimento dos canais de drenagem (Lt)	Soma da extensão de todos os canais de drenagem da bacia hidrográfica.	-	59,376	km
Rede de drenagem	Frequência de rios (Fr)	Índice que fornece o número de rios (n) por quilômetro quadrado (A) de área hidrológica.	$F_r = \frac{n}{A}$	0,38	canais.km^{-2}
Rede de drenagem	Coeficiente de manutenção (Cm)	Fornece a área necessária para a manutenção de 1 metro de canal de escoamento permanente (CHRISTOFOLETTI, 1980).	$C_m = \frac{1}{D_d} * 1000$	1.326,68	km^2.km^{-1}

Quadro 3. Aspectos morfométricos da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos (Conclusão)

Característica	Parâmetro	Definição	Equação	Valor	Unidade
Rede de drenagem	Densidade de drenagem (Dd)	Parâmetro que correlaciona o comprimento total dos canais de drenagem (Lt) com a área da bacia hidrográfica (A). Sofre influência direta do comportamento hidrológico das rochas, sendo que naquelas menos permeáveis, como as clásticas de granulação fina, a Dd é maior, gerando condições para a esculturação dos canais. Nas rochas de granulometria grossa, porém, ocorrem menores valores de Dd (CHRISTOFOLETTI, 1980). Varia inversamente com a extensão do escoamento superficial e indica, portanto, a eficiência da drenagem da bacia (VILELLA; MATTOS, 1975). Se classifica em muito baixa, para valores menores que 0,5 km.km^{-2}; mediana, entre 0,5 e 2 km.km^{-2}; alta, entre 2 e 3,5 km.km^{-2} e muito alta, para valores acima de 3,5 km.km^{-2} (BELTRAME, 1994 apud FRANCO; DAL SANTO, 2015).	$D_d = \frac{L_t}{A}$	0,753	km.km^{-2}
Rede de drenagem	Textura de topografia	É a expressão do relevo em termos quantitativos em função da densidade de drenagem, agente responsável pela sua configuração e esculturação. Em grandes áreas, determina o estágio do ciclo de erosão. Os valores de Tt abaixo de 4 (grosseira) indicam estágios iniciais e recentes ou de senilidade do ciclo; e as texturas finas (Tt acima de 10) indicam estágio de maturidade (relevo acentuado). Em áreas pequenas, dependem da natureza da rocha, do solo, da cobertura vegetal, etc. e não exprimem os estágios do ciclo de erosão (FREITAS, 1952).	$\log T_t = 0{,}219649 + 1{,}115 * \log D_d$	1,209	km
Relevo	Amplitude altimétrica (H)	Corresponde à diferença entre a maior altitude (At) situada num determinado ponto da área da bacia e a altitude da foz do rio principal (Af) (TRAJANO et al., 2012).	$H = A_t - A_f$	204,35	m
Relevo	Altitude média	Média aritmética da elevação dos pixels do modelo digital de elevação da bacia hidrográfica.	Análise do histograma do MDE no SIG Idrisi Taiga	565,31	m
Relevo	Desvio padrão da amplitude altimétrica	Desvio padrão dos valores de elevação dos pixels do MDE da bacia hidrográfica. Medida de dispersão dos dados altimétricos. Quanto maior seu valor, maior será a variação da altitude em relação à média.	Análise do histograma do MDE no SIG Idrisi Taiga	40,29	m

Os valores dos parâmetros geométricos da bacia do Ribeirão São Domingos, tais como o fator de forma, o índice de circularidade e o coeficiente de compacidade, mostram que a bacia possui baixa propensão às cheias, pois seu formato é alongado no sentido nordeste, distante da forma circular e irregular, com valores distantes da unidade, o que faz o tempo de concentração da bacia aumentar. As inundações observadas na bacia devem ser explicadas, portanto, por outros fatores, como o uso da terra, a urbanização, a ocorrência de eventos extremos de chuvas, entre outros.

3.5.2 Ajuste da equação IDF do município de Santa Cruz do Rio Pardo

Considerando os critérios estabelecidos no item 2.3.6.4 para inclusão dos índices pluviométricos máximos diários da série temporal 1956-2017, foram desconsiderados os dados dos seguintes anos:

- 1956, 1958, 1961, 1965, 1968, 1976, 1979, 1987, 1999, 2008 e 2012, por terem apresentado o maior índice pluviométrico diário fora do período chuvoso;

- 1978, 1980, 1981, 1994, 2003, 2004, 2005, 2006, 2009, 2013, 2016 e 2017, devido à falha de dados no período chuvoso e/ou mais de 10 dados faltantes durante o ano;

- Nenhum dado constituiu *outlier* para ser desconsiderado.

Desta forma, foram utilizados no ajuste da equação IDF os dados pluviométricos máximos diários dos seguintes anos: 1957, 1959, 1960, 1962, 1963, 1964, 1966, 1967, 1969, 1970, 1971, 1972, 1973, 1974, 1975, 1977, 1982, 1983, 1984, 1985, 1986, 1988, 1989, 1990, 1991, 1992, 1993, 1995, 1996, 1997, 1998, 2000, 2001, 2002, 2007, 2010, 2011, 2014 e 2015.

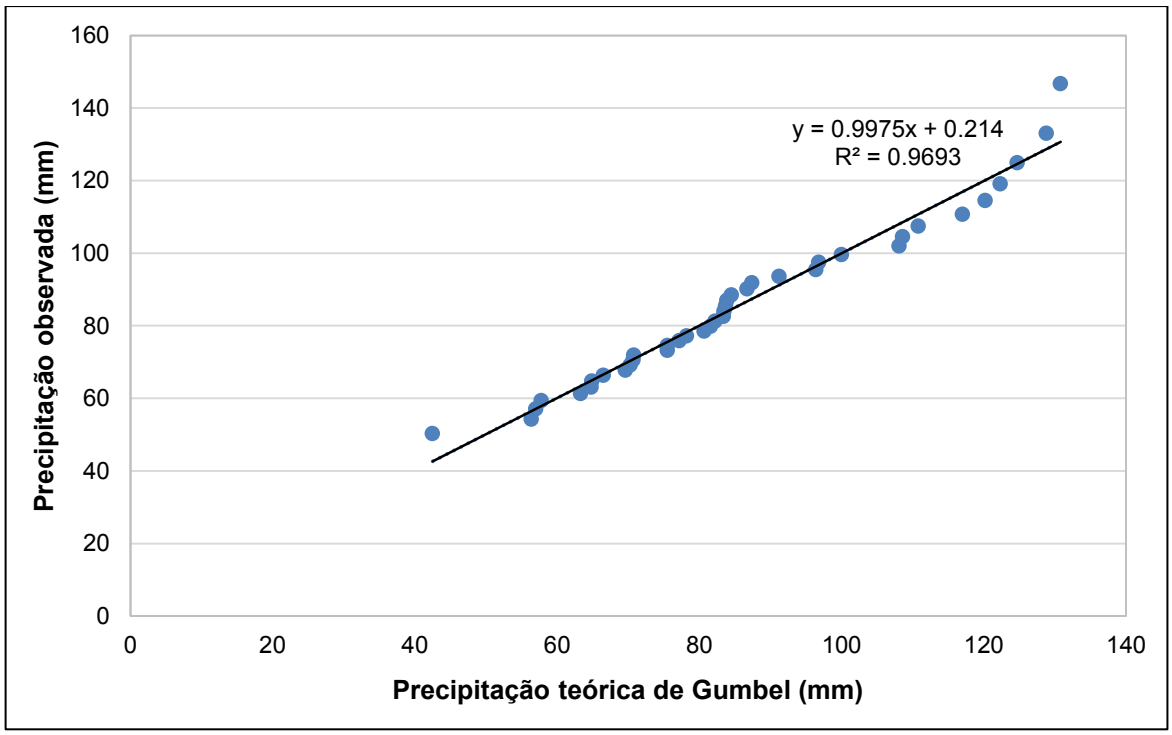
Os dados estatísticos da série de dados, que foram utilizados no cálculo da coeficiente K, da precipitação Pt de Gumbel e na verificação da presença de *outliers*, são apresentados na Tabela 49.

Tabela 49. Parâmetros estatísticos da série de dados utilizada no ajuste da equação IDF

Parâmetro	**Valor**
Tamanho da amostra (N)	39 anos
Média	86,01 mm
Mediana	83,4 mm
Desvio padrão	22,05 mm
Maior valor	130,8 mm
Menor valor	42,5 mm
Mediana Q1	70,5 mm
Mediana Q3	98,4 mm
Interquartil (IQR)	27,9 mm
Limite de outlier (L_0)	41,85 mm
Q1 - L_0	28,65 mm
Q3 + L_0	140,25 mm
Yn	0,543
σn	1,1388
T_R Fair-Greyer (N/5)	7,8 anos

A Figura 113 a seguir apresenta a precipitação observada nos 39 anos da série histórica em função da precipitação teórica de Gumbel (Pt).

Figura 113. Comparação entre as precipitações observadas e as precipitações teóricas de Gumbel

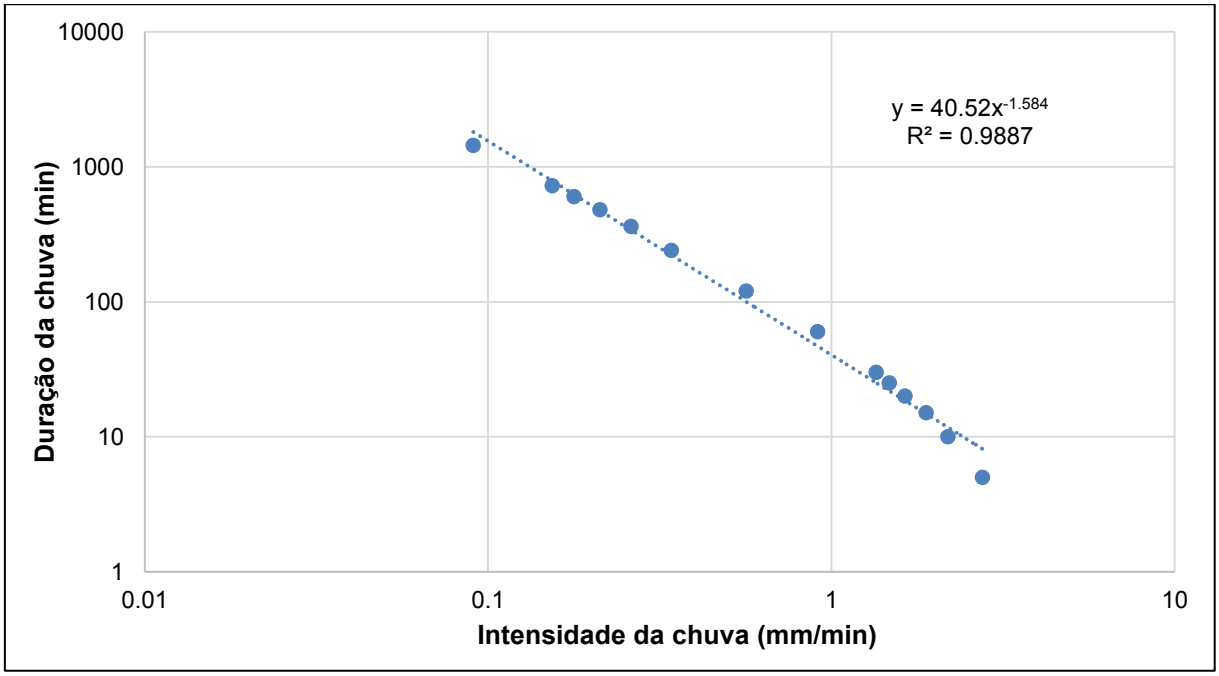


O coeficiente R^2 do ajuste dos dados foi de 0,9693, próximo de 1, e o ângulo cuja tangente se aproxima de 0,9975 é 44,92º, inclinação próxima à esperada de 45º. Conclui-se, portanto, que a série de dados apresenta boa aderência à distribuição teórica de Gumbel.

Fixado o período de retorno T_R em 8 anos, obtido pelo método de Fair-Greyer, foram determinadas as precipitações máximas diárias (Pt) por meio da equação de Gumbel, que foram em seguida transformadas em índices pluviométricos com durações de 5, 10, 15, 20, 25, 30, 60, 120, 240, 360, 480, 600, 720 e 1.440 minutos e, em seguida, em intensidades de precipitação (mm/min).

O gráfico bilogaritmo da duração da precipitação (min) em função da intensidade (mm/min) com período de retorno de 8 anos é apresentado na Figura 114.

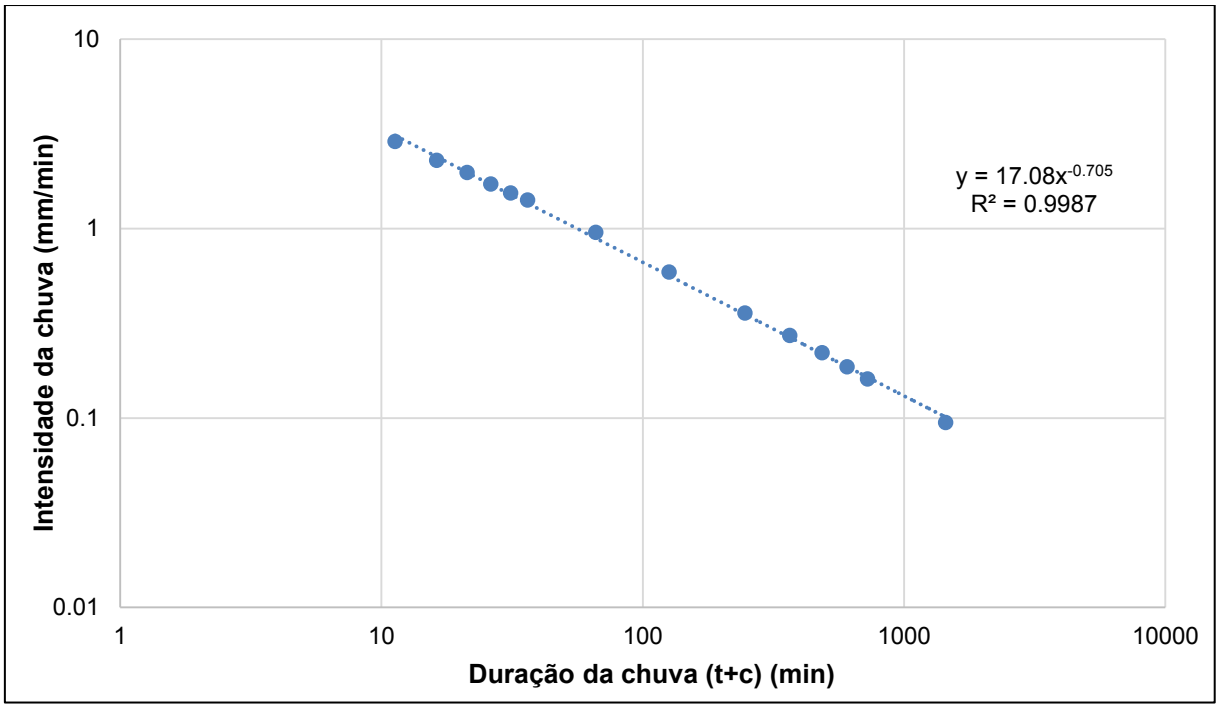
Figura 114. Gráfico bilogaritmo da duração da chuva em função da intensidade (TR = 8 anos)



Utilizando os pontos extremos do gráfico (I_1,t_1) e (I_2,t_2), obteve-se a intensidade I_3 a partir da equação 51. O tempo de duração t_3 foi obtido pela equação da reta do referido gráfico, cujo coeficiente de determinação foi de 0,9887. A partir dos valores I_1, I_2, I_3, t_1, t_2 e t_3, obteve-se o valor da constante “c” da equação IDF, igual a 6,2908.

Os cálculos acima descritos foram repetidos, porém com intensidades pluviométricas correspondentes aos períodos de retorno de 2, 5, 8, 10, 15, 20, 25, 50 e 100 anos e as durações deslocadas pela constante “c” (t+c). Os gráficos bilogaritmos de intensidade em função da duração (t+c,I) e as equações potenciais resultantes do ajuste das retas fornecem diretamente a constante “d” da equação IDF, e o valor de A varia conforme o período de retorno. A Figura 115 ilustra a intensidade da chuva em função da duração (t+c,I) e a equação da reta ajustada para o período de retorno de 10 anos.

Figura 115. Gráfico bilogaritmo da intensidade da chuva em função da duração corrigida (t+c) com T_R = 10 anos



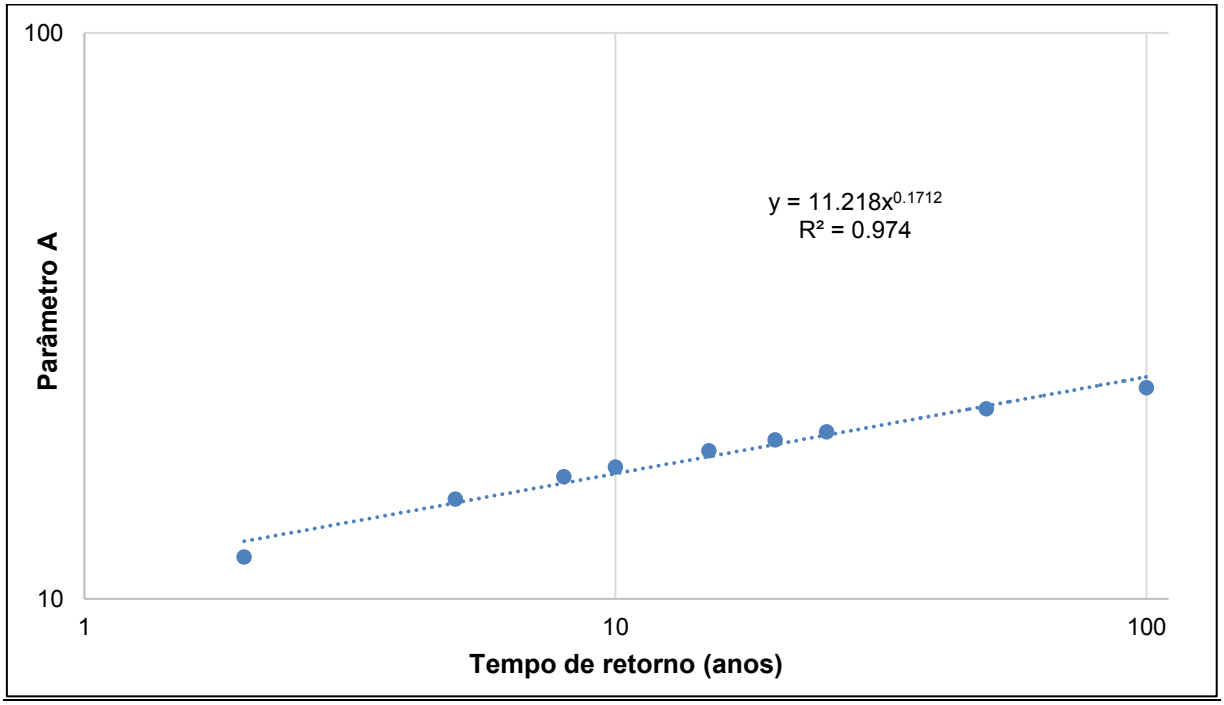
Considerando o sinal negativo do expoente “d” da equação 55, o valor da constante “d” da equação IDF é de 0,705. O valor do parâmetro A com T_R = 10 anos é de 17,08. A Tabela 50 apresenta os valores deste parâmetro para os demais períodos de retorno considerados no ajuste da equação IDF.

Tabela 50. Valores do parâmetro A e os respectivos períodos de retorno

T_R (anos)	Parâmetro A
2	11,848
5	14,996
8	16,422
10	17,080
15	18,256
20	19,080
25	19,714
50	21,667
100	23,607

A partir dos dados da Tabela 50, foi construído o gráfico bilogaritmo do parâmetro A em função de T_R (Figura 116).

Figura 116. Gráfico bilogaritmo do parâmetro A em função do período de retorno (T_R)



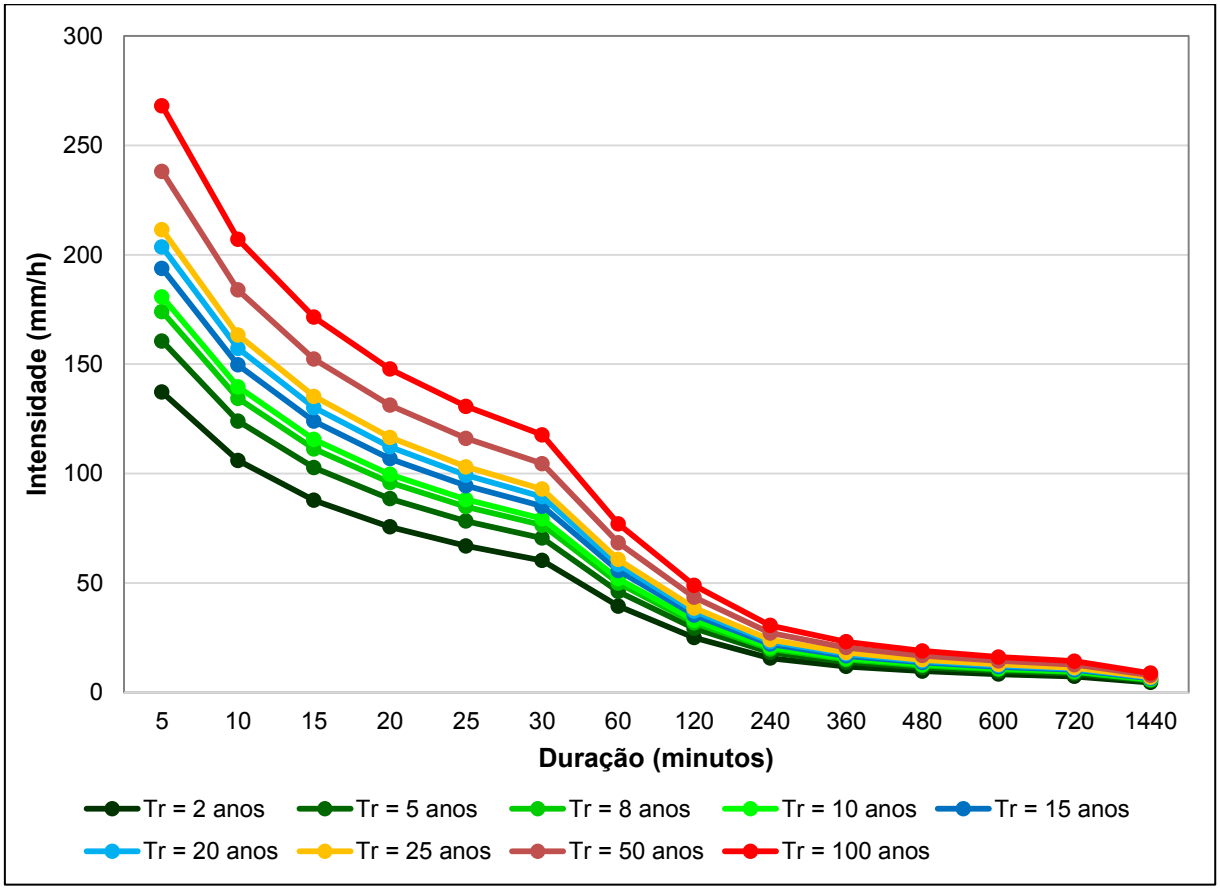
Por analogia com a equação 49, foram obtidas as constantes “a” e “b” da equação IDF a partir dos coeficientes da equação da reta do parâmetro A em função de T_R, estimadas em 11,218 e 0,1712, respectivamente.

Portanto, a equação Intensidade-Duração-Frequência ajustada do posto pluviométrico “Santa Cruz do Rio Pardo” segundo a metodologia de Britto e Kellner (2016), é:

$$I = \frac{11{,}218 * {T_R}^{0{,}1712}}{(t+6{,}2908)^{0{,}705}} \quad (64)$$

A partir da referida equação, calculou-se a intensidade pluviométrica (mm/min) de todas as durações e períodos de retorno utilizados no ajuste. Esses valores são apresentados no gráfico da Figura 117. Os valores de intensidade pluviométrica são apresentados em mm/h.

Figura 117. Intensidade pluviométrica em função da duração da chuva do posto pluviométrico Santa Cruz do Rio Pardo, em diferentes períodos de retorno



Os volumes totais de precipitação calculados pela equação IDF para a duração de 60 minutos, assim como sua estrutura temporal determinada pelo método dos blocos alternados a serem utilizados na modelagem hidrológica da bacia do Ribeirão São Domingos, são apresentados na Tabela 51, em função dos diferentes períodos de retorno.

Tabela 51. Índices pluviométricos (mm) calculados pela equação IDF e dados dos hietogramas de projeto, em função do período de retorno

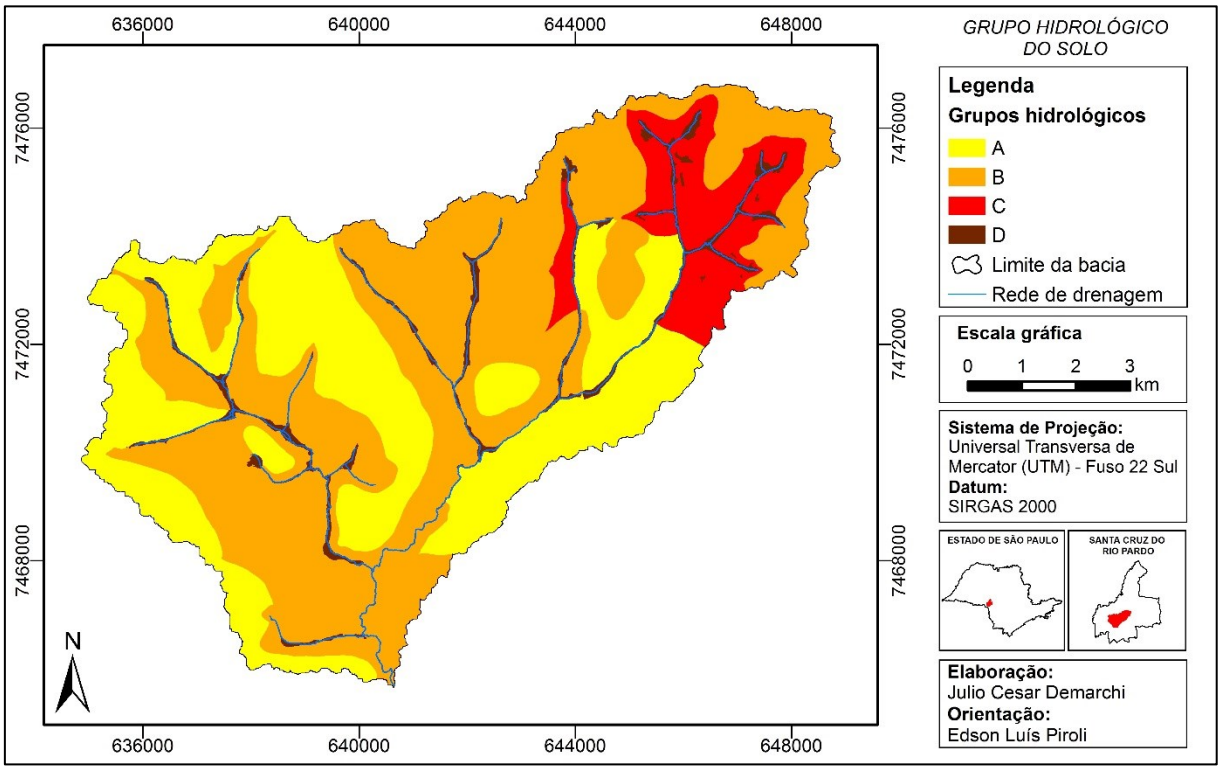
Intervalo (min)	Período de retorno (anos)				
	10	**25**	**50**	**100**	**200**
0 - 5	2,30	2,68	3,02	3,41	3,84
5 - 10	2,97	3,47	3,91	4,40	4,96
10 - 15	4,30	5,04	5,68	6,39	7,19
15 - 20	8,20	9,60	10,81	12,17	13,69
20 - 25	15,06	17,62	19,84	22,34	25,16
25 - 30	5,64	6,58	7,41	8,35	9,41
30 - 35	3,51	4,11	4,62	5,20	5,86
35 - 40	2,59	3,03	3,41	3,84	4,32
40 - 45	2,07	2,43	2,73	3,08	3,46
45 - 50	1,89	2,21	2,50	2,80	3,16
50 - 55	1,75	2,05	2,30	2,59	2,92
55 - 60	1,62	1,89	2,13	2,40	2,70
Total (mm)	**51,90**	**60,71**	**68,36**	**76,97**	**86,67**

3.5.3 Calibração do modelo HEC-HMS

Nas calibrações do modelo HEC-HMS aqui apresentadas, buscou-se ajustar seus parâmetros para que os hidrogramas simulados dos eventos chuvosos analisados se aproximassem dos hidrogramas observados, e assim fosse possível replicar os parâmetros aos eventos de chuva calculados pela equação IDF em diferentes períodos de retorno e condições de uso da terra.

No método do SCS-CN, o escoamento superficial é determinado pelo Número da Curva (Tabelas 15 a 17 e 69, do Anexo V). Seus valores variam de acordo com o uso da terra, as condições de manejo e o grupo hidrológico do solo a que pertencem. Os grupos hidrológicos dos solos da área de estudo, que determinam seu potencial natural de geração de escoamento superficial, estão espacializados na Figura 118.

Figura 118. Grupos hidrológicos dos solos da bacia do Ribeirão São Domingos



A distribuição espacial dos grupos hidrológicos possibilita inferir que os solos da sub-bacia do Ribeirão Mandaçaia produzem, para as mesmas condições de uso da terra e manejo do solo, maior volume de escoamento superficial que os solos da sub-bacia do Ribeirão São Domingos, pois nesta predominam os Latossolos e Nitossolos dos grupos hidrológicos A e B, e aquela é caracterizada, sobretudo nas cabeceiras de drenagem, por Argissolos do grupo C que possuem gradiente textural da fração argila elevado, e por Latossolos do grupo hidrológico B, sendo que os Latossolos do grupo A, também expressivos, ocorrem apenas no médio e baixo cursos do Ribeirão Mandaçaia e afluentes. Ademais, considerando a área de contribuição de ambas as bacias até a confluência dos Ribeirões Mandaçaia e São Domingos (Figura 18), aquela possui maior área (44,76 km² e 28,59 km², respectivamente).

Algumas calibrações do modelo HEC-HMS a partir de eventos de chuvas reais ocorridos no ano hidrológico 2017-2018 foram realizadas. Na primeira delas, utilizou-se o evento de chuva ocorrido em 13/03/2018, que teve precipitação total de 14,73 mm. A chuva iniciou no intervalo entre 11h05 e 11h10 e a vazão de pico, de 1,01 m³/s, foi atingida às 11h40 (Figura 95).

Os ajustes realizados nos parâmetros do modelo HEC-HMS foram:

- *Loss Rate*: redução do valor de Número da Curva (CN) das sub-bacias em 1,3 %;

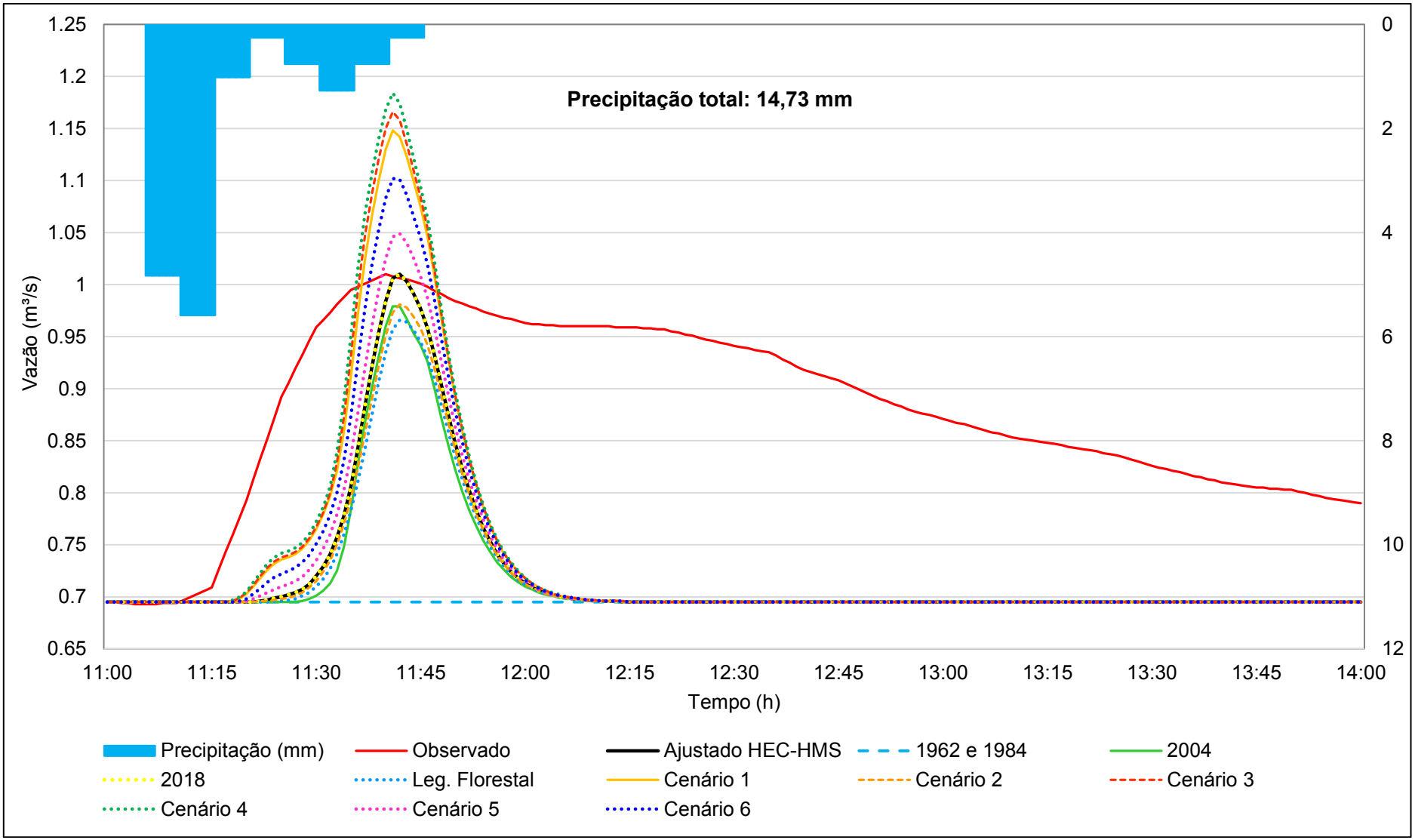
- *Transform method*: redução no valor do tempo de retardo (*lag time*) das sub-bacias em 93 %, de modo a aproximar o tempo de pico simulado do observado. Antes da realização deste ajuste, a vazão de pico simulada foi atingida às 12h04;

- *Routing*: os coeficientes K e X foram ajustados em 0,11h e 0, respectivamente, e o número de "*subreaches*" (sub-segmentos) dos canais foi definido como 2;

- *Baseflow method*: adotou-se o modelo "*Bounded recession*", tipo inicial *"Discharge"*. A vazão inicial das sub-bacias foi definida em 0,01 m³/s, com exceção das sub-bacias W1030, W1070 e W1080, localizadas no baixo curso dos ribeirões São Domingos e Mandaçaia (0,12 m³/s), e da sub-bacia W1100, ao fim da qual está localizado o exutório da bacia (0,155 m³/s). A constante de recessão, que descreve a taxa na qual o fluxo de base recua no período compreendido entre dois eventos chuvosos, foi definida em 1, e a vazão limite do fluxo de base para o mês de março, em 0,69271 m³/s, equivalente à vazão observada antes da ocorrência da chuva.

A Figura 119 apresenta o hietograma e os hidrogramas observado e simulado do evento de chuva de 13/03/2018, assim como os hidrogramas das simulações hidrológicas dos demais anos e cenários analisados nesta pesquisa, obtidos a partir dos parâmetros ajustados na calibração.

Figura 119. Comparação entre os hidrogramas observado, ajustado e simulado para os anos passados e cenários futuros (evento de chuva de 13/03/2018)



A vazão de pico foi ajustada em 1,01 m³/s, e o tempo de pico se aproximou do Tp real em dois minutos, tendo ocorrido na simulação hidrológica às 11h42. Embora os hidrogramas da Figura 119 tenham sido limitados até as 14h para permitir melhor visualização das curvas, a simulação foi encerrada às 20h, e somente neste intervalo de tempo a vazão se aproximou da condição anterior à chuva, tendo sido registrado 0,696 m³/s. No hidrograma ajustado, no entanto, esta condição foi atingida às 12h14. Como o hidrograma simulado se aproximou do observado apenas durante a vazão e tempo de pico, o volume total do escoamento superficial simulado foi 22.823 m³, sendo o volume total observado de 25.515 m³. O coeficiente de Nash-Suttclife calculado pelo modelo foi de -0,728, evidenciando a baixa eficiência do modelo na simulação deste evento de chuva.

Apenas as bacias W1080 e W1100, ambas urbanizadas, adjacentes e conectadas entre si pela rede de drenagem e próximas ao exutório da bacia, produziram escoamento superficial. Quanto ao escoamento nos canais, o volume produzido pela soma das vazões mínimas iniciais dos segmentos de drenagem definidas no método *Baseflow* se acumulou nos canais de drenagem até a confluência das duas sub-bacias principais, dos Ribeirões São Domingos e Mandaçaia. A partir da confluência, na entrada da sub-bacia W1080, os canais de drenagem passaram a receber o escoamento superficial produzido nesta e na sub-bacia W1100. A maioria das sub-bacias, situadas em áreas não urbanizadas, não produziu escoamento superficial porque os índices pluviométricos acumulados foram inferiores à sua abstração inicial, que é função de CN médio da sub-bacia. Assim, toda a água pluvial infiltrou no solo e não foi transformada em precipitação efetiva.

As simulações hidrológicas nas condições de uso da terra de anos anteriores e dos cenários futuros com os parâmetros ajustados para o evento de chuva de 13/03/2018 apresentaram distorções lógicas relacionadas às características de uso da terra e ao seu potencial de geração de escoamento superficial. O cenário 1, por exemplo, de crescimento urbano de 23,2 % e das áreas industriais de 103,86 %, produziu mais escoamento que o cenário 2, nos quais o aumento das áreas urbanas e industriais ocorreu em dobro das taxas observadas no cenário 1. As condições de uso da terra dos anos 1962 e 1984 não produziram escoamento superficial. Nesses períodos, o sítio urbano de Santa Cruz do Rio Pardo ocupava menor área, mas os usos da terra rurais eram diferentes dos atuais, com menor utilização de técnicas de conservação do solo que faz os valores de CN aumentarem. Porém, o índice

pluviométrico total não superou a capacidade de infiltração inicial de nenhuma sub-bacia, definida em função dos seus Números da Curva médios. Também, o cenário futuro 5, que consiste no aumento das áreas reflorestadas com vegetação arbórea e eucalipto, e o cenário 6, caracterizado pelo aumento das pastagens, usos da terra com menor potencial de geração de escoamento superficial em relação às condições atuais, tiveram picos de vazão superiores aos observados no evento de chuva.

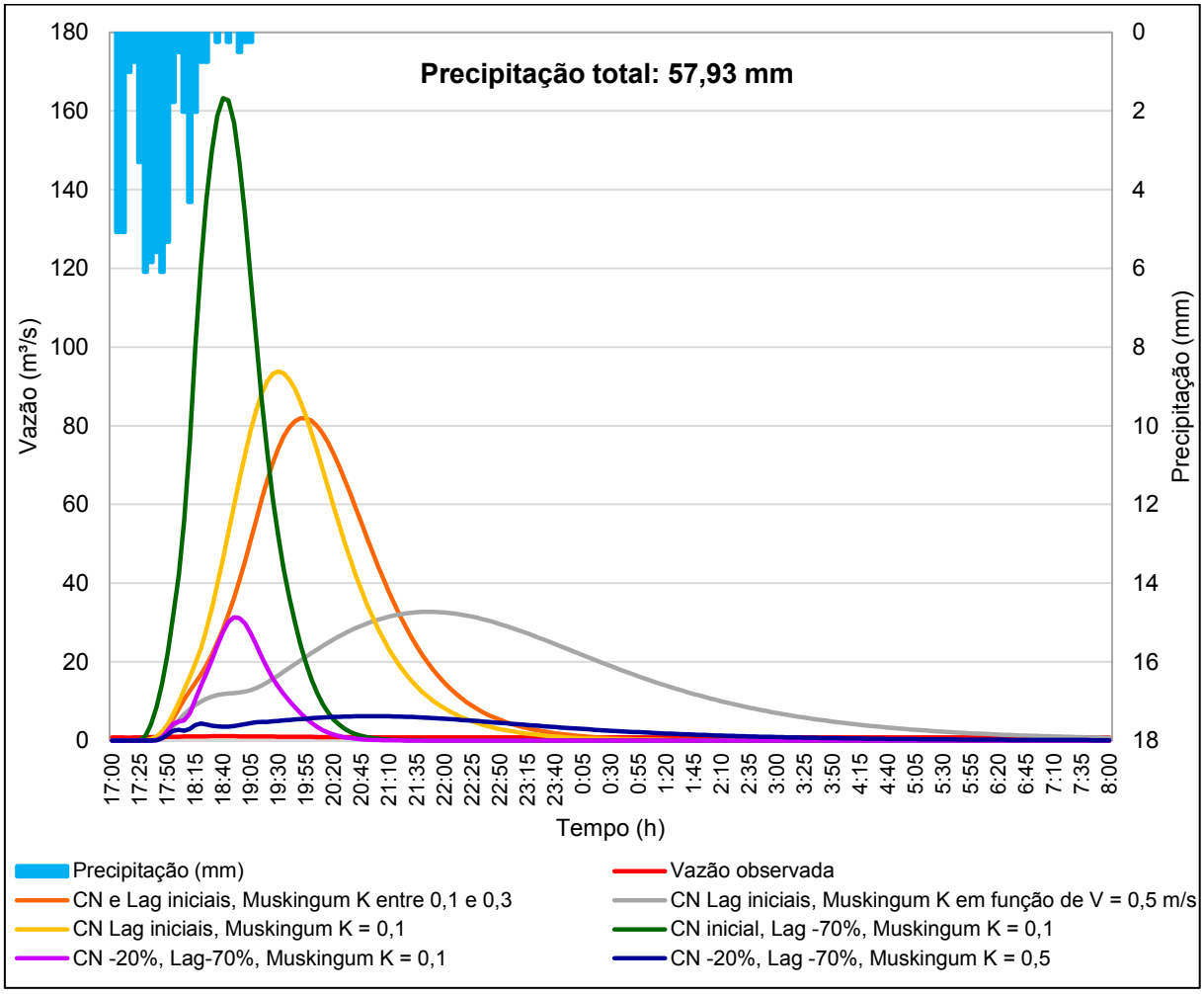
Em todos os cenários simulados, apenas as sub-bacias W1080 e W1100 produziram escoamento, o que explica essas distorções no volume escoado e nas vazões de pico. No cenário futuro 2, por exemplo, o crescimento urbano e industrial fez aumentar o valor médio de CN das sub-bacias W850, W860, W980, W1070 e W1090, localizadas nas bordas da zona urbana. Porém, devido à alocação espacial dos usos não urbanos do modelo Dyna-CLUE, que produziu os mapas dos cenários futuros, os valores CN das duas sub-bacias que geraram escoamento superficial foram maiores no cenário 1 em relação ao cenário 2, o que justifica sua maior vazão de pico. O mesmo comportamento foi observado nos cenários 5 e 6, em que os usos da terra de menor potencial de geração de escoamento estavam localizados nas sub-bacias rurais. Nesses dois cenários, toda a precipitação infiltrou no solo e apenas as duas sub-bacias já citadas produziram escoamento.

No cenário 4, que apresentou os maiores valores médios de CN nas sub-bacias W1080 e W1100, a vazão de pico simulada foi de 1,184 m³/s, enquanto no cenário Legislação Florestal, que produziu o menor volume de escoamento, foi simulada Qp de 0,966 m³/s, uma diferença de 0,218 m³/s.

A segunda calibração do modelo HEC-HMS utilizou o evento de chuva intensa ocorrido em 25/03/2018, no qual o índice pluviométrico de 57,93 mm ocorreu durante 2 horas e 5 minutos, das 17h às 19h05, tendo sido registrados 44,21 mm no intervalo de 50 minutos.

Várias simulações hidrológicas foram realizadas, variando os valores médios de CN e tempo de retardo das sub-bacias, e o coeficiente K de Muskingum dos segmentos de drenagem, em diferentes combinações entre eles. O hietograma e os hidrogramas resultantes são apresentados no gráfico da Figura 120.

Figura 120. Simulações hidrológicas para calibração do modelo HEC-HMS para o evento de chuva ocorrido em 25/03/2018



A Tabela 52 mostra os valores dos parâmetros dos hidrogramas.

A vazão observada no exutório da bacia foi calculada a partir dos níveis da água medidos pelo sensor descrito no item 2.2.5, das áreas das seções transversais e equação do tempo de deslocamento do flutuador em função do nível da água, ajustada a partir de dados medidos em campo com a ferramenta Solver do programa Microsoft Excel. Solucionando esta equação, verificou-se que o tempo de deslocamento do flutuador aumentou com o crescimento do nível da água, sobretudo quando o nível da água do Rio Pardo, no qual o Ribeirão São Domingos deságua 100 metros a jusante do local de medição, estava alto, causando o efeito de remanso, o que reduz a vazão do Ribeirão São Domingos. O represamento das águas do ribeirão, no entanto, não ocorre em situações de nível normal do Rio Pardo.

Tabela 52. Parâmetros dos hidrogramas resultantes das calibrações do modelo HEC-HMS para o evento chuvoso de 25/03/2018

Simulações	**Tp (h)**	**Qp (m³/s)**	**Volume (m³)**
Vazão observada	18:40	1,080	44.367
CN e Lag iniciais, Muskingum K entre 0,1 e 0,3	19:55	81,915	718.775
CN Lag iniciais, Muskingum K em função de V = 0,5 m/s	21:45	32,704	713.583
CN Lag iniciais, Muskingum K = 0,1	19:30	93,831	718.775
CN inicial, Lag -70%, Muskingum K = 0,1	18:40	163,241	718.775
CN -20%, Lag -70%, Muskingum K = 0,1	18:50	31,341	132.603
CN -20%, Lag -70%, Muskingum K em função de V = 0,5 m/s	20:55	6,197	131.922

Durante o evento de chuva de 25/03/2018, o nível da água do Rio Pardo também aumentou, mas não foram realizadas medições de velocidade do Ribeirão São Domingos em razão de o pico do hidrograma ter ocorrido durante a noite e em local de acesso controlado. Portanto, as vazões deste evento chuvoso podem estar subestimadas, dado o aumento do nível da água de 0,72 m para 1,64 m, e a redução da velocidade de escoamento de 0,22 m/s para 0,1 m/s entre as condições anteriores à chuva e o tempo de pico. No entanto, procurou-se calibrar o modelo HEC-HMS para ajustar os hidrogramas simulados ao hidrograma medido, cujo pico de vazão (1,08 m³/s) ocorreu às 18h40.

Nas simulações realizadas, todas as sub-bacias contribuíram, em maior ou menor volume, para o escoamento superficial na bacia. Mantidos os valores reais de CN e tempo de retardo das sub-bacias, e padronizando o coeficiente K de Muskingum entre 0,1 e 0,3 h proporcionais ao comprimento dos segmentos de drenagem, a vazão de pico ocorreu 1h15 minutos após a observada, com magnitude aproximadamente 75 vezes acima do pico de vazão observado. Como o coeficiente K de Muskingum reflete o tempo de escoamento no canal, quando calculado a partir do comprimento dos segmentos de drenagem e da velocidade de 0,5 m/s, a vazão de pico reduziu para aproximadamente 30 vezes a observada, mas ocorreu 3h05 minutos após o tempo de pico observado, já que o escoamento nos canais levou mais tempo para chegar ao exutório. O volume total do escoamento computado apresentou pequena redução em relação à simulação anterior (713.583 e 718.775

m³, respectivamente, sendo o volume observado de 44.367 m³), mas ao final da simulação (8h do dia 26/03/2018) a vazão ainda era de 0,693 m, devendo atingir o valor zero nas horas seguintes.

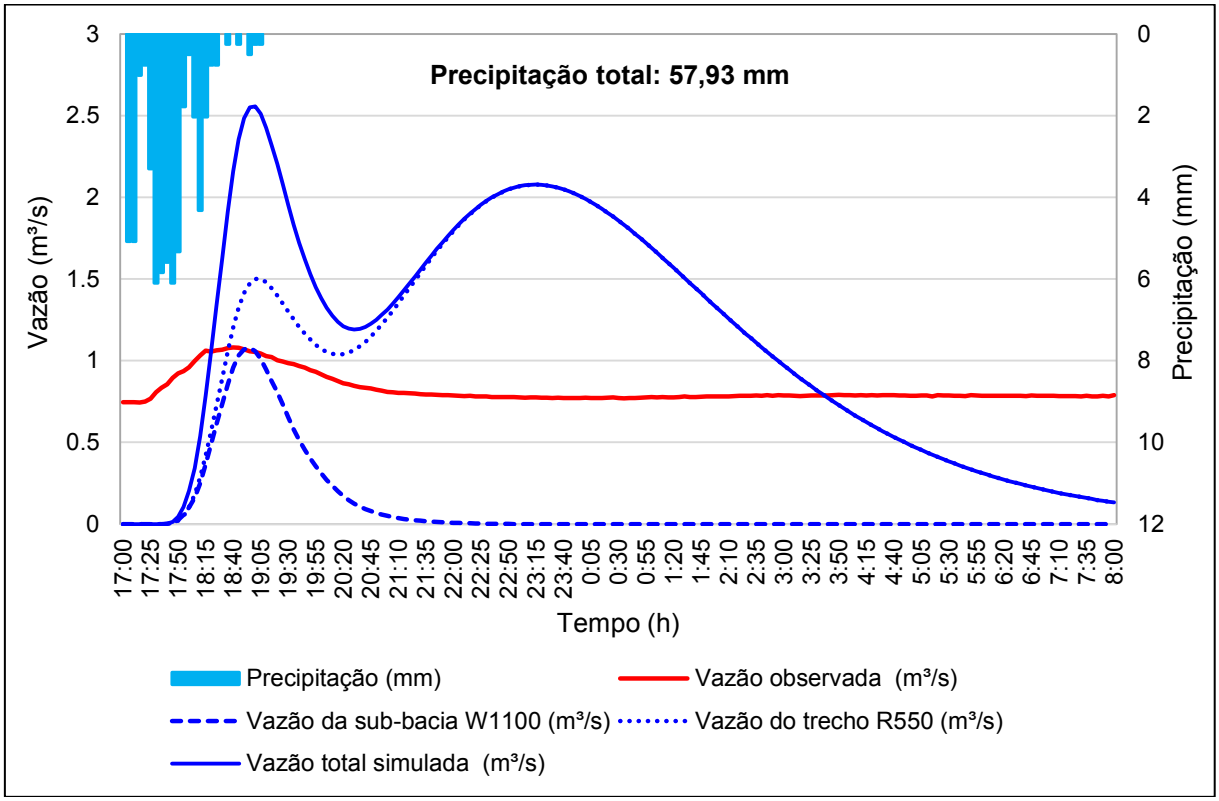
Ao fixar o coeficiente K de Muskingum em 0,1 h em todos os trechos de drenagem, independente de seu tamanho, o volume do escoamento simulado permaneceu similar às simulações anteriores, mas a vazão de pico chegou a aproximadamente 86 vezes a Qp observada, e a mais de 150 vezes quando o tempo de retardo das sub-bacias foi reduzido em 70 %. Nesta última simulação, no entanto, o tempo de pico se igualou ao Tp observado.

Ao reduzir os valores médios de CN das sub-bacias em 20 %, o tempo de retardo em 70 % e fixar os coeficientes K de Muskingum em 0,1 h, houve menor geração de escoamento superficial (132.603 m³, aproximadamente o triplo do volume observado). O tempo de pico, por sua vez, ocorreu 10 minutos após o observado. Mantidas as condições da simulação anterior, e calculados os coeficientes K de Muskingum em função da velocidade (0,5 m/s) e do comprimento dos canais de drenagem, a vazão de pico reduziu para 6,197 m³/s, mas ocorreu 2h15 minutos após o pico observado de vazão. O volume total simulado, no entanto, apresentou pequena redução em relação à condição anterior, de aproximadamente 1 %, mas ao final do período de simulação ainda não havia retornado à condição anterior à chuva na simulação (vazão nula).

As simulações realizadas permitem inferir que o volume do escoamento superficial é controlado pelo Número da Curva das sub-bacias. A vazão de pico e o tempo de pico têm relação direta com o tempo de retardo e com o coeficiente K de Muskingum: quanto menores forem seus valores, maior será a Qp e menor o Tp.

Essas relações podem ser observadas quando se consideram os valores de CN para as condições de solo seco (equação 12). Considerando que a precipitação acumulada dos cinco dias anteriores ao evento de chuva foi de 3,55 mm, e que índices pluviométricos acumulados inferiores a 35 mm durante o período chuvoso (setembro a março) caracterizam a condição de solo seco (BIELENKI JR.; BARBASSA, 2012), o valor de CN das sub-bacias reduziu entre 18,05 % e 37,32 %, e o tempo de retardo, consequentemente, aumentou entre 55,12 % e 71,58 %. Na simulação, calculou-se também o algoritmo K de Muskingum em função do comprimento dos segmentos dos canais de drenagem e da velocidade média de 0,5 m/s. O hidrograma resultante é apresentado na Figura 121.

Figura 121. Hidrograma do evento de chuva ocorrido em 25/03/2018, resultante da simulação em condição de baixa umidade antecedente do solo (AMC-I)



Em condição de baixa umidade antecedente do solo, o hidrograma simulado teve a maior aproximação do hidrograma observado entre todas as simulações realizadas. A vazão de pico, de 2,557 m³/s, ocorreu às 19h, vinte minutos após a ocorrência da Qp observada. Como há incertezas sobre a velocidade de escoamento do Ribeirão São Domingos no local de medição da vazão e, consequentemente, sobre a vazão real ocorrida neste evento de chuva, a diferença em relação à vazão de pico observada pode ter sido menor.

O hidrograma também evidencia duas ondas de cheia, uma delas iniciada aproximadamente 35 minutos após o início da chuva em decorrência do escoamento superficial produzido pela sub-bacia W1100, conectada ao exutório da bacia principal, e do escoamento nos canais de drenagem oriundo das sub-bacias a montante. A segunda onda de cheia iniciou após as 20h25, atingindo o pico às 23h15, com a vazão de 2,078 m³/s, resultante do escoamento nos canais de drenagem provenientes das demais sub-bacias. Esse comportamento do hidrograma está relacionado ao maior tempo de retardo de algumas sub-bacias, combinado com o maior tempo de deslocamento do escoamento dos canais de drenagem segundo o coeficiente K de Muskingum. Esta segunda onda de cheia, no entanto, não foi

observada. Ao reduzir tais coeficientes para o intervalo 0,1 a 0,3, proporcionalmente ao comprimento dos segmentos de drenagem, a vazão de pico foi observada na segunda onda de cheia às 20h45, sendo Qp = 4,654 m³/s, ou seja, aumentando a velocidade de deslocamento da onda de cheia das áreas-fonte ao exutório e distanciando-se das características do hidrograma observado. A recessão do escoamento se completou às 6h50 do dia 26/03/2018, enquanto na simulação anterior a vazão era igual 0,132 m³/s às 8h do mesmo dia, quando a simulação foi encerrada.

Dadas as dificuldades de calibração do modelo HEC-HMS em eventos de chuva de diferentes magnitudes e intensidades, de extrapolação dos parâmetros calibrados para outras condições de uso da terra e de eventos de intensidades e durações diferentes, somado à incerteza na determinação da velocidade de escoamento dos canais de drenagem para cálculo da vazão, e considerando a existência de estruturas que amortecem as vazões ao longo da rede de drenagem, como aproximadamente 54 açudes dos quais não foi possível a determinação da capacidade de armazenamento de água[17] devido à falta de dados batimétricos, as simulações hidrológicas das condições de uso da terra e manejo do solo dos períodos históricos e cenários futuros analisados nesta pesquisa foram realizadas nas seguintes condições padrões: valores de Número da Curva referentes à condição média de umidade antecedente (Tabelas 15 a 17 e 69, do Anexo V), tempos de retardo calculados pela equação 18 na extensão Arc-GeoHMS e coeficientes de Muskingum X = 0, K padronizado entre 0,1 e 0,3 em função do comprimento dos canais de drenagem e um "*subreach*" para todos eles. Calcularam-se também os hidrogramas de projeto da bacia hidrográfica nas condições de uso da terra supracitadas pelo método do hidrograma unitário sintético do SCS (SCS, 1986; STUDART, 2006).

[17] Apenas 4 barramentos possuem ou estão em processo de solicitação de outorga de uso de água para irrigação, aquicultura ou outros usos rurais no Comitê de Bacia Hidrográfica do Médio Paranapanema (dados atualizados em novembro de 2018).

3.5.4 Hidrogramas de projeto da bacia do Ribeirão São Domingos do período histórico e cenários futuros de uso da terra

O hidrograma unitário triangular da bacia do Ribeirão São Domingos elaborado por meio do método do SCS, com duração t_d = 0,75 hora ou 45 minutos, é apresentado na Figura 122. O hidrograma dele derivado pelo método da curva S, com duração de 1 hora, chuva de projeto utilizada nas simulações hidrológicas deste trabalho, consta na Figura 123.

Figura 122. Hidrograma unitário da bacia do Ribeirão São Domingos (t_d = 0,75 hora)

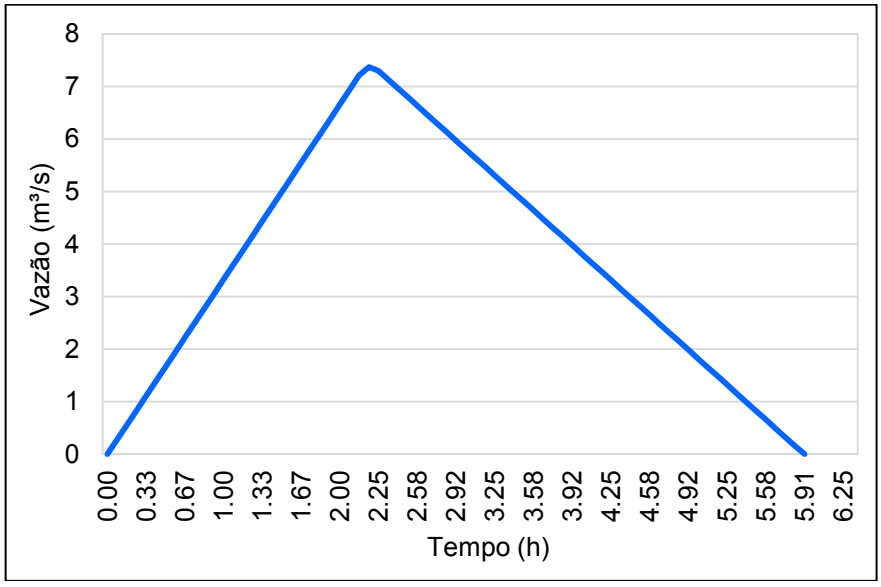
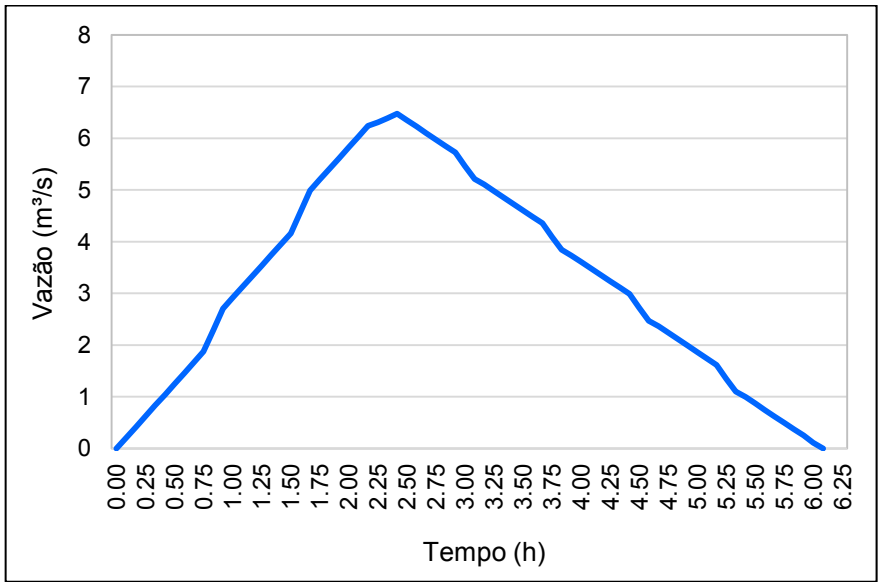


Figura 123. Hidrograma unitário da bacia do Ribeirão São Domingos (t_d = 1 hora)



Os parâmetros de ambos os hidrogramas unitários constam da Tabela 53. Observa-se na referida Tabela que a vazão de pico do hidrograma de 1 hora de duração reduziu e os tempos de pico e de base aumentaram se comparado ao hidrograma de 45 minutos de duração. O aumento da duração reduz a intensidade das chuvas de igual volume, diminui a vazão de pico e aumenta o tempo decorrido do início da precipitação até a vazão máxima.

Tabela 53. Parâmetros dos hidrogramas unitários das chuvas de duração td = 0,75 h e 1 h e da bacia hidrográfica

Parâmetro	**Duração: 0,75 h**	**Duração: 1 h**
Tempo de concentração (tc)	183,96 min / 3h03min	183,96 min / 3h03min
Tempo de pico (tp)	132,88 min / 2h13min	145 min / 2h25min
Tempo de base (tb)	5,91 h / 5h55min	6,08 h / 6h5min
Precipitação (hidrograma unitário)	1 mm	1 mm
Área da bacia (A)	78,443 km²	78,443 km²
Vazão de pico (Qp)	7,370 m³/s	6,473 m³/s

A partir do hietograma unitário da chuva de td = 1 hora (Figura 123) e dos dados dos hietogramas de projeto, elaborados pelo método dos blocos alternados com base nas intensidades pluviométricas determinadas pela equação IDF (Tabela 51), foram obtidas as precipitações efetivas dos diferentes períodos de retorno, ou seja, as chuvas responsáveis pela geração de escoamento superficial. Os dados de precipitação efetiva e vazão de pico dos hidrogramas em função dos períodos de retorno, assim como os valores médios de Número da Curva da bacia hidrográfica dos diferentes cenários, infiltração potencial máxima (S) e abstração inicial (Ia) do método do SCS, são apresentados na Tabela 54. Quanto menor for o valor do Número da Curva, maiores serão a infiltração potencial máxima e a abstração inicial, que representa 20 % do valor de S. Consequentemente, menor será a precipitação efetiva, ou seja, o escoamento superficial produzido pelos eventos de chuva.

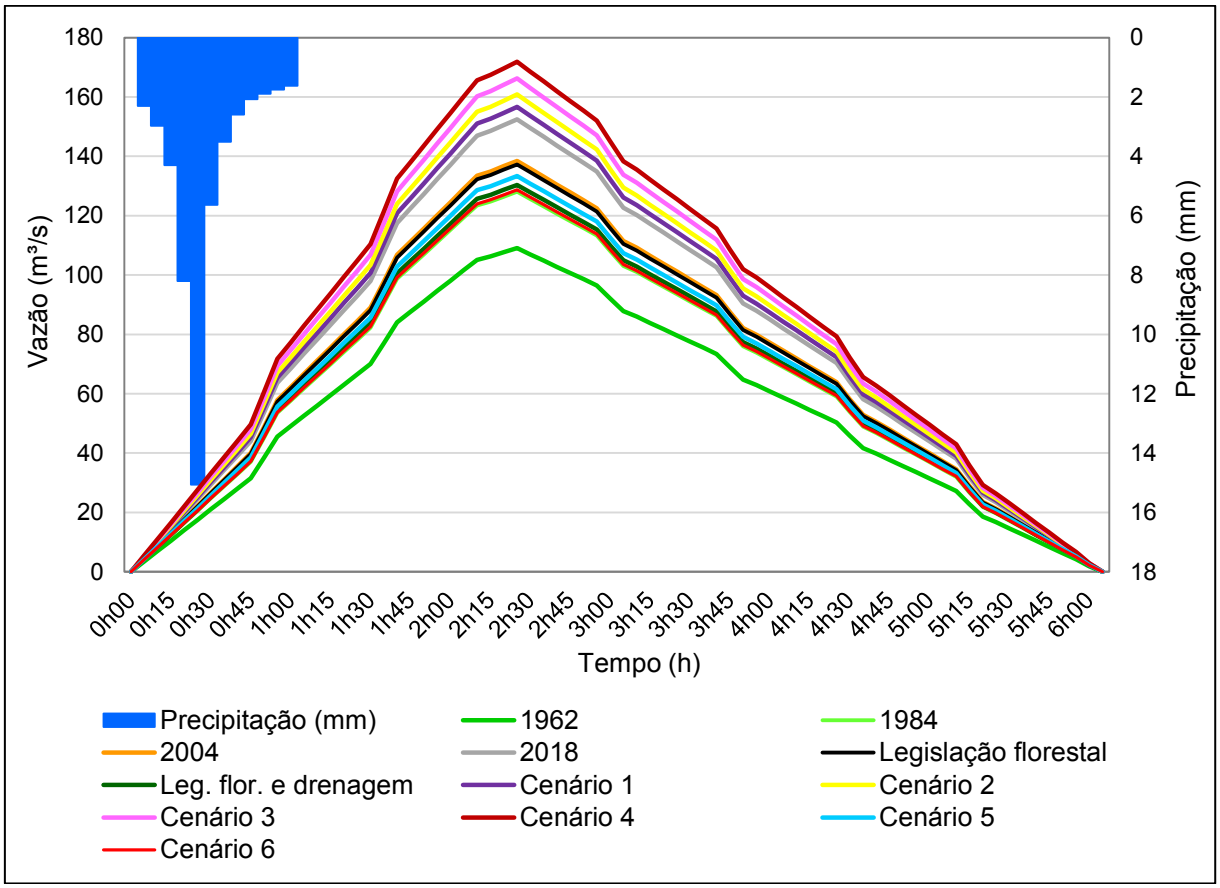
Tabela 54. Parâmetros das precipitações e dos hidrogramas de projeto da bacia do Ribeirão São Domingos (método do SCS) em diferentes períodos de retorno, períodos históricos e cenários futuros de uso da terra

Período de retorno (T_R)				**10 anos**		**25 anos**		**50 anos**		**100 anos**		**200 anos**	
Precipitação (mm)				**51,9**		**60,71**		**68,36**		**79,97**		**86,67**	
Ano/ Cenário	**CN médio**	**S (mm)**	**Ia (mm)**	**Pef (mm)**	**Qp (m³/s)**	**Pef (mm)**	**Qp (m³/s)**	**Pef (mm)**	**Qp (m³/s)**	**Pef (mm)**	**Qp (m³/s)**	**Pef (mm)**	**Qp (m³/s)**
1962	59,17	175,26	35,05	16,85	109,07	25,66	166,10	33,31	215,62	41,92	271,36	51,62	334,15
1984	61,26	160,60	32,12	19,78	128,05	28,59	185,08	36,24	234,60	44,85	290,34	54,55	353,13
2004	62,48	152,55	30,51	21,39	138,47	30,20	195,50	37,85	245,02	46,46	300,76	56,16	363,55
2018	64,18	141,75	28,35	23,55	152,45	32,36	209,48	40,01	259,00	48,62	314,74	58,32	377,53
LF	62,33	153,48	30,70	21,20	137,26	30,01	194,29	37,66	243,81	46,27	299,55	55,97	362,34
LFDU	61,53	158,80	31,76	20,14	130,38	28,95	187,41	36,60	236,93	45,21	292,67	54,91	355,46
Cenário 1	64,72	138,49	27,70	24,20	156,67	33,01	213,70	40,66	263,22	49,27	318,96	58,97	381,75
Cenário 2	65,25	135,27	27,05	24,85	160,84	33,66	217,87	41,31	267,39	49,92	323,13	59,62	385,92
Cenário 3	65,96	131,10	26,22	25,68	166,24	34,49	223,27	42,14	272,79	50,75	328,53	60,45	391,32
Cenário 4	66,71	126,76	25,35	26,55	171,85	35,36	228,88	43,01	278,41	51,62	334,14	61,32	396,94
Cenário 5	61,88	156,47	31,29	20,61	133,39	29,42	190,42	37,07	239,94	45,68	295,68	55,38	358,47
Cenário 6	61,34	160,12	32,02	19,88	128,67	28,69	185,70	36,34	235,22	44,95	290,96	54,65	353,75

CN médio: Número da Curva médio da bacia hidrográfica; S: infiltração potencial máxima; Ia: infiltração (ou abstração) inicial; Pef: precipitação efetiva; Qp: vazão de pico; LF: adequação do uso da terra rural à legislação ambiental brasileira; LFDU: adequação do uso da terra rural à legislação florestal brasileira e do uso urbano à drenagem moderna (paradigma da reservação).

A título de exemplo, os hidrogramas relativos aos usos da terra decorrentes do evento de chuva de 51,9 mm e período de retorno de 10 anos, produzidos pelo método do hidrograma unitário do SCS, são comparados na Figura 124.

Figura 124. Hietograma e hidrogramas do episódio de chuva de 51,9 mm (T_R = 10 anos) dos períodos históricos e cenários futuros de uso da terra



Os diferentes valores de precipitação efetiva (Pef) e de vazão de pico (Qp) apresentados na Tabela 54 são determinados pelos Números da Curva (CN) médios da bacia hidrográfica, consequências das condições passadas e dos cenários futuros de uso da terra, manejo do solo e das práticas de controle da erosão nas áreas agrícolas e de drenagem urbana implementadas.

No decorrer do período histórico analisado, de 1962 a 2018, observou-se o aumento do escoamento superficial na área de estudo, provocado pelo crescimento urbano/industrial e aumento da impermeabilização do solo nesses espaços; pela redução da cobertura por vegetação arbórea densa, esparsa, de áreas úmidas e campestre; e pela substituição da cultura do café por cultivos semiperenes e anuais como a cana-de-açúcar, soja e milho, principalmente. As pastagens, que produzem

escoamento superficial intermediário entre a vegetação arbórea densa e as culturas perenes e anuais, e se assemelham em potencial de escoamento às vegetações de áreas úmidas e esparsas no caso das pastagens conservadas, tiveram aumento de área em 1984 e 2004, e retrocederam em 2018 ao tamanho da área ocupada em 1962.

Em relação aos cenários futuros 1 a 6, houve aumento do valor médio de Número da Curva e, consequentemente, do volume de escoamento superficial e da vazão de pico comparado ao ano 2018 nos cenários 1 a 4, e redução de CN e das vazões total e de pico nos cenários 5 e 6. Os cenários futuros 1 e 2 são caracterizados pelo crescimento da zona urbana e das áreas industriais em diferentes taxas, com redução da área ocupada pelas culturas agrícolas e pastagens e manutenção das áreas de vegetação arbórea e de áreas úmidas, conforme Tabela 67 do Anexo II. O aumento do valor de CN médio, de 0,8 % no cenário 1 e 1,6 % no cenário 2, foi provocado pelo crescimento das áreas urbanas e industriais.

Nos cenários futuros 3 e 4, o aumento do escoamento superficial decorreu do crescimento da área ocupada pelas culturas de cana-de-açúcar, milho e soja, as quais substituíram principalmente as pastagens conservadas, que produzem menor volume de escoamento superficial. Embora a adoção de práticas de conservação do solo nas áreas agrícolas tenha aumentado em ambos os cenários, como mostra a Tabela 35, e promovido a redução dos valores de CN apresentados na Tabela 69 (Anexo V), esses índices são superiores aos das pastagens, produzindo maior escoamento superficial. No cenário 4, o crescimento urbano e industrial nas taxas observadas no cenário futuro 1 provocou o aumento ainda maior da vazão no exutório da bacia hidrográfica. O Número da Curva médio aumentou 2,8 % e 2,9 % nos cenários 3 e 4 em relação ao ano 2018, respectivamente. A diferença de vazão de pico entre o cenário 4 e o ano 1962, períodos de maior e menor geração de escoamento superficial, respectivamente, foi de 57,17 m³/s, o que implica a necessidade de regulação do uso da terra, pois se as tendências de uso agrícola e de crescimento urbano/industrial observadas nas últimas décadas se repetirem no cenário futuro de 10 anos, as inundações urbanas em Santa Cruz do Rio Pardo serão intensificadas.

Os cenários futuros 5 e 6 produziram volume de escoamento superficial compatível com os valores observados no ano 1984. O aumento das florestas de eucalipto em dezenove vezes e a duplicação das áreas de vegetação arbórea no

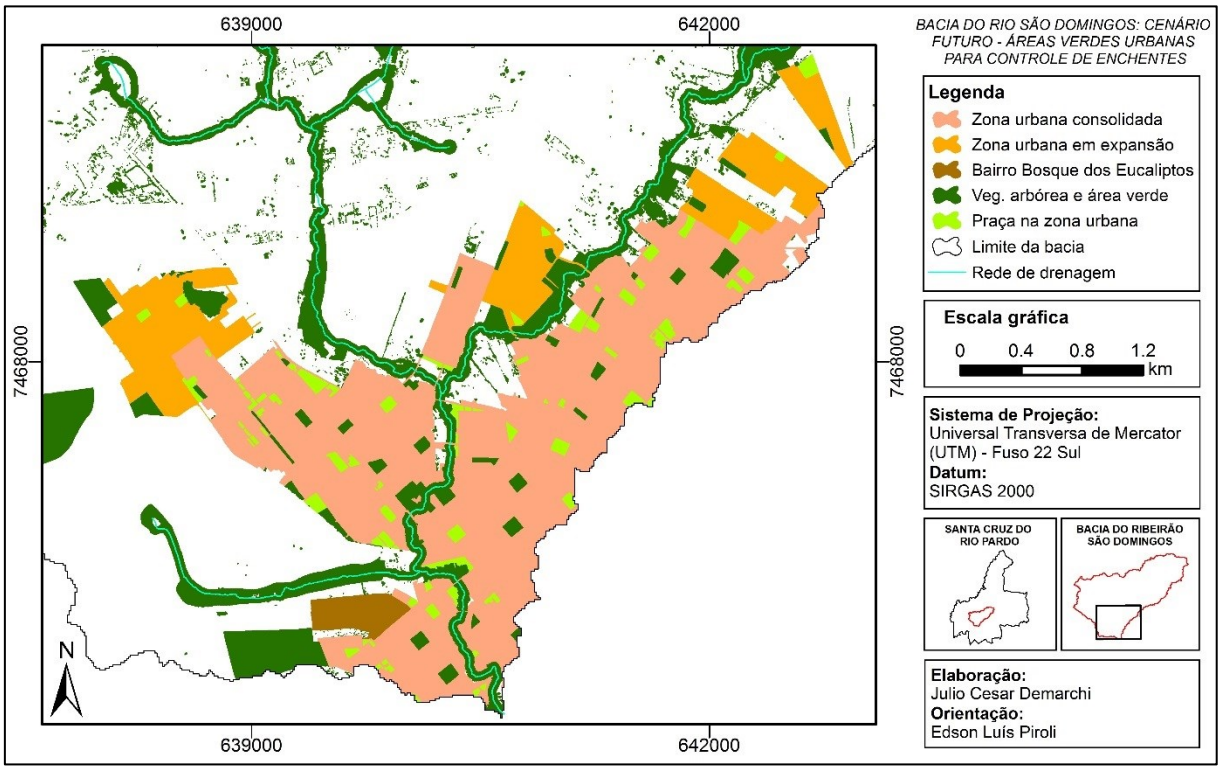
cenário 5, assim como a duplicação das pastagens no cenário 6, somado à ausência de crescimento urbano e industrial e à redução da área ocupada pelas demais culturas agrícolas, promoveu a redução dos valores médios de CN em 3,6 % e 4,4 %, respectivamente, em relação ao ano-base 2018. A redução da vazão de pico foi ainda maior, de 12,5 % e 15,6 %, no evento de chuva simulada de período de retorno de 10 anos. Tal diminuição do pico de vazão, entretanto, foi menor nos períodos de retorno maiores, chegando a 5 % e 6,3 % em relação à Qp do ano 2018 no evento de chuva com período de retorno de 200 anos. Nesses dois cenários futuros, o uso agrícola da terra promove maior regulação do ciclo hidrológico em relação aos cenários discutidos anteriormente e aos anos 2004 e 2018.

No cenário de adequação das Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reservas Legais (RL) à legislação florestal brasileira atual, o CN médio da bacia hidrográfica reduziu para 62,33 se comparado ao CN de 2018, de 64,18, valor superior aos cenários futuros 5 e 6, por exemplo. Isso decorreu do fato de que, com exceção das APP nas faixas marginais dos rios e nascentes e das RL alocadas nas propriedades rurais de área superior a 4 módulos fiscais, os demais usos da terra e manejos do solo foram os mesmos existentes no ano 2018. Os hidrogramas de projeto apontam, entretanto, menores valores de vazão máxima neste cenário em relação aos anos 2004, 2018 e aos cenários 1 a 4. Espera-se, entretanto, que em um modelo hidrológico espacialmente distribuído, a influência da conservação das APP e RL seja maior na redução do escoamento superficial e amortecimento das cheias, dada a localização preferencial das RL nos interflúvios e divisores de água, que favorecem a infiltração da água pluvial e reduzem o escoamento superficial nas vertentes, e das APP nas faixas marginais aos cursos d'água.

No cenário LFDU, foram realizadas intervenções hipotéticas na porção da zona urbana do município de Santa Cruz do Rio Pardo inserida na bacia do Ribeirão São Domingos, para atender ao paradigma da drenagem urbana moderna de reservação do escoamento superficial, conforme metodologia proposta no item 2.3.6.1. Os valores CN das áreas urbanas e industriais utilizados nesse cenário constam na Tabela 18, e os valores relativos à vegetação arbórea e praças urbanas integram a Tabela 69 (Anexo V). Essas intervenções são apresentadas na Figura 125, que complementa o cenário de adequação do uso da terra rural à legislação florestal brasileira e de uso de práticas conservacionistas apropriadas para a redução do escoamento superficial e dos processos erosivos (Figura 51), discutido

anteriormente. Ademais, todas as faixas marginais aos Ribeirões São Domingos e Mandaçaia na zona urbana foram ocupadas com vegetação arbórea no raio de 30 metros, inclusive as de ocupação urbana consolidada.

Figura 125. Cenário hipotético: aumento das áreas verdes urbanas para controle das enchentes



Neste cenário, como a redução no Número da Curva ocorreu apenas no perímetro urbano e nas áreas industriais, o valor CN médio diminuiu 1,3 % em relação ao cenário Legislação Florestal e 4,1 % em relação ao ano 2018. Consequentemente, houve diminuição no valor da precipitação efetiva, das ordenadas do hidrograma e da vazão de pico em relação a esses cenários. A presença de praças e áreas verdes urbanas, da vegetação arbórea em todas as APP e a redução dos coeficientes de escoamento na área urbana e industrial em 10 % graças às medidas que favorecem a infiltração e a reservação da água pluvial, entretanto, fazem o escoamento superficial nessas áreas reduzir e chegar aos Ribeirões São Domingos e Mandaçaia com menor velocidade.

Como a área da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos é de 78,443 km², o uso de um único valor médio de Número da Curva no cômputo dos hidrogramas pelo método do hidrograma unitário do SCS não considera a

variabilidade da produção do escoamento superficial na bacia por usos da terra de comportamento hidrológico distinto. Como exemplo, bacias de urbanização consolidada em metade de sua área e ocupadas por vegetação arbórea densa na outra metade, com solos de grupo hidrológico A e índices CN de 26 e 80, respectivamente, terão valor CN médio igual a 53. Outra bacia agrícola, com um terço da área ocupada por pastagens terraceadas de alta densidade de cobertura do solo (CN = 36), um terço de lavoura de cana-de-açúcar cultivada em nível e terraceada (CN = 61), e o terço restante ocupado por soja com plantio em nível (CN = 55), com solos do grupo hidrológico A, terá CN médio de 50,7.

Na primeira bacia, a diferença entre o maior e o menor índice CN de escoamento superficial é de 54, enquanto na segunda bacia é de 25. Porém, os valores médios de CN usados no cálculo do hidrograma de projeto são semelhantes, o que para o modelo do hidrograma unitário do SCS terá o mesmo comportamento hidrológico por ser do tipo concentrado. Cabe destacar também que nas áreas urbanizadas a infiltração potencial máxima (S) da água pluvial é menor, a velocidade do escoamento superficial nas áreas impermeáveis aumenta e a vazão de pico, potencializada, é atingida em menor tempo que nas áreas agrícolas. Se as áreas urbanizadas estiverem localizadas nas proximidades do exutório da bacia, a atenuação do escoamento superficial será ainda menor.

Os hidrogramas de projeto produzidos pelo método do hidrograma unitário do SCS também apresentam a desvantagem de possuírem um único tempo de pico (tp), pois derivam da multiplicação da precipitação efetiva pelas ordenadas do hidrograma unitário. A precipitação efetiva, por sua vez, deriva do valor médio de CN da bacia hidrográfica, desconsiderando a variabilidade de coeficientes de escoamento superficial existentes na bacia. Assim, bacias hidrográficas urbanas e de solo impermeabilizado terão maior vazão de pico, mas mesmo tempo de pico de vazão que bacias essencialmente agrícolas e produtoras de menor volume de escoamento superficial. Esta é uma desvantagem do método do hidrograma unitário do SCS em relação aos modelos espacialmente distribuídos, ou a aqueles distribuídos por sub-bacias, como o modelo hidrológico HEC-HMS, que computam o escoamento superficial produzido nas sub-bacias e o seu escoamento pelos canais de drenagem que as conectam. Assim, o hidrograma pode apresentar diferentes formas e mais de uma vazão de pico, com diversas estruturas temporais de acordo

com o roteamento do escoamento nas sub-bacias e canais de drenagem da bacia hidrográfica.

Os hidrogramas de projeto aqui elaborados, no entanto, podem ser utilizados em conjunto com a vazão máxima ou vazão de pico no dimensionamento de obras hidráulicas de drenagem urbana, de controle de enchentes, de vertedouros de barragens, definição de perímetros de irrigação, entre outras finalidades que requerem o conhecimento da vazão em eventos hidrológicos de diferentes magnitudes e períodos de retorno para a minimização dos riscos de rompimento e o pleno atendimento do objetivo para o qual foram construídos.

3.5.5 Simulações de escoamento superficial em eventos de chuvas intensas do período histórico e cenários futuros de uso da terra com o modelo HEC-HMS

O modelo utilizado nesta pesquisa para o cômputo das perdas de água por infiltração e abstração inicial, e do volume do escoamento superficial produzido em cada evento de chuva foi o do SCS – Número da Curva. Este modelo é denominado semi-distribuído, ou seja, o volume do escoamento superficial em função do tempo é calculado para cada sub-bacia, delimitada a partir dos aspectos altimétricos e morfológicos do relevo e interligada às outras sub-bacias pelos canais de drenagem. Na bacia do Ribeirão São Domingos foram delineadas 22 sub-bacias.

Os valores médios de Número da Curva derivados das condições de uso da terra, manejo do solo e do grupo hidrológico dos solos das sub-bacias pertencentes à bacia do Ribeirão São Domingos na série histórica 1962, 1984, 2004 e 2018 e nos cenários futuros utilizados nas simulações hidrológicas pelo modelo HEC-HMS são apresentados na Figura 126.

Figura 126. Número da Curva (CN) médio das sub-bacias dos anos passados e cenários futuros de uso da terra (Continua)

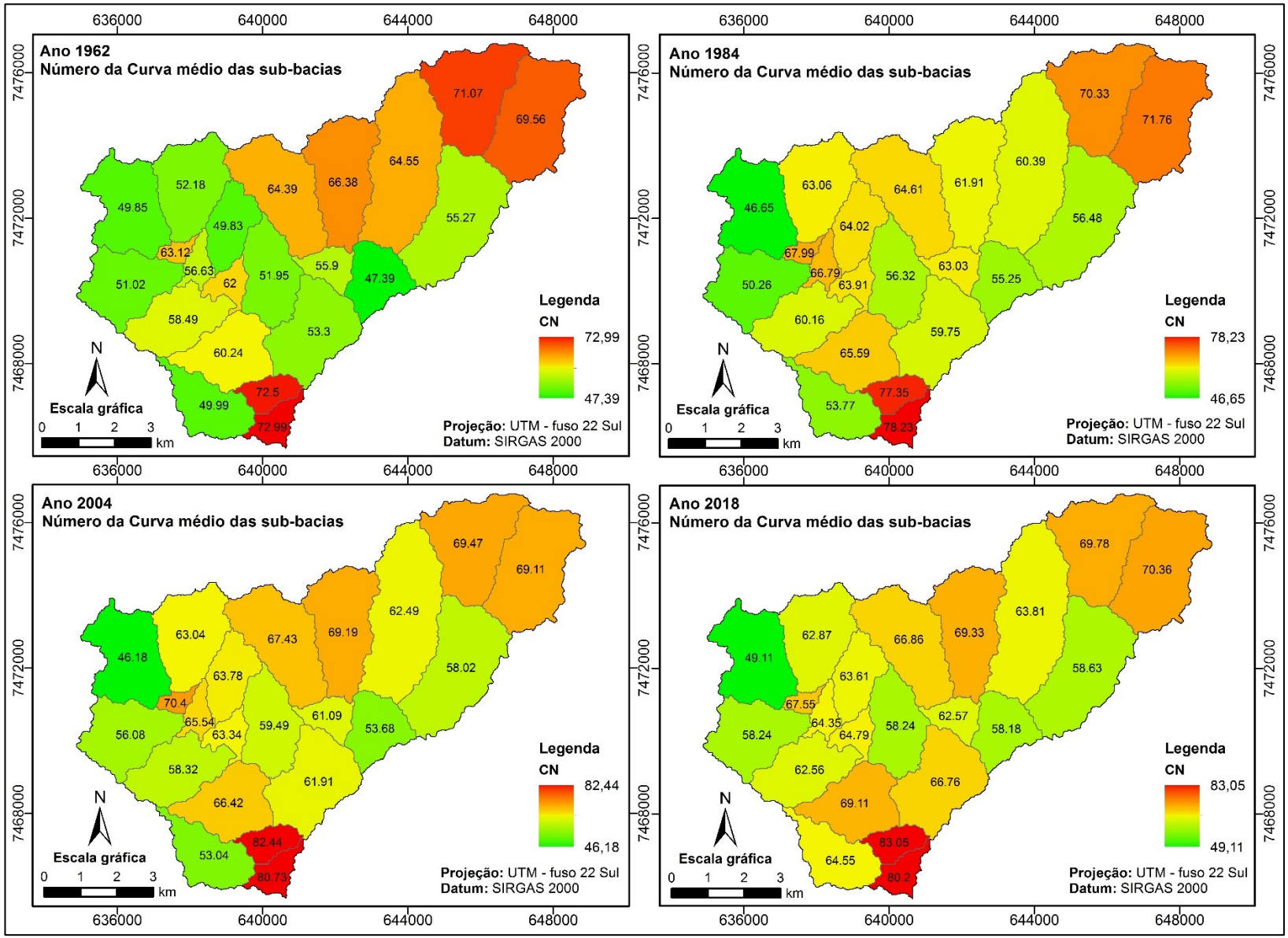


Figura 126. Número da Curva (CN) médio das sub-bacias dos anos passados e cenários futuros de uso da terra (Continuação)

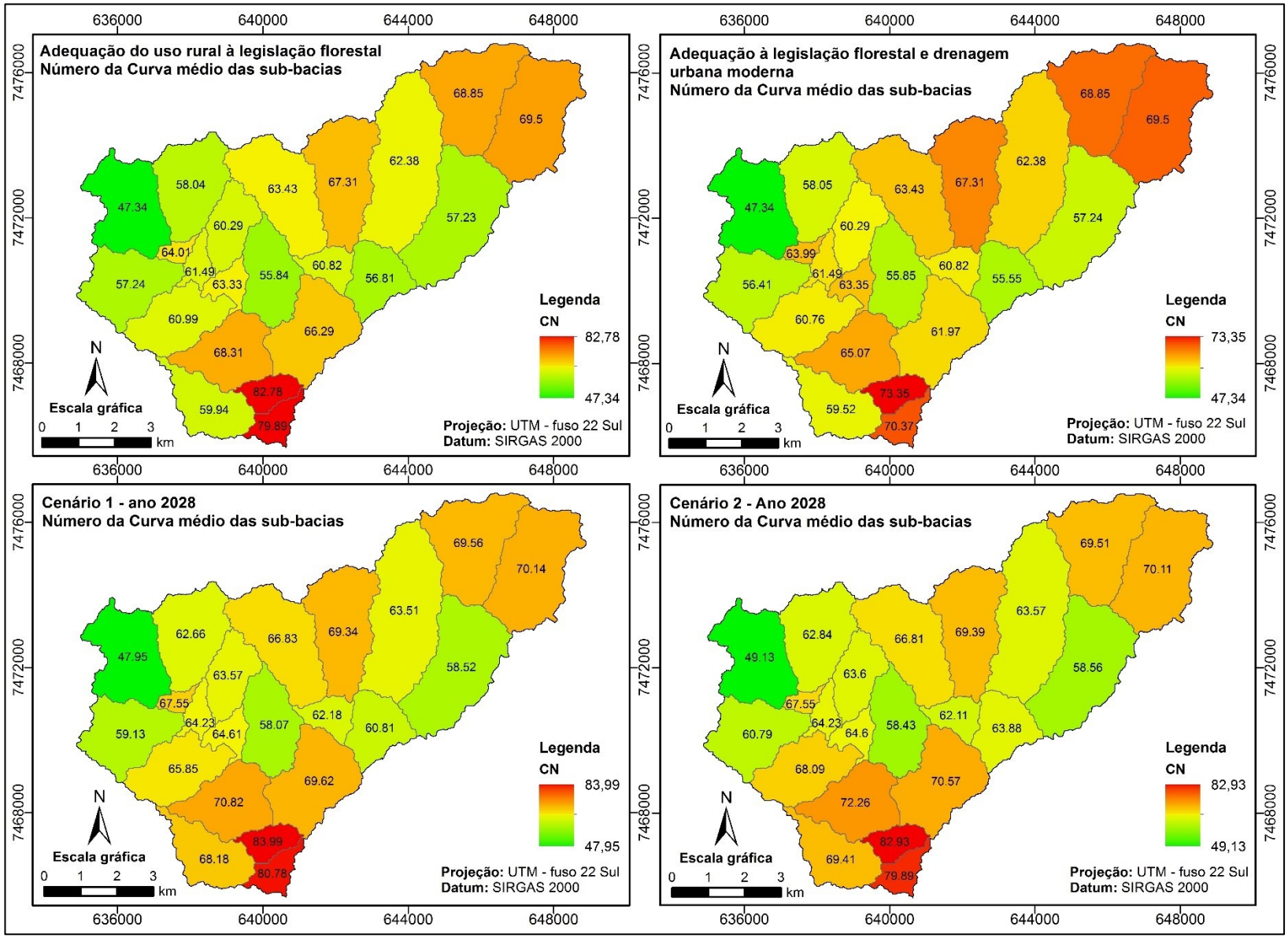
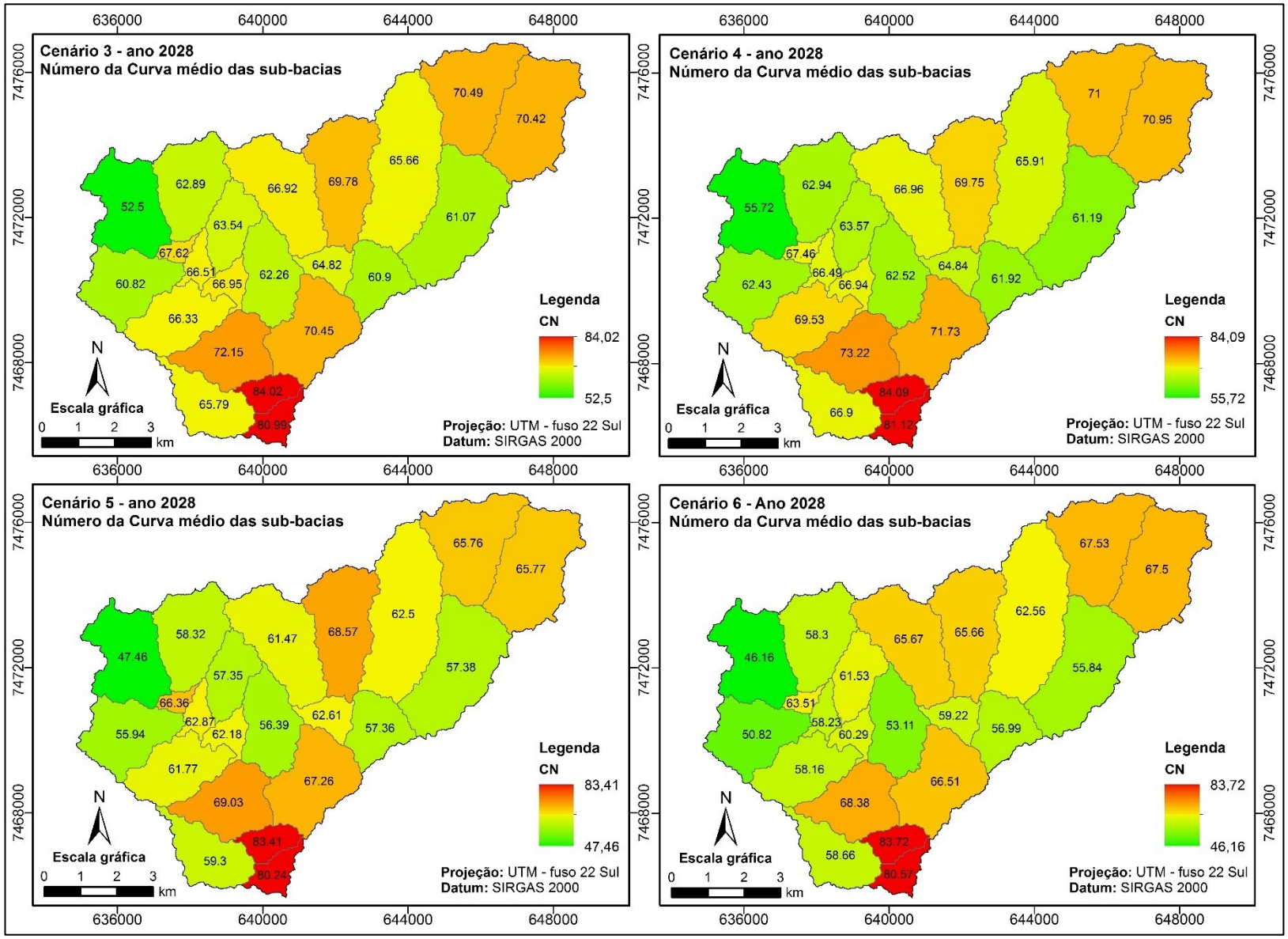
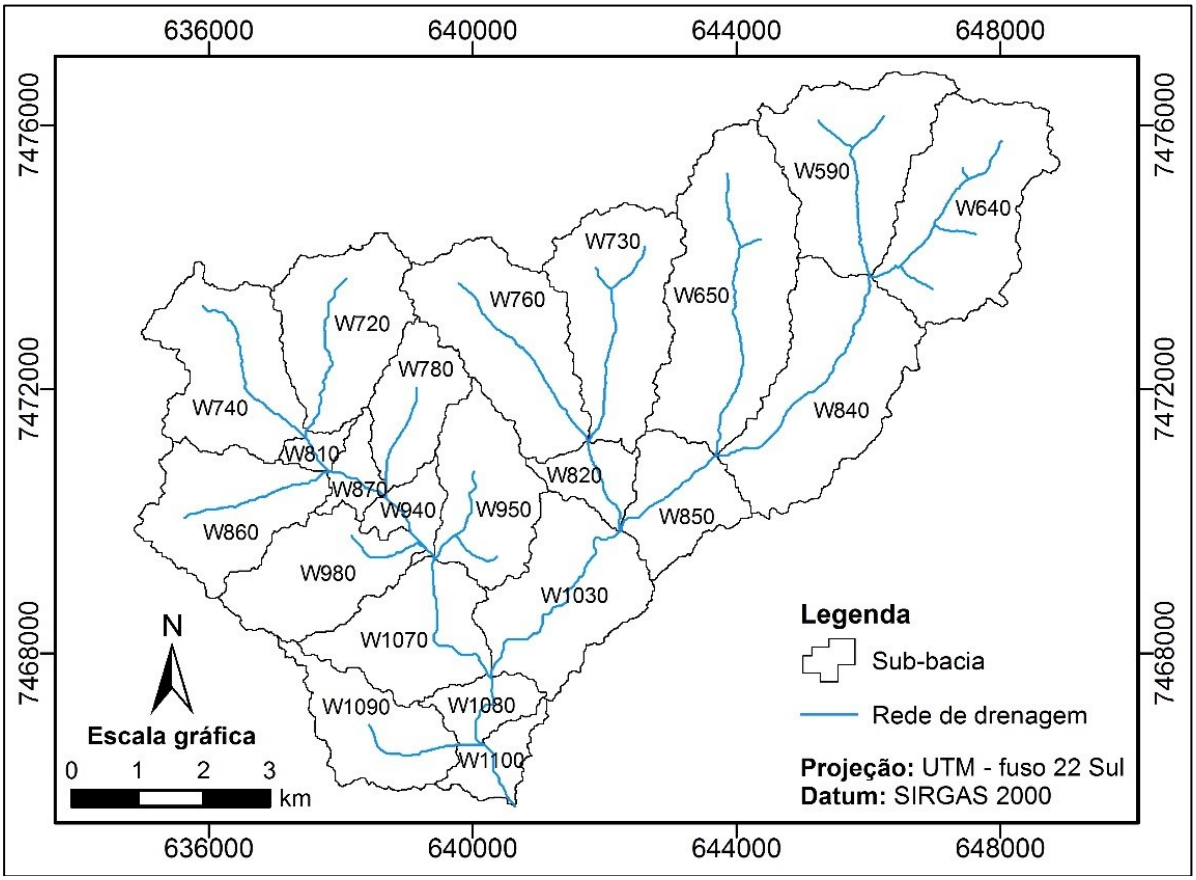


Figura 126. Número da Curva (CN) médio das sub-bacias dos anos passados e cenários futuros de uso da terra (Conclusão)



As sub-bacias da área de estudo (Figura 127) foram delineadas pela extensão ArcHydro do SIG ArcGIS 10.3.1 e definidas como a área de contribuição de cada canal de 1ª ordem, ou do trecho de rio delimitado por duas confluências. No entanto, como na rede de drenagem extraída pela referida ferramenta havia rios inexistentes, sobretudo canais de 1ª ordem, estes foram posteriormente excluídos, e suas sub-bacias foram unidas às sub-bacias das quais constituem área de contribuição. Algumas sub-bacias relativas a canais pequenos de 1ª ordem, de comprimento inferior a 1 km, também foram agregadas às bacias maiores, como se pode observar na porção nordeste da bacia do Ribeirão São Domingos. Este procedimento foi realizado na extensão HEC-GeoHMS de forma a preservar as informações sobre as conexões entre os canais de drenagem e as relações entre estes e as sub-bacias.

Figura 127. Identificação das sub-bacias da bacia do Ribeirão São Domingos



Os tempos de retardo (t_{lag}) das sub-bacias dos cenários de uso da terra analisados, calculados pela equação 18 em função dos valores médios de CN, declividade e comprimento do talvegue (*longest flow path*, gerado pela ferramenta ArcHydro), são apresentados na Tabela 55.

Tabela 55. Tempo de retardo (t_{lag}) das sub-bacias nos diferentes cenários de uso da terra (valores expressos em minutos)

Sub-bacia	1962	1984	2004	2018	Leg. Florestal	Leg. Florestal e drenagem	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6
W590	71,05	72,50	74,19	73,58	75,43	75,43	74,02	74,11	72,18	71,18	81,85	78,12
W640	71,66	67,49	72,53	70,12	71,78	71,77	70,53	70,61	70,00	69,01	79,22	75,69
W650	105,58	117,47	111,33	107,62	111,66	111,66	108,46	108,30	102,58	101,93	111,31	111,15
W720	108,92	82,69	82,73	83,09	93,94	93,92	83,54	83,15	83,07	82,95	93,28	93,33
W730	81,85	91,88	75,98	75,70	79,87	79,87	75,68	75,58	74,77	74,84	77,25	83,41
W740	117,79	127,85	129,41	120,02	125,60	125,61	123,64	119,95	110,12	101,53	125,21	129,49
W760	88,00	87,49	81,28	82,50	90,19	90,20	82,56	82,61	82,37	82,29	94,83	85,11
W780	101,26	70,67	71,11	71,42	77,74	77,73	71,48	71,43	71,55	71,49	83,73	75,32
W810	32,27	28,43	26,65	28,76	31,55	31,56	28,76	28,76	28,70	28,83	29,68	31,96
W820	64,72	54,01	56,75	54,65	57,16	57,15	55,21	55,30	51,58	51,55	54,59	59,52
W840	121,28	117,62	113,15	111,43	115,44	115,41	111,74	111,61	104,73	104,41	115,00	119,54
W850	91,34	74,80	77,84	69,48	71,93	74,25	65,00	60,09	64,85	63,19	70,93	71,60
W860	105,37	107,41	92,72	87,82	90,05	91,96	85,86	82,31	82,27	78,95	93,06	105,90
W870	56,89	43,87	45,33	46,74	50,30	50,30	46,89	46,90	44,19	44,21	48,56	54,65
W940	48,13	45,83	46,50	44,80	46,52	46,49	45,00	45,02	42,34	42,35	47,91	50,28
W950	110,83	99,25	91,62	94,56	100,47	100,44	94,96	94,11	85,38	84,81	99,09	107,63
W980	99,58	95,46	100,02	89,80	93,45	94,00	82,48	77,76	81,44	74,82	91,61	100,41
W1030	111,67	94,88	89,83	79,23	80,21	89,67	73,43	71,57	71,78	69,33	78,20	79,75
W1070	89,68	78,16	76,49	71,23	72,77	79,24	68,01	65,37	65,57	63,65	71,37	72,64
W1080	32,19	28,01	23,89	23,41	23,62	31,44	22,68	23,50	22,66	22,60	23,13	22,89
W1090	121,23	110,16	112,21	83,79	94,27	95,29	76,18	73,72	81,13	78,80	95,80	97,37
W1100	39,40	33,84	31,32	31,85	32,16	42,34	31,27	32,15	31,07	30,94	31,81	31,48

Dadas as dificuldades de calibração dos valores dos algoritmos X e Y de Muskingum de roteamento de fluxo nos canais na modelagem hidrológica dos eventos reais de chuvas, e a consequente impossibilidade de extrapolação dos mesmos para a simulação de eventos de chuvas de períodos de retorno maiores, foram utilizados valores de modo a não atenuar a velocidade do fluxo. O valor do algoritmo X adotado foi zero, pois índices maiores produziram fluxos negativos de escoamento superficial em algumas sub-bacias. Para os algoritmos Y, definiram-se valores proporcionais ao comprimento dos trechos de drenagem, dispostos no intervalo de 0,1 a 0,3 horas, sendo atribuído o valor mais alto ao trecho de maior comprimento. Valores maiores de Y foram testados e produziram menores vazões de pico Qp e maiores tempos de pico Tp. O número de "*subreaches*" (sub-trechos) padrão do modelo foi mantido em 1 (um) em todos os segmentos de drenagem. Quanto maior seu valor, menor é a atenuação do escoamento (SCHARFFENBERG, 2016). Quando testados valores mais altos, a Qp no exutório da bacia foi mais elevada, e o Tp aumentou em um minuto por unidade de *"subreach*" acrescida, até o limite de três sub-trechos, em todas as simulações.

As Tabelas 56 a 60 apresentam os parâmetros vazão de pico (Qp), tempo de pico (Tp) e volume total de escoamento superficial (V) referentes aos períodos históricos e cenários futuros analisados, com chuvas de 1 hora de duração, conforme o período de retorno.

Tabela 56. Parâmetros dos hidrogramas simulados em diferentes cenários (T_R = 10 anos)

Ano/Cenário	Qp m³/s	Tp h	V m³
1962	20,422	2:54	187.704
1984	24,273	2:48	231.811
2004	27,510	2:48	268.677
2018	32,887	2:42	313.310
Cenário 1	35,367	2:37	338.080
Cenário 2	37,731	2:34	354.837
Cenário 3	39,532	2:37	372.306
Cenário 4	42,926	2:34	399.436
Cenário 5	22,434	2:43	239.476
Cenário 6	22,570	2:47	236.457
Legislação florestal	25,451	2:46	256.197
Leg. florestal e drenagem	23,688	2:50	218.274

Tabela 57. Parâmetros dos hidrogramas simulados em diferentes cenários (T_R = 25 anos)

Ano/Cenário	Qp m³/s	Tp h	V m³
1962	36,099	2:53	334.686
1984	42,907	2:47	406.108
2004	48,116	2:46	459.586
2018	56,106	2:41	525.951
Cenário 1	59,359	2:37	558.694
Cenário 2	62,572	2:34	582.607
Cenário 3	65,609	2:36	609.321
Cenário 4	70,323	2:34	646.913
Cenário 5	40,754	2:43	420.903
Cenário 6	40,617	2:46	412.022
Legislação florestal	45,196	2:45	444.062
Leg. florestal e drenagem	42,807	2:49	394.499

Tabela 58. Parâmetros dos hidrogramas simulados em diferentes cenários (T_R = 50 anos)

Ano/Cenário	Qp m³/s	Tp h	V m³
1962	53,433	2:53	498.765
1984	62,877	2:47	593.871
2004	69,940	2:46	661.593
2018	80,297	2:41	747.709
Cenário 1	84,164	2:36	787.079
Cenário 2	88,119	2:33	817.349
Cenário 3	92,377	2:36	852.174
Cenário 4	98,272	2:34	898.769
Cenário 5	60,457	2:43	615.321
Cenário 6	60,022	2:45	600.634
Legislação florestal	66,212	2:44	643.992
Leg. florestal e drenagem	63,316	2:48	584.588

Tabela 59. Parâmetros dos hidrogramas simulados em diferentes cenários (T_R = 100 anos)

Ano/Cenário	Qp m³/s	Tp h	V m³
1962	76,637	2:52	719.353
1984	89,083	2:46	841.199
2004	98,349	2:45	924.814
2018	111,433	2:40	1.033.098
Cenário 1	115,918	2:36	1.079.704
Cenário 2	120,701	2:33	1.117.051
Cenário 3	126,459	2:35	1.160.995
Cenário 4	133,707	2:33	1.217.544
Cenário 5	86,353	2:43	870.276
Cenário 6	85,543	2:45	848.870
Legislação Florestal	93,657	2:44	905.041
Leg. florestal e drenagem	90,229	2:47	834.923

Tabela 60. Parâmetros dos hidrogramas simulados em diferentes cenários (T_R = 200 anos)

Ano/Cenário	Qp m³/s	Tp h	V m³
1962	106,921	2:52	1.008.159
1984	122,772	2:46	1.159.964
2004	134,626	2:44	1.261.170
2018	150,813	2:39	1.394.134
Cenário 1	155,917	2:36	1.448.566
Cenário 2	161,618	2:33	1.493.723
Cenário 3	169,206	2:35	1.547.842
Cenário 4	177,986	2:33	1.615.304
Cenário 5	119,678	2:43	1.197.723
Cenário 6	118,410	2:44	1.168.605
Legislação florestal	128,789	2:43	1.239.164
Leg. florestal e drenagem	124,817	2:47	1.157.477

Os hietogramas de projeto utilizados nas simulações hidrológicas pelo modelo HEC-HMS nos diferentes períodos de retorno, períodos históricos e cenários futuros, e os hidrogramas resultantes são comparados nas Figuras 128 a 132.

Figura 128. Hietograma de projeto e hidrogramas simulados de eventos de chuva de 51,9 mm, duração de 1 hora e período de retorno de 10 anos

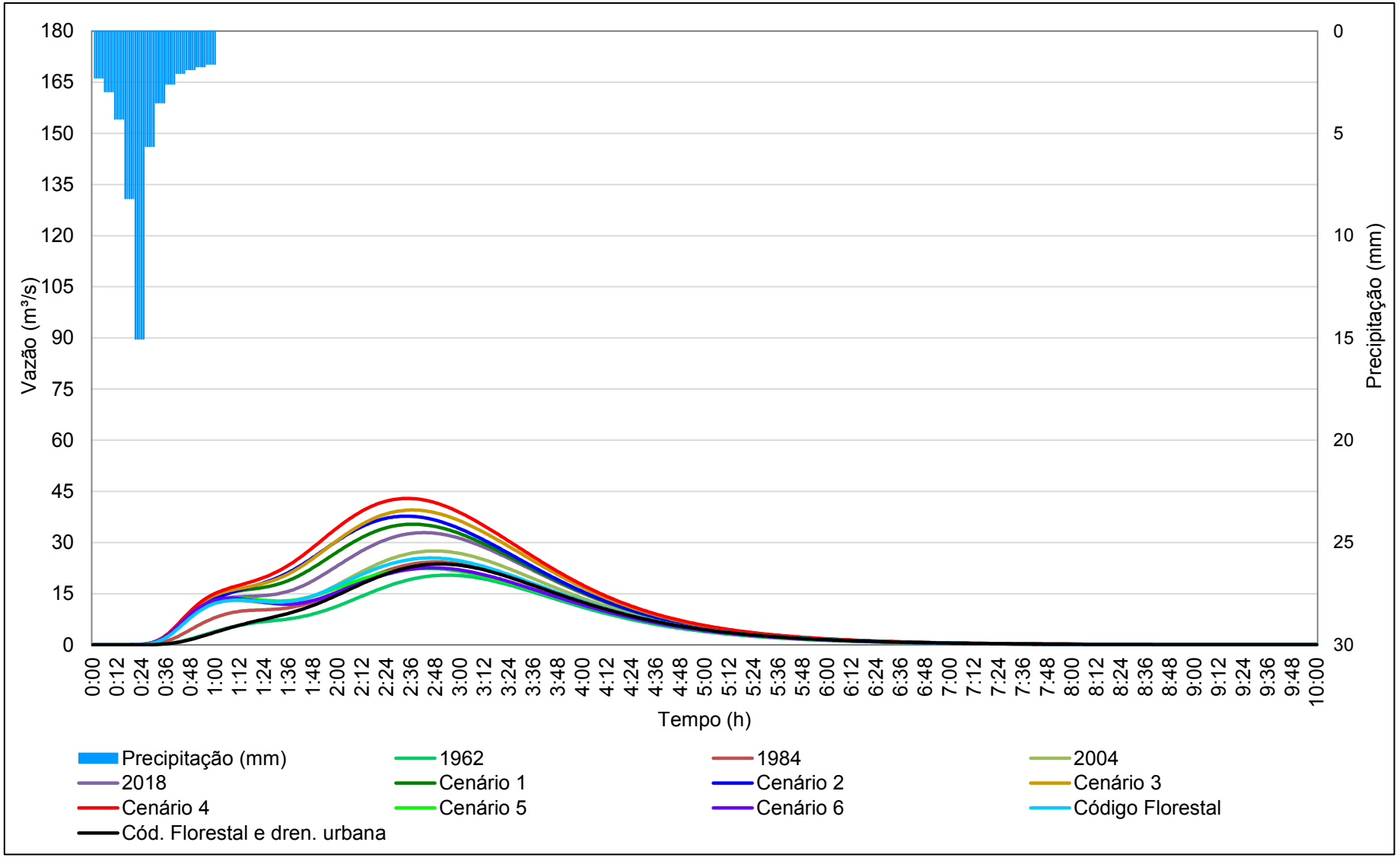


Figura 129. Hietograma de projeto e hidrogramas simulados de eventos de chuva de 60,71 mm, duração de 1 hora e período de retorno de 25 anos

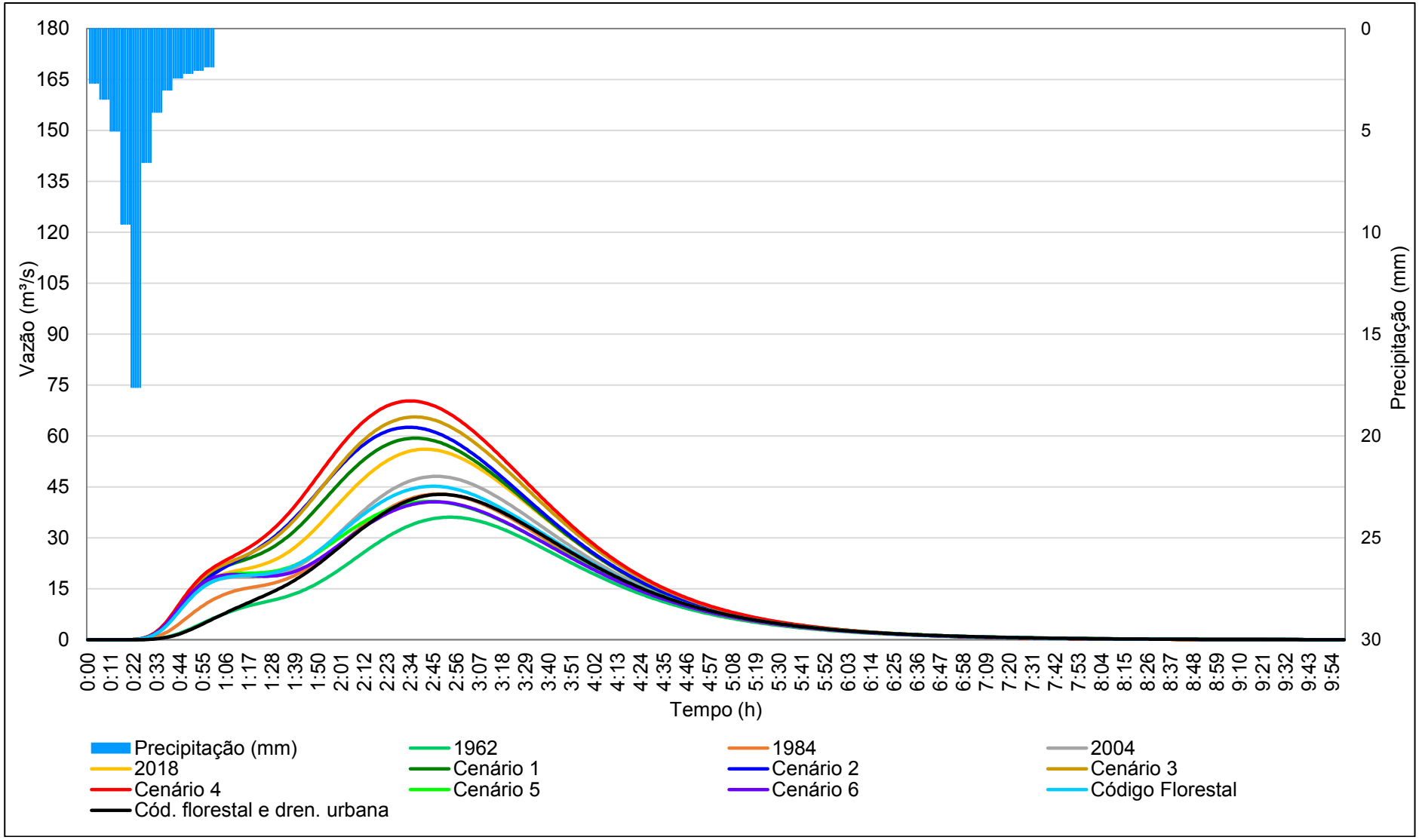


Figura 130. Hietograma de projeto e hidrogramas simulados de eventos de chuva de 68,36 mm, duração de 1 hora e período de retorno de 50 anos

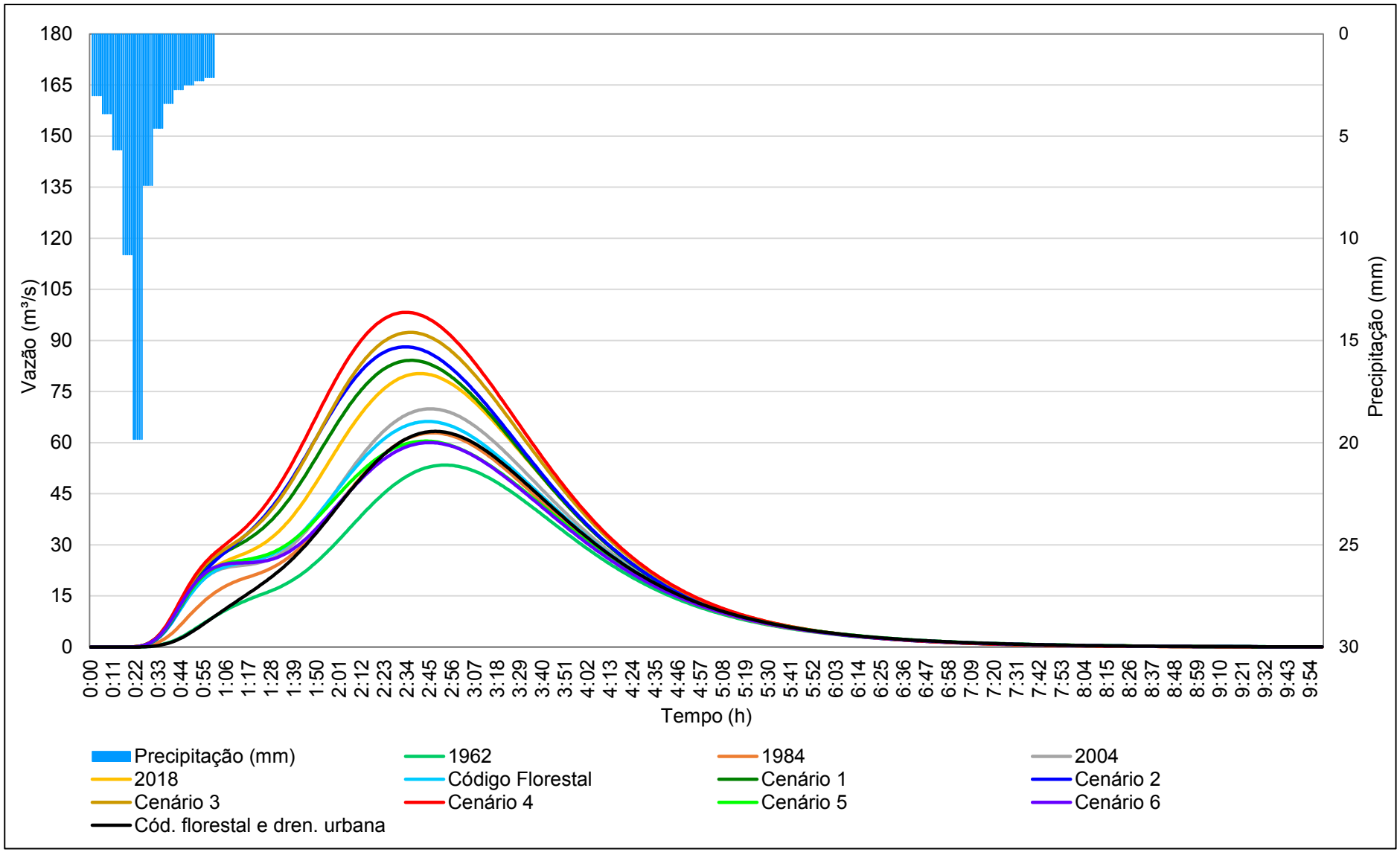


Figura 131. Hietograma de projeto e hidrogramas simulados de eventos de chuva de 76,97 mm, duração de 1 hora e período de retorno de 100 anos

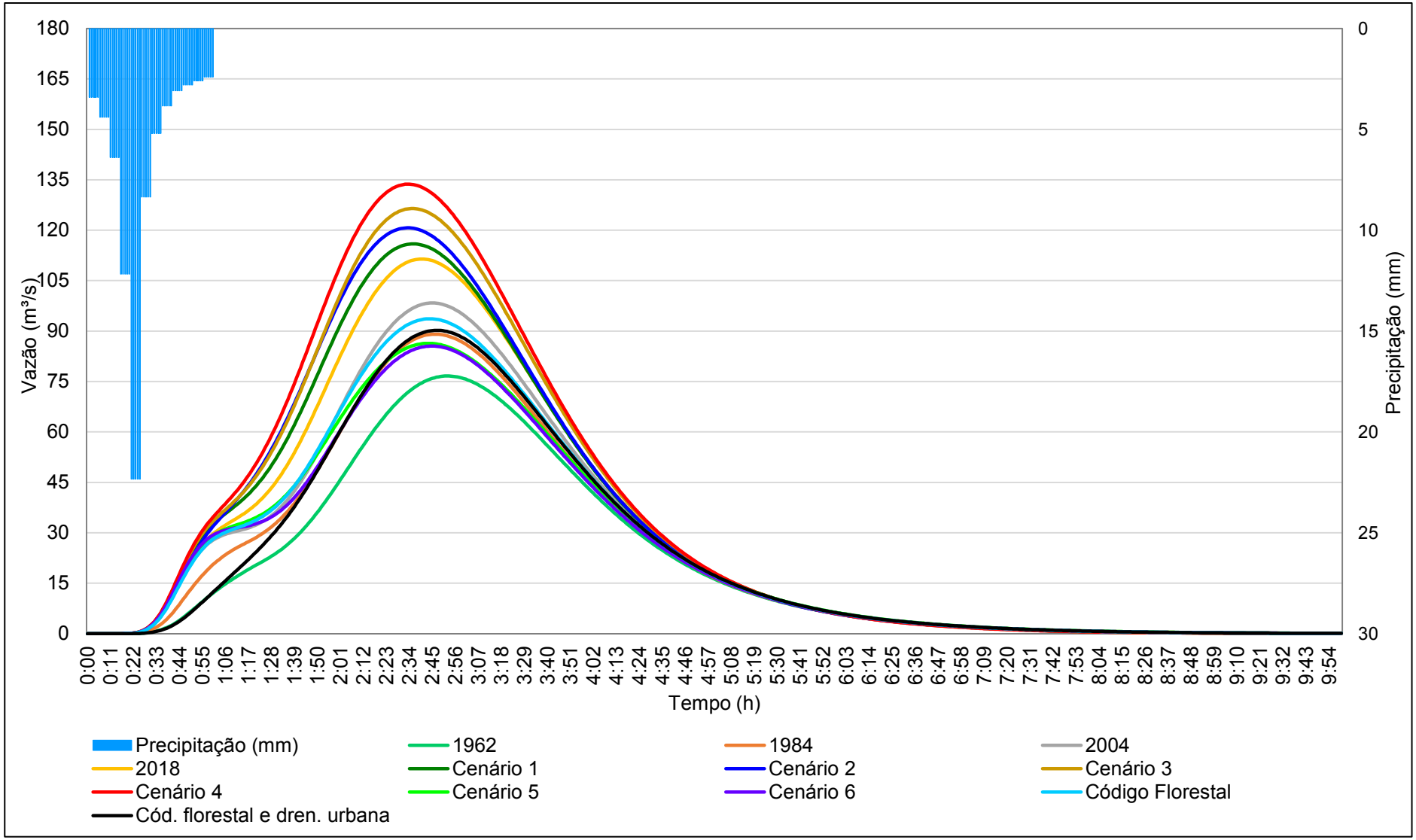
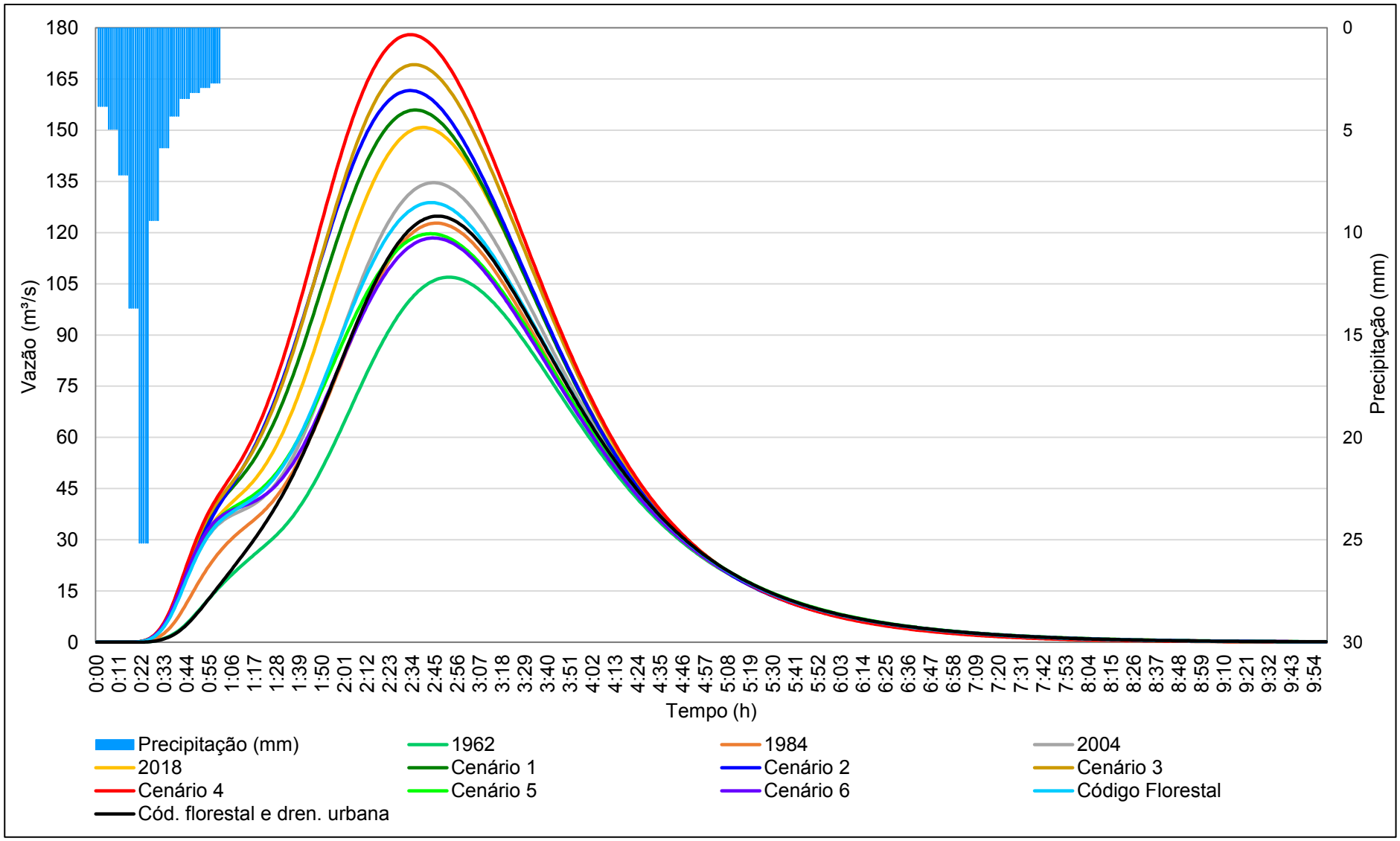


Figura 132. Hietograma de projeto e hidrogramas simulados de eventos de chuva de 86,67 mm, duração de 1 hora e período de retorno de 200 anos



Em todos os eventos de chuva simulados nos diferentes períodos de retorno, o volume total do escoamento superficial produzido em até 10 horas após o início da chuva foi maior nos cenários e períodos históricos de maior ocupação urbana, industrial e com culturas agrícolas anuais e semiperenes, e menor nos cenários e datas passadas de menor urbanização, maior cobertura florestal e por pastagem. O volume de escoamento superficial pode ser enumerado em ordem decrescente, a partir dos dados das Tabelas 56 a 60, da seguinte forma: cenários futuros 4, 3, 2 e 1, ano 2018, ano 2014, cenário Legislação florestal, cenários futuros 5 e 6, ano 1984, cenário Legislação florestal e drenagem urbana moderna e ano 1962. Ao final de 10 horas, porém, os hidrogramas de todos os eventos chuvosos e períodos de retorno ainda não haviam completado a recessão, assumindo valores de vazão maiores que zero.

A vazão de pico (Qp) seguiu a ordem decrescente apresentada pelo volume do escoamento superficial, com exceção de alguns cenários e anos passados, cuja ordem decrescente foi: cenário Legislação florestal e drenagem urbana moderna, ano 1984 e cenários futuros 5 e 6.

Os hidrogramas dos períodos históricos analisados na pesquisa mostram o aumento do escoamento superficial de 1962 a 2018, resultado das mudanças no uso da terra na bacia hidrográfica, com destaque para o aumento da urbanização no baixo curso dos Ribeirões São Domingos e Mandaçaia, mas também em função das mudanças na ocupação das terras agrícolas e florestais.

De acordo com a Tabela 22, as porcentagens de área ocupadas pela zona urbana consolidada e em expansão em relação à superfície total da bacia hidrográfica foram, nos anos 1962, 1984, 2004 e 2018, de 2,85 %, 3,84 %, 5,57 % e 7,38 %. As áreas industriais, inexistentes nos dois primeiros períodos analisados, ocupavam 0,36 % e 0,90 % da área da bacia hidrográfica, respectivamente, em 2004 e 2018. Já as áreas com vegetação arbórea densa, esparsa e de áreas úmidas somaram 15,2 % em 1962, 6,43 % em 1984, 7,84 % em 2004 e 8,45 % em 2018. Após a redução abrupta das florestas em 1984 em decorrência da consolidação da ocupação agrícola do município, houve recomposição lenta das mesmas nos períodos seguintes devido à intensificação da atuação dos órgãos de defesa do meio ambiente para o cumprimento do disposto no Código Florestal brasileiro, com destaque para a delimitação, cercamento e recuperação das APP e Reservas Legais. A formação campestre, em razão da consolidação da ocupação agrícola,

reduziu sua área de 5,65 % em 1962 para 1,23 % em 1984 e a índices inferiores a 0,25 % nos períodos seguintes.

Em relação às principais culturas agrícolas, o café, principal cultivo do ano 1962 com 33,93 % da área da bacia hidrográfica, cedeu espaço às lavouras de cana-de-açúcar nos anos seguintes, que passaram a representar 26,03 % em 1984, 28,05 % em 2004 e 28,87 % em 2018. A área ocupada pelas pastagens foi de 25,92 % em 1962, 43 % em 1984, 38,28 % em 2004 e 26 % em 2018. As lavouras de milho cresceram gradativamente ao longo do período histórico, de 5,01 % em 1962 a 9,77 % em 2018, e a soja, mapeada pela primeira vez em 2004 com 4,86 %, ocupava 12,79 % da área da bacia hidrográfica em 2018 (Tabela 22).

Esses dados quantitativos têm a finalidade de mostrar que a cultura do café, com exceção das lavouras sem práticas conservacionistas e cultivadas morro abaixo, produzem menos escoamento superficial que as culturas anuais que a substituíram, como a cana-de-açúcar, o milho e a soja, e mais escoamento que as pastagens (Tabela 69, Anexo V), cuja maior ocorrência foi verificada nos anos 1984 e 2004. A evolução temporal da área ocupada pelas lavouras de cana-de-açúcar, milho e soja em conjunto nos quatro períodos históricos analisados foi: 11,27 %, 32 %, 39,45 % e 51,43 % da superfície da área de estudo, confirmando o aumento do potencial de escoamento superficial no decorrer do período estudado.

No evento de chuva de 51,9 mm (T_R = 10 anos), as sub-bacias que produziram maior volume de escoamento superficial em 1962 foram as sub-bacias urbanas W1100 e W1080, e as sub-bacias W590 e W640, ocupadas por café, pastagem, mandioca, milho, campestre e, curiosamente, por fragmentos expressivos de vegetação arbórea. A maior parte das duas últimas sub-bacias, no entanto, possui solos de grupo hidrológico C, representado pelos Argissolos PVd e PVAd, seguido pelos Latossolos (LVd) do grupo hidrológico B e algumas manchas de Gleissolos (GXvd), do grupo hidrológico D, o que faz o Número da Curva aumentar. A bacia W730, que produziu o quinto maior volume de escoamento superficial, estava ocupada predominantemente por lavouras de café, com solos do grupo hidrológico B. Por outro lado, as sub-bacias W850, W780 e W1090, nas quais preodominam a vegetação arbórea esparsa e densa, as pastagens, formação campestre e café em solos de grupo hidrológico A e B, tiveram vazão nula ou próxima a zero. A produção do escoamento superficial é diretamente proporcional ao

CN médio da sub-bacia (Figura 126), e se inicia quando a precipitação acumulada supera as perdas iniciais por infiltração e interceptação pela cobertura vegetal.

Em comparação com o ano 1962, as sub-bacias responsáveis pelos maiores volumes de escoamento superficial no ano 2018 foram: W1100 e W1080, urbanizadas, W1070, predominantemente urbanizada, W590 e W640 em razão dos grupos hidrológicos do solo predominantes, já que estão ocupadas por áreas agrícolas, florestais e pastagens, e a sub-bacia W730, de grupo hidrológico B e ocupada por cana-de-açúcar na sua quase totalidade. Na sub-bacia W740, que banha o Córrego Santa Gema, a precipitação foi inferior à abstração inicial no evento de chuva em questão (51,9 mm) e não houve geração de escoamento. O predomínio das pastagens, vegetação arbórea e soja originou o valor CN médio de 49,11, o menor entre todas as sub-bacias (Figura 126).

Nos cenários futuros 1 a 4, as condições de uso da terra foram responsáveis pelos mais elevados volumes de escoamento superficial e pelas maiores vazões de pico entre todos os cenários simulados e eventos de chuva analisados. Nos cenários 1 e 2, o crescimento urbano e industrial promoveu o aumento significativo do valor médio de Número da Curva das sub-bacias adjacentes à zona urbana e às áreas industriais, com destaque para as sub-bacias W1070, W1030, W1090, W980, W850 e W860, sendo o crescimento urbano registrado nas cinco primeiras sub-bacias, e o crescimento industrial nas duas últimas.

No cenário futuro 3, o aumento das lavouras de soja, milho e cana-de-açúcar e a redução das pastagens levou ao aumento do CN médio das sub-bacias que passaram a ser ocupadas por esses cultivos. Já no cenário 4, que registrou as maiores vazões entre todos os cenários analisados, o crescimento urbano e industrial que acompanhou o aumento das lavouras de *commodities* agrícolas do cenário 3 fez os valores CN das sub-bacias adjacentes à zona urbana e industrial aumentarem ainda mais. O cenário 4 representa a extrapolação para o ano 2028 da tendência de crescimento urbano, industrial e das *commodities* agrícolas soja, milho e cana-de-açúcar observada entre os anos 2004 e 2018, o que faz sua probabilidade de ocorrência em 2028 aumentar em relação aos demais cenários futuros. A consolidação do uso da terra deste cenário representaria o aumento no volume de escoamento superficial, em relação ao ano-base 2018, em 27,48 % no evento de chuva de T_R = 10 anos. Esse aumento percentual é menor nos períodos de retorno maiores, atingindo 15,86 % no evento de chuva de T_R = 200 anos.

Os cenários futuros 5 e 6 apresentaram volumes de escoamento superficial semelhantes, mas em todos os eventos de chuva simulados o cenário 6 gerou menor escoamento. Comparados ao ano-base 2018, a redução foi de 23,5 % no cenário 5 e de 24,5 % no cenário 6, no evento de chuva de T_R = 10 anos. À medida que o índice pluviométrico aumentou, a redução do escoamento comparada ao ano 2018 foi menor, pois em chuvas menores e menos intensas a precipitação acumulada pode ser inferior à abstração inicial do método SCS-CN e a sub-bacia não produzir escoamento superficial, ou a diferença entre a precipitação acumulada e abstração inicial (precipitação efetiva) ser positiva, mas em valores inferiores ao observados nas chuvas maiores. No evento de chuva de T_R = 200 anos, a redução do escoamento em relação ao ano 2018 foi de 14,08 % no cenário 5 e de 16,17 % no cenário 6. A sub-bacia W740, por exemplo, não produziu escoamento superficial no cenário 6 na chuva de T_R = 10 anos, mas o volume de escoamento foi de 10.632 m³ no evento de chuva com T_R = 200 anos. Este volume passou a ser positivo na chuva de T_R = 25 anos, aumentando nas chuvas mais intensas.

No cenário futuro 5, as sub-bacias que passaram a ser ocupadas pelas lavouras de eucalipto e pelos fragmentos de vegetação arbórea apresentaram redução no valor de CN se comparado ao ano 2018. Essa diferença foi superior a 4 nas lavouras de eucalipto, e a valores menores nas sub-bacias que se tornaram vegetadas, visto que nestas a área ocupada pela vegetação arbórea é menor em relação aos outros usos. Já no cenário 6, em que as pastagens se espalharam pela bacia hidrográfica, o Número da Curva reduziu em todas as sub-bacias, com exceção das sub-bacias urbanas W1080 e W1100, que tiveram aumento no valor de CN porque as áreas de expansão urbana foram mapeadas como zona urbana consolidada, diferentemente do ano-base 2018. Nas sub-bacias W860 e W870, as diferenças de valores CN foram superiores a 6 e 7, respectivamente, pois os principais usos agrícolas de 2018, cana-de-açúcar, milho e soja, foram em sua maioria substituídos por pastagens.

Os cenários futuros 5 e 6 representam, portanto, alternativas aos usos atuais e às tendências futuras de uso da terra no planejamento agrícola da bacia do Ribeirão São Domingos, no sentido de amenizar as cheias decorrentes dos eventos de chuvas intensas, pois as pastagens, mata e eucalipto possuem menor potencial de geração de escoamento superficial que as áreas agrícolas e urbanas. No evento de chuva de maior intensidade (T_R = 200 anos) analisado, por exemplo, as vazões

de pico simuladas são de 119,678 m³/s e 118,410 m³/s, respectivamente, nos cenários 5 e 6, enquanto no ano 2018 é de 150,813 m³/s (Tabela 60).

Nos cenários de adequação das APP e Reservas Legais à legislação florestal brasileira (Legislação florestal) e de intervenções no espaço urbano para reservar o escoamento superficial nos moldes da drenagem urbana moderna (Legislação florestal e drenagem urbana), houve redução no volume total de escoamento superficial se comparado ao ano 2018, mas esses volumes foram maiores que nos cenários futuros 5 e 6. Isso decorre do fato de que o aumento das lavouras de eucalipto e da vegetação arbórea no cenário 5, e das pastagens no cenário 6, foi mais difundido na bacia hidrográfica, enquanto nos cenários Legislação florestal (e drenagem urbana) as mudanças no uso da terra, com o florestamento das APP, Reservas Legais e introdução de áreas verdes nas praças e parques urbanos, foram pontuais, e embora tenham promovido a redução do CN médio de todas as sub-bacias, as reduções mais pronunciadas ocorreram em poucas delas.

No cenário Legislação florestal, as sub-bacias com maior redução do CN médio foram as sub-bacias das nascentes do Ribeirão São Domingos (W720), do Córrego União (W1090), do Ribeirão Santa Cândida (W760), do córrego paralelo à nascente do Ribeirão São Domingos, que desagua nele (W780) e do trecho após a confluência entre os Ribeirões São Domingos e Santa Gema, em que predomina a planície de inundação do primeiro rio. Nessas sub-bacias, além da APP nas faixas marginais dos córregos, foram alocadas Reservas Legais adjacentes às APP e nos interflúvios e divisores de água, pois constituem propriedades rurais de área superior a 4 módulos fiscais. Deve ser destacado, entretanto, que não há necessidade de constituição das Reservas Legais nas propriedades rurais de área inferior a este limiar segundo a legislação florestal brasileira (BRASIL, 2012a, 2012b; BRASIL, 2016; BRASIL, 2017) e, como resultado, maior produção de escoamento superficial nessas propriedades.

No cenário Legislação florestal e drenagem urbana, além das adequações no uso da terra das APP e Reservas Legais, as intervenções hipotéticas na zona urbana de Santa Cruz do Rio Pardo promoveram a redução do CN médio das sub-bacias urbanas W1080 e W1100 a valores superiores a 9, e nas bacias parcialmente urbanizadas W1030 e W1070, redução superior a 4 e 3, respectivamente. Como resultado, comparado ao cenário Legislação florestal, o volume de escoamento superficial reduziu 14,8 % no evento de chuva de T_R = 10 anos e 6,6 % com a chuva

de T_R = 200 anos. Comparando ambos os cenários ao ano-base 2018, a redução no volume do escoamento superficial foi de 18,2 % e 30,3 % nos cenários Legislação Florestal e Legislação Florestal + drenagem urbana, respectivamente, no evento de chuva de T_R = 10 anos. Essa redução foi menor na chuva de T_R = 200 anos, ou seja, 11,1 % e 17 %, respectivamente.

A modelagem hidrológica por sub-bacias realizada pelo modelo SCS-CN no HEC-HMS representa um avanço em relação ao cálculo do hidrograma de projeto a partir do valor médio de CN da bacia hidrográfica, pois aumenta a sensibilidade da bacia às condições hidrológicas específicas de cada sub-bacia, que podem ser pontuais, mas acabam sendo diluídas quando se utiliza o valor médio da bacia hidrográfica como um todo. Também, os métodos de elaboração do hidrograma unitário das sub-bacias a partir de suas áreas e tempos de retardo, e de roteamento do escoamento superficial nos canais de drenagem, possibilitam a análise da estrutura temporal do escoamento e dos hidrogramas, o que não ocorre no hidrograma de projeto apresentado no item 3.5.4, cujo tempo de pico e de base são invariáveis em todas as intensidades pluviométricas analisadas.

Entretanto, a abordagem por sub-bacias não é sensível à variabilidade das condições hidrológicas que ocorre dentro delas e não leva em consideração seus aspectos geomorfológicos, pois também utiliza valores médios de CN. Nos cenários de adequação do uso da terra à Legislação florestal e da drenagem urbana moderna, o papel da vegetação arbórea das APP das faixas marginais aos rios na redução da velocidade do escoamento superficial das vertentes e na infiltração desta água, e mesmo das áreas verdes urbanas na redução da enxurrada em suas áreas impermeáveis, é desconsiderado, sendo levado em consideração apenas o Número da Curva dessas áreas, que é inferior ao dos usos agrícolas e urbanos, mas é incluído no cálculo do CN médio da sub-bacia.

Uma alternativa ao uso do método SCS-CN por sub-bacias é o método CN baseado em pixels, que considera a localização, tamanho, valor CN e distância do exutório da bacia de cada célula (FELDMAN, 2000), mas que funciona apenas em conjunto com o método do hidrograma unitário conceitual de Clark modificado (ModClark) de transformação da precipitação efetiva em hidrograma, o qual requer os parâmetros tempo de concentração da sub-bacia e coeficiente de armazenamento do reservatório linear do pixel (SCHARFFENBERG, 2016). Este

método será utilizado, entretanto, em estudos hidrológicos futuros na mesma área de estudo.

Em relação aos tempos de pico dos hidrogramas simulados (Tabelas 56 a 60), eles foram inversamente proporcionais aos volumes de escoamento superficial, aproximadamente, em todos os eventos de chuva estudados. Os tempos de retardo das sub-bacias, cujos valores são apresentados na Tabela 55, foram calculados a partir do comprimento do talvegue, da declividade média e do CN médio da sub-bacia. Como os dois primeiros parâmetros são invariáveis em uma sub-bacia, o tempo de retardo reduz à medida que o valor CN aumenta, reduzindo assim o Tp do hidrograma.

As discussões até aqui realizadas permitem comprovar uma das hipóteses desta pesquisa, de que o crescimento urbano, industrial e da área cultivada pelas *commodities* agrícolas soja, milho e cana-de-açúcar obedecendo à tendência observada entre 2004 e 2018, com a consequente redução das áreas de pastagem, promoveram o aumento do volume de escoamento superficial e das vazões de pico nas chuvas de diferentes intensidades simuladas, além da redução do tempo de pico. Esses resultados também foram observados nos cenários futuros de uso da terra 1 a 4 para o ano 2028, caracterizados pelo aumento das zonas urbanas, industriais e das *commodities* agrícolas.

A análise das condições hidrológicas da bacia do Ribeirão São Domingos no decorrer do tempo histórico e nas projeções futuras por meio do conceito operacional de ambiente (SUERTEGARAY, 2006) possibilita afirmar que o aumento do volume de escoamento superficial e dos picos de vazão, além da redução do tempo em que estes ocorrem, resultam da relação conflituosa da sociedade com a natureza, no processo de socialização da natureza pelo homem, mas tida como externa a ele, como elemento a ser dominado, subordinado e explorado.

Os diferentes graus de artificialização da natureza, dados pela ocupação agrícola, urbana e industrial, e pela redução da cobertura vegetal, afetam de diferentes formas a vida das pessoas em suas condições fundamentais de existência, materializada no maior ou menor perigo de terem suas residências inundadas. A adequação do uso da terra da bacia à legislação florestal e à drenagem urbana moderna pode ser entendida como tentativa de amenização da relação conflituosa entre a sociedade e a natureza, mas também como forma de ampliar a reprodução do capital, sobretudo pelo cumprimento da legislação florestal

pelas propriedades produtoras de *commodities* agrícolas e de criação de gado bovino. Sendo os problemas ambientais determinados pelas relações sociais que determinam a forma de apropriação e transformação da natureza (CASSETI, 1991), a maior vulnerabilidade às enchentes será sofrida pela população que habita a planície de inundação dos rios, em sua maioria de condição socioeconômica desfavorável, determinada pelas relações de produção.

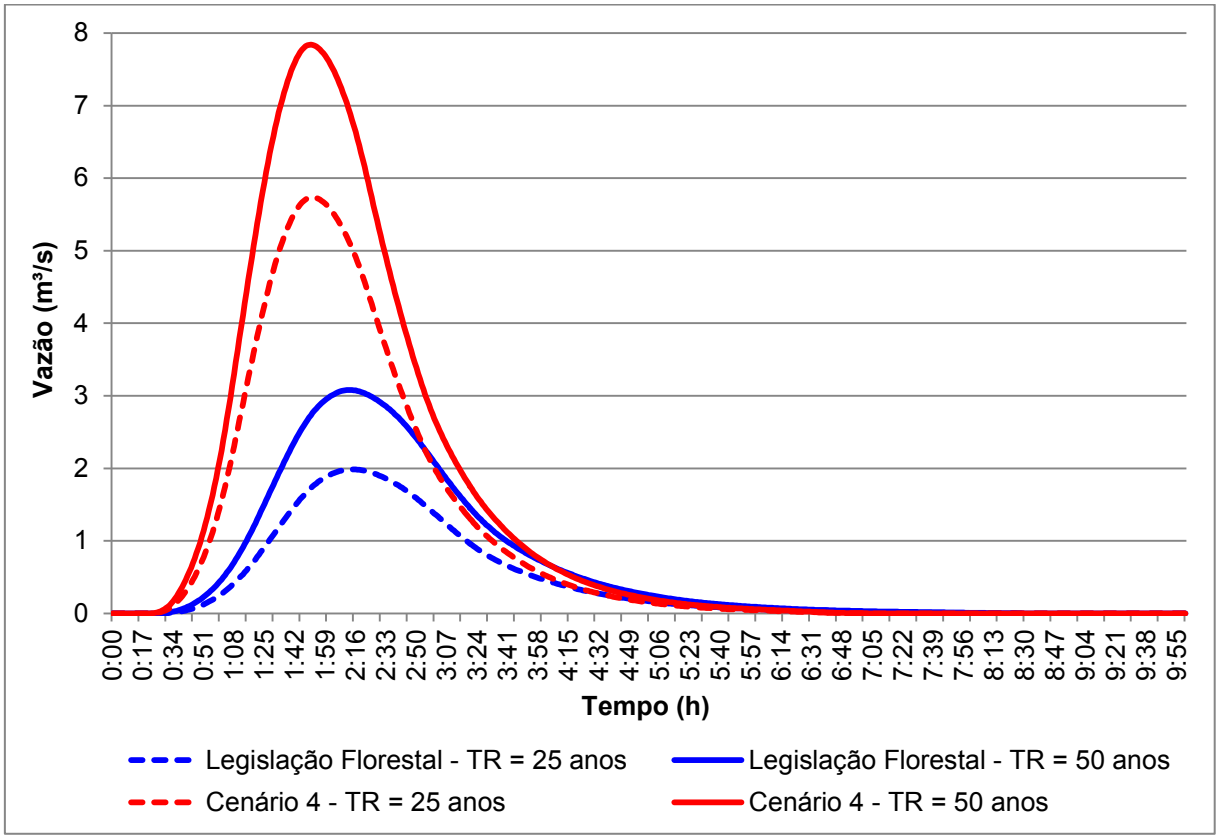
Cabe destacar também que o aumento do volume do escoamento superficial constatado ao longo das últimas seis décadas decorre das transformações ocorridas na paisagem, já discutida nos itens 1.1 e 3.2, ou seja, mudanças em sua forma, em seus elementos naturais, tecnificados, socioeconômicos e culturais, determinados por alterações em sua funcionalidade, representados pela modernização da agricultura, substituição dos principais produtos agrícolas, aumento da urbanização, entre outras transformações que são reflexo de mudanças nas forças produtivas e nas relações de produção.

Retornando à análise do tempo de pico de escoamento, a Tabela 61 e a Figura 133 a seguir ilustram a relação entre o CN médio, o tempo de retardo e o tempo de pico do hidrograma na sub-bacia W980, nos cenários Legislação Florestal e cenário 4, nas chuvas de T_R = 25 e 50 anos.

Tabela 61. Parâmetros dos hidrogramas da sub-bacia W980 em função do CN médio e do tempo de retardo

Cenário e período de retorno	**CN médio**	**t_{lag} h**	**Qp m³/s**	**Tp h**	**Volume m³**
Legislação Florestal - 25 anos	60,99	93,45	1,987	2:14	15.228
Legislação Florestal - 50 anos	60,99	93,45	3,081	2:13	23.653
Cenário 4 - 25 anos	69,53	74,82	5,737	1:52	35.979
Cenário 4 - 50 anos	69,53	74,82	7,84	1:51	49.208

Figura 133. Hidrogramas da sub-bacia W980 nos cenários 4 e Legislação florestal, com T_R = 25 e 50 anos



Como cada cenário possui um valor médio de CN e tempo de retardo específico derivados das condições de uso da terra, seus tempos de pico de vazão são semelhantes, mesmo em chuvas de diferentes intensidades e períodos de retorno, que produzirão maior volume de escoamento superficial e vazão de pico. Porém, no cenário 4, de maior valor CN e menor tempo de retardo, o tempo de pico foi menor nos dois períodos de retorno analisados, comparado ao cenário Legislação Florestal.

A forma das ordenadas dos hidrogramas simulados mostra, em alguns cenários, pequenas elevações de vazão logo após o início das chuvas que se destacam da curva maior de cheia. Esta elevação da vazão decorre do escoamento superficial produzido na sub-bacia W1100, localizada a montante do exutório da bacia e urbanizada. Os pequenos picos de vazão produzidos pela referida sub-bacia são mais pronunciados nos eventos de chuva de menor período de retorno (Figuras 128 e 129) e nos cenários em que o volume de escoamento superficial total é menor, mas a sub-bacia W1100 se apresenta mais urbanizada e com valores CN mais elevados, como os cenários 5, 6, Legislação florestal e ano 2004. Nos anos

1962 e 1984, a menor taxa de urbanização na sub-bacia W1100 fez com que o aumento da vazão decorrente do escoamento produzido nela fosse menos pronunciado. Em todos os cenários simulados, a vazão de pico ocorreu após 2h30 minutos do início da chuva, e o escoamento aumentou gradativamente à medida que o volume produzido nas demais sub-bacias chegou ao exutório da bacia pelos canais de drenagem.

Os Ribeirões São Domingos e Mandaçaia confluem no perímetro urbano do município de Santa Cruz do Rio Pardo, tornando-se um rio de 4ª ordem. À montante do ponto de afluência do Ribeirão Mandaçaia no Ribeirão São Domingos, são delimitadas as sub-bacias correspondentes aos dois ribeirões (Figura 18). A área da sub-bacia do Ribeirão São Domingos é de 28,59 km², ao passo que a da sub-bacia do Ribeirão Mandaçaia é de 44,76 km². Os trechos dos canais (*reaches*) que conectam as sub-bacias utilizadas no modelo HEC-HMS têm comprimento de 4.736 m na sub-bacia do Ribeirão São Domingos e de 9.817 m na sub-bacia do Ribeirão Mandaçaia. A Tabela 62 apresenta os valores médios de Número da Curva e os parâmetros dos hidrogramas dos canais de drenagem das duas sub-bacias antes da confluência, de todas as condições de uso da terra analisadas na pesquisa, utilizando como exemplo o evento de chuva de período de retorno de 25 anos.

Tabela 62. Número da Curva médio e parâmetros dos hidrogramas simulados das sub-bacias do Ribeirão São Domingos (canal R510) e do Ribeirão Mandaçaia (R520) antes da confluência, no evento de chuva de 60,71 mm (T_R = 25 anos)

Sub-bacia **Código do trecho**	**Ribeirão São Domingos** **R510**				**Ribeirão Mandaçaia** **R520**			
Ano/Cenário	**CN Médio**	**Qp m³/s**	**Tp h**	**V m³**	**CN Médio**	**Qp m³/s**	**Tp h**	**V m³**
1962	53,93	3,007	2:17	30.747	62,45	31,795	2:36	253.951
1984	58,06	9,058	2:21	76.650	62,96	29,762	2:35	241.060
2004	59,03	9,847	2:25	83.946	64,34	33,530	2:33	269.225
2018	60,47	11,078	2:27	92.726	65,63	36,173	2:32	288.272
Cenário 1	60,98	12,368	2:24	100.267	65,94	35,909	2:31	287.341
Cenário 2	61,95	14,036	2:22	111.088	66,23	36,300	2:30	291.959
Cenário 3	62,89	14,649	2:22	119.224	67,06	39,865	2:30	316.132
Cenário 4	64,22	17,172	2:19	136.680	67,45	41,139	2:30	324.460
Cenário 5	58,17	7,061	2:30	63.573	63,39	25,595	2:39	219.138
Cenário 6	56,39	5,416	2:31	48.186	63,60	27,804	2:38	230.027
Legislação Florestal	58,24	7,382	2:31	65.225	64,13	30,223	2:36	246.723
Leg. Flor. e drenagem	57,67	7,140	2:31	63.540	63,60	30,085	2:36	245.570

Os dados da Tabela 58 evidenciam que na sub-bacia do Ribeirão Mandaçaia o volume do escoamento superficial, o tempo de pico e a vazão de pico foram superiores aos índices da bacia do Ribeirão São Domingos. O volume total de escoamento e a vazão de pico podem ser explicados pelo valor médio de CN das sub-bacias, que é maior na sub-bacia do Ribeirão Mandaçaia em todos os cenários analisados. Nesta sub-bacia, os valores CN médios são mais elevados devido ao fato de parte dos solos pertencerem ao grupo hidrológico C, que se soma aos solos dos grupos hidrológicos A e B, e às pequenas manchas de Gleissolos do grupo D nos fundos de vale. A sub-bacia do Ribeirão São Domingos, por sua vez, é dominada pelos solos dos grupos hidrológicos A e B, que possuem menor potencial de geração de escoamento, além das manchas pequenas de solos do grupo D nos fundos de vale. Ademais, a área da sub-bacia do Ribeirão Mandaçaia é aproximadamente 56 % maior que a da sub-bacia do Ribeirão São Domingos, ou seja, possui maior superfície exposta à chuva que pode se transformar em escoamento superficial.

Já o tempo de pico é menor na sub-bacia do Ribeirão São Domingos devido ao menor comprimento dos seus canais de drenagem. Isso ocorre apesar de os tempos de retardo das sub-bacias utilizadas pelo modelo HEC-HMS tenderem a ser maiores, já que os valores de CN são em geral menores que na sub-bacia do Ribeirão Mandaçaia. Tal diferença de Tp, contudo, tem seu maior valor no ano 1962, de 19 minutos, período em que se observa a maior diferença de CN médio entre as duas sub-bacias, de 8,52. A menor diferença de Tp, de 5 minutos, ocorre no ano 2018 e nos cenários Legislação Florestal e Legislação florestal + drenagem urbana.

Por fim, cumpre destacar os desafios na calibração do modelo HEC-HMS, já apresentados no item 3.5.3, para simular corretamente a vazão da bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos nos eventos de chuva medidos no ano hidrológico 2017/2018. O evento de chuva real que mais se aproximou de T_R = 10 anos ocorreu em 25/03/2018. O índice pluviométrico ocorrido em 1h40, ou 100 minutos, tempo em que ocorreu a vazão de pico de 1,08 m³/s, foi de 56,66 mm, caracterizando o período de retorno de 5,91 anos, calculado pela equação IDF (equação 64). A vazão de pico simulada pelo modelo HEC-HMS para as condições de uso da terra do ano 2018 com T_R = 10 anos foi de 32,887 m³/s, tendo o pico de vazão ocorrido 2h42 minutos após o início da chuva de 51,9 mm, de 1 hora de duração. Apesar das incertezas no cálculo da vazão do evento de chuva de 25/03/2019 já discutidas, os

parâmetros do hidrograma gerado pelo modelo HEC-HMS possuem outra ordem de magnitude, não comparável ao hidrograma medido. Contudo, as simulações realizadas pelo modelo foram eficientes na comparação do comportamento hidrológico da bacia do Ribeirão São Domingos nas diferentes condições de uso da terra passadas e nos cenários futuros.

Devem ser destacadas também as medidas estruturais construídas para outros fins, mas que atuam como retentoras do escoamento superficial na bacia do Ribeirão São Domingos, como os 54 açudes conectados à rede de drenagem, utilizados na dessedentação animal e irrigação; a lagoa Pantanal, localizada no Ribeirão São Domingos entre os bairros Vila Saul e Parque São Jorge, na qual o ribeirão drena sobre um canal em condições normais, mas forma um lago em condições de chuvas intensas, graças às estruturas de detenção, amortecimento do escoamento e drenagem do mesmo em duas saídas; a captação de água para irrigação e mesmo os terraços agrícolas que, se construídos adequadamente, podem reter todo o volume de água escoado nas vertentes.

Em relação aos mapas de Número da Curva, houve dificuldade de definição de valores adequados para as condições de uso da terra, manejo do solo e tipo de solo analisados. Os valores de CN comumente utilizados no Brasil foram tabelados pelo Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos e integram o Relatório Técnico 55 (SCS, 1986). Esses valores, porém, foram concebidos para as características dos cultivos e tipos de solos dos Estados Unidos. Algumas controvérsias sobre sua aplicação às condições agrícolas, florestais e urbanas tropicais e da presente pesquisa são:

- Os valores de CN para floresta densa de alta transpiração são: 26 (grupo A), 52 (grupo B), 62 (grupo C) e 69 (grupo D). Considerando a interceptação das chuvas pelo dossel e nos diferentes estratos das florestas densas e o alto potencial de infiltração e de armazenamento no caule e na serapilheira, esses valores definidos por Tucci (2007) estão muito elevados;

- O cultivo da soja em nível e terraceado foi incluído na categoria “plantação de leguminosas ao longo de curvas de nível, terraceadas e em boas condições”. O valor CN para os solos do grupo hidrológico A é 51, valor inferior ao cultivo do milho, em nível e terraceado, incluído no grupo “plantação de cereais ao longo de curvas de nível, terraceado, com resíduos vegetais e em boas condições”, cujo índice CN para solos do grupo hidrológico A é 58. Também a cultura da cana-de-açúcar,

classificada como “plantação em fileira, ao longo de curvas de nível, terraceada, com resíduos vegetais, em boas condições de cultivo”, tem CN = 61 nos solos de grupo hidrológico A. Essas diferenças se reduzem nos grupos hidrológicos B e C, e o valor CN se iguala no grupo hidrológico D. Pesquisas realizadas por Bertoni et al. (1972) apud Bertoni e Lombardi Neto (2005), contudo, mostraram perdas de água médias anuais de 6,9 % da chuva no cultivo de soja, 4,2 % nas lavouras de cana-de-açúcar, 5,2 % no cultivo do milho e 4,6 % para os cultivos de milho + feijão, com chuvas de 1.300 mm anuais e declividades de 8,5 a 12,8 %. Dechen e De Maria (2009), citando o mesmo trabalho de Bertoni et al. (1972), mostraram que as perdas anuais de água nas culturas de milho e soja variaram conforme o sistema de manejo dos resíduos, a saber: milho com restos queimados = 670 m³/ha; soja com restos queimados = 699 m³/ha; milho com restos incorporados = 345 m³/ha; soja com restos incorporados = 484 m³/ha; milho com plantio direto = 96 m³/ha; soja com plantio direto = 33 m³/ha. As perdas de água foram maiores no cultivo de soja, com exceção do sistema de plantio direto. Esses dados permitem questionar se as leguminosas, nas quais a soja se inclui, produzem de fato menos escoamento superficial que os cereais (milho) e os cultivos em fileira (cana-de-açúcar), e explicitam a necessidade de se considerar a influência do manejo do solo na definição do valor de CN para essas áreas agrícolas, e de realização de pesquisas para ajustar valores de CN das culturas agrícolas para a realidade brasileira;

- A falta de valores CN predefinidos para as culturas perenes, como o café, fruticultura e urucum, fez com que fossem adotados na modelagem hidrológica os valores CN correspondentes à “combinação de bosque (pomar ou floresta manejada) e gramado – 50 % de cobertura de cada tipo”, e utilizados índices CN menores quando cultivados em nível e/ou terraceados, equivalentes às “condições normais” de uso, e índices CN maiores quando cultivados em “más condições”, ou seja, sem práticas conservacionistas ou morro abaixo. A validade desses valores pode ser questionada, sobretudo quando a ocupação pelos pomares é maior que 50 % ou quando as entrelinhas não são vegetadas;

- Os valores CN das pastagens foram definidos em função da porcentagem de cobertura do solo e da intensidade de uso. Para as pastagens conservadas, utilizaram-se os valores correspondentes a “pastagem de uso contínuo, >75 % de solo com cobertura e leve ou ocasional pastagem – boas condições hidrológicas”, e para as pastagens degradadas, “pastagem de uso contínuo, 50 a 75 % do solo com

cobertura, sem pastagem ostensiva – condições hidrológicas normais". Essa classificação não considerou, contudo, o efeito dos terraços, que podem reter e infiltrar parte considerável do escoamento superficial produzido pelas pastagens;

- Na falta de índices CN predefinidos para as lavouras de eucalipto e vegetação de áreas úmidas, utilizaram-se valores equivalentes a "floresta – condições normais" estabelecidos por Tucci (2007), cujos valores são superiores aos atribuídos à vegetação arbórea densa, mas menores que os usos agrícolas e urbanos;

- As poucas combinações entre tamanho do lote e impermeabilização média do solo nas áreas residenciais urbanas estabelecidas pelo SCS (1986) não se aplicam às condições de urbanização do município de Santa Cruz do Rio Pardo. Desta forma, os valores médios de CN para a zona urbana consolidada e em expansão foram definidos pela metodologia apresentada no item 2.3.6.1, a partir da média ponderada dos usos urbanos asfalto, telhados, gramados, vegetação arbórea, entre outros.

Diante do exposto, destaca-se a necessidade de estudos para definição de valores CN a partir de medições de campo em eventos chuvosos de diferentes intensidades, com a finalidade de melhorar a qualidade das simulações hidrológicas pelo método do SCS-CN no modelo HEC-HMS, ajustando as vazões simuladas às vazões observadas.

3.5.6 Macrozoneamento urbano e rural do município de Santa Cruz do Rio Pardo e o controle do escoamento superficial

A adequação dos usos da terra e dos respectivos valores de Número da Curva do método do SCS-CN aos coeficientes urbanísticos Taxa de Permeabilidade (TP) e Taxa de Ocupação (TO), como esperado, aumentou o volume do escoamento superficial no exutório da bacia do Ribeirão São Domingos. As porcentagens de áreas impermeáveis foram aplicadas em todas as áreas das macrozonas rurais pois a Lei Complementar nº 316, de 10 de outubro de 2006, assim o permite. Sabe-se, porém, que a maior parte da área das macrozonas é agrícola, sendo sua conversão para uso urbano ou loteamentos rurais improvável nos próximos anos.

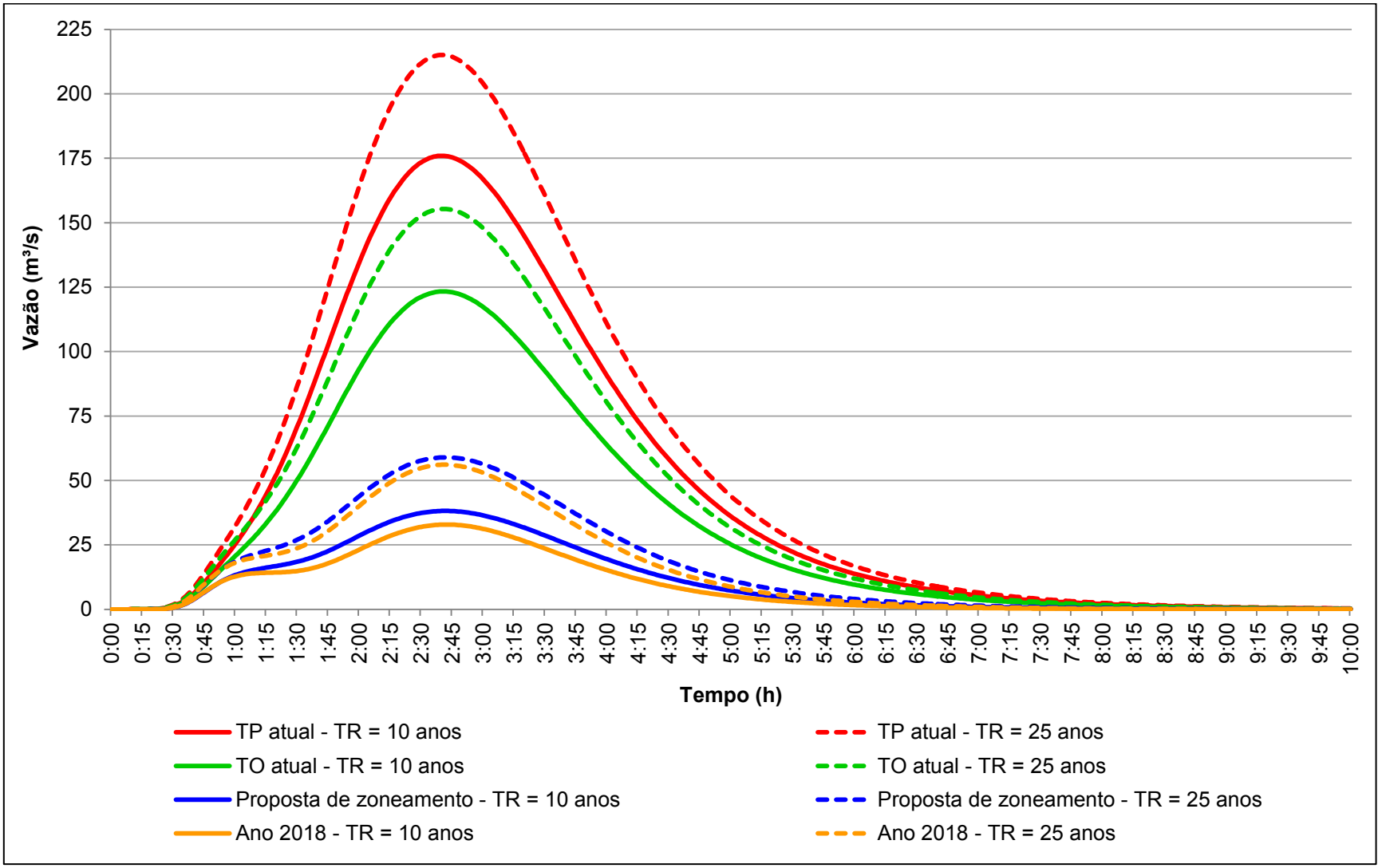
A Tabela 63 e a Figura 134 a seguir apresentam, respectivamente, os parâmetros dos hidrogramas e os hidrogramas das simulações hidrológicas

realizadas por meio do modelo HEC-HMS, sendo eles: máxima ocupação do solo, respeitando os coeficientes TP, TO e TCV; uso da terra do ano 2018, utilizado como condição de uso atual para fins de comparação; e condições hidrológicas resultantes da proposta de alteração do macrozoneamento rural do município de Santa Cruz do Rio Pardo, apresentado na sequência.

Tabela 63. Parâmetros dos hidrogramas das simulações hidrológicas relativas aos coeficientes urbanísticos estabelecidos no Plano Diretor, ao ano 2018 e à proposta de alteração do macrozoneamento rural, em dois períodos de retorno

T_R anos	Condições de uso da terra e áreas impermeáveis	Qp m³/s	Tp h	Volume m³
10	Taxa de permeabilidade (TP)	175,957	2:40	1.703.698
	Taxa de ocupação (TO)	123,310	2:41	1.199.091
	Proposta de zoneamento	38,172	2:42	383.495
	Ano 2018	32,887	2:42	313.310
25	Taxa de permeabilidade (TP)	215,073	2:40	2.083.094
	Taxa de ocupação (TO)	155,353	2:41	1.509.804
	Proposta de zoneamento	58,949	2:42	585.694
	Ano 2018	56,106	2:41	525.951

Figura 134. Hidrogramas das simulações hidrológicas relativas aos coeficientes urbanísticos estabelecidos no Plano Diretor, ao ano 2018 e à proposta de alteração do macrozoneamento rural, em dois períodos de retorno



Na simulação hidrológica de adequação da Taxa de Permeabilidade aos valores máximos estabelecidos no Plano Diretor do município de Santa Cruz do Rio Pardo, o volume total de escoamento superficial aumentou 443,7 % e 296 %, respectivamente, nos eventos de chuva de período de retorno de 10 e 25 anos, se comparados às condições de uso da terra do ano 2018 para os respectivos períodos de retorno. Quando o uso da terra foi adaptado à Taxa de Ocupação, os aumentos foram de 282,7 % e 187,06 %, respectivamente. Os tempos de pico de vazão reduziram 2 minutos na simulação TP e 1 minuto na simulação TO, o que é consequência das mudanças nos valores CN, que provocaram a redução do tempo de retardo das sub-bacias. No modelo HEC-HMS, o aumento da porcentagem de áreas impermeáveis não provoca a redução do tempo de retardo das sub-bacias, mas este fenômeno é observado na realidade, pois a impermeabilização do solo reduz o coeficiente de atrito da superfície e faz a velocidade do escoamento aumentar. Já as vazões de pico tiveram crescimento proporcional ao aumento do volume total de escoamento superficial, embora em valores percentuais menores.

Considerando que a expansão da zona urbana do município de Santa Cruz do Rio Pardo é inevitável em razão do crescimento populacional e do aumento da população urbana, esta pesquisa apresenta uma proposta de alteração do macrozoneamento do município, com destaque para as macrozonas e áreas de especial interesse (AEI) presentes na bacia do Ribeirão São Domingos e macrozonas adjacentes, assim como das diretrizes de ocupação do solo das macrozonas e AEI. Tal proposta tem a finalidade de ordenar a expansão urbana e o uso da terra de forma a minimizar as alterações no ciclo hidrológico da bacia hidrográfica, bem como os episódios de inundação resultantes no baixo Ribeirão São Domingos e os prejuízos por elas causados, e deverá ser conjugada à adequação das APP e Reservas Legais à legislação florestal brasileira, como proposto na Figura 51.

As macrozonas rurais passariam a ter as seguintes diretrizes e restrições quanto ao uso da terra:

- Zona Z5A – Zona de influência urbana: localizada na porção sul da rodovia SP-327 em área contígua à zona urbana, sua área atual é de 1.585,58 ha, excluídas as AEI e as áreas enquadradas nesta macrozona no Plano Diretor de 2006, mas já convertidas em uso urbano. Nesta zona, que é atualmente o principal vetor de expansão urbana do município de Santa Cruz do Rio Pardo, propõe-se:

- Restringir o parcelamento e conversão para uso urbano a apenas 5 % da área não urbanizada, de aproximadamente 79,27 ha, os quais assimilariam os coeficientes urbanísticos estabelecidos para as macrozonas urbanas, de taxa de permeabilidade de 15 % e taxa de ocupação de 70 %. Os novos lotes não poderão ser instalados em áreas de alto risco de erosão, seja em decorrência da elevada erodibilidade dos solos, da declividade alta e/ou do elevado comprimento de rampa;

- Restringir a área passível de parcelamento para uso rural como chácaras de recreio a 10 % da área não urbanizada, equivalente 158,55 ha, mantendo a taxa de ocupação em 35 % e aumentando a taxa de permeabilidade de 45 % para 65 %. Considerando o tamanho mínimo dos lotes de 2.000 m², a área construída máxima deverá ser de 700 m²;

- Na área restante, devem ser mantidas as atividades agrícolas ou as áreas de vegetação arbórea ou arbustiva. A taxa de cobertura vegetal (TCV) deve ser, no mínimo, de 15 %, obedecida a legislação florestal brasileira.

Na simulação hidrológica relativa às condições acima descritas, propostas para a zona Z5A, a porcentagem de área impermeável das áreas convertidas ao loteamento para chácaras de recreio em relação à área ocupada pela macrozona, excluídas as áreas de preservação da vegetação arbórea ou arbustiva e as áreas convertidas para uso urbano, é de 4,378 %. As áreas convertidas em uso urbano não foram analisadas pela porcentagem de área impermeável, mas o índice CN utilizado foi equivalente ao da zona urbana consolidada (Tabela 17).

- Zona Z5B – Zona de influência urbana: localizada na porção norte da rodovia SP-327, onde nascem os dois principais rios da bacia hidrográfica, os Ribeirões São Domingos e Mandaçaia, e caracterizada pela presença de açudes com risco potencial de inundação das áreas urbanas a jusante e abundância de recursos hídricos. Como a região das cabeceiras de drenagem do Ribeirão Mandaçaia é considerada AEI, com diretrizes e limitações específicas ao uso da terra, ela foi abordada separadamente da macrozona Z5B. A área total desta macrozona é de 3.828,41 ha. As propostas são:

- Proibir o parcelamento e conversão do uso da terra para uso urbano;

- Restringir a superfície passível de parcelamento para uso rural em chácaras de lazer a 10 % da área da macrozona (382,84 ha), com lotes de área mínima de 3.000 m², mantendo a taxa de ocupação em 35 % (1.050 m² por lote) e aumentando a taxa de permeabilidade para 65 %;

- A área restante deverá ter uso agrícola, sem impermeabilização do solo, e manutenção da cobertura arbórea ou arbustiva em no mínimo 15 % da área total, atendendo também à legislação florestal. Como o tamanho de algumas propriedades rurais localizadas na Z5B exige a delimitação e florestamento das Reservas Legais, sua cobertura vegetal arbórea ou arbustiva no cenário de adequação à legislação florestal é superior a 15 % da área da macrozona, representando 18,18 % dela. Levando em consideração que a AEI Cabeceiras do Mandaçaia pertence à Z5B, o déficit de vegetação arbórea existente nela foi compensado pela vegetação excedente da macrozona Z5B.

A porcentagem de área impermeável da macrozona Z5B utilizada na modelagem hidrológica foi calculada em 4,272 % de sua superfície, excluída a área coberta por vegetação arbórea e arbustiva.

- Área de Especial Interesse Ambiental Cabeceiras do Mandaçaia: esta AEI compreende a bacia das nascentes do Ribeirão Mandaçaia e do seu afluente Córrego Sant'Ana, sendo delimitada a jusante nas proximidades do cruzamento das rodovias SP-225 e SP-327. A área ocupada é de 1.669,64 ha, e seus solos são altamente suscetíveis à erosão (Figura 59), além de serem classificados predominantemente nos grupos hidrológicos B e C (Figura 118). Dada a fragilidade dos solos e a presença da nascente do rio mais longo da bacia do Ribeirão São Domingos, as diretrizes e limitações ao uso da terra propostas são:

- Proibir o parcelamento e a conversão do uso da terra para urbano;

- Restringir a área passível de parcelamento para uso rural em chácaras de recreio a 20 % da área da AEI, equivalente a 333,93 ha, mantendo a taxa de ocupação em 30 % e aumentando a taxa de permeabilidade para 70 %. A área mínima dos lotes deverá ser aumentada para 7.000 m², dos quais 2.100 m² poderão ser ocupados por edificações;

- A área restante deverá permanecer com uso agrícola, sem impermeabilização do solo, e 35 % de toda a AEI deverá ter cobertura vegetal arbórea ou arbustiva, sobretudo nos relevos de maior declividade e nos solos de grupos hidrológicos C e D. Como a AEI Ambiental Cabeceiras do Mandaçaia pertence à zona Z5B, e esta possui vegetação arbórea excedente de 121,55 ha na condição de adequação das APP e Reservas Legais à legislação florestal brasileira, este excedente de vegetação foi computado na porcentagem de cobertura vegetal necessária à AEI Ambiental.

A porcentagem de área impermeável da AEI Ambiental Cabeceiras do Mandaçaia para uso na modelagem hidrológica, relativa à área de 10 % parcelada para uso rural com taxa de ocupação de 30 %, foi de 6,675 %, excluída a área coberta por vegetação arbórea e arbustiva.

- Áreas de Especial Interesse Ambiental do Córrego União, Ribeirão Mandaçaia, Ribeirão São Domingos/Pantanal, Rio Pardo e AEI de Recuperação Ambiental do Ribeirão São Domingos: como as AEI estão situadas nos fundos de vale e adjacências, sendo em sua maioria Áreas de Preservação Permanente e tendo a finalidade de proteger os cursos d'água e nascentes, preservar as áreas com vegetação significativa e as paisagens naturais notáveis, além de dissipar e amortecer a velocidade de escoamento das águas pluviais para evitar inundações, erosões e assoreamentos, propõe-se que todas elas sejam livres de ocupação que promova a impermeabilização do solo (SANTA CRUZ DO RIO PARDO, 2006). Em todas as AEI da bacia do Ribeirão São Domingos, quando adequadas à legislação florestal brasileira, a TCV é superior à porcentagem definida no Plano Diretor, de 60 %. Sugere-se que toda esta vegetação arbórea excedente seja mantida, e as áreas restantes sejam utilizadas apenas para a agricultura e pastagem, com práticas de conservação do solo. Quanto às áreas florestais, propõe-se que sejam utilizadas apenas para a promoção de educação ambiental, do lazer, da recreação e do turismo ecológico. Em relação à AEI de Recuperação Ambiental do Ribeirão São Domingos, localizada no trecho urbano do referido rio, propõe-se que toda a APP que não tenha ocupação urbana consolidada seja preservada com vegetação arbórea e, por constituírem área de risco de inundação, que os imóveis situados nessas áreas sejam progressivamente desocupados, demolidos e renaturalizados, a exemplo do ocorrido nas proximidades da foz do Ribeirão São Domingos em setembro de 2018 a partir de uma ação judicial do Ministério Público de São Paulo e da atuação da ONG Rio Pardo Vivo no reflorestamento (Figura 135).

Figura 135. Zona urbana em Área de Preservação Permanente do Ribeirão São Domingos: a) residências demolidas; b) reflorestamento do local.

Foto: Demarchi (2018).

Na modelagem hidrológica relativa à proposta de mudanças no macrozoneamento e nas taxas de permeabilidade da bacia hidrográfica, as AEI Ambientais não foram impermeabilizadas e mantiveram os valores CN do cenário de adequação à legislação florestal. A AEI de Recuperação Ambiental do Rio Pardo também teve 0 % de impermeabilização do solo, mas às áreas de ocupação urbana consolidada foram atribuídos os valores CN relativos à zona urbana.

- Zona Z9 – Zona de moderado risco de erosão: esta macrozona rural está situada nas áreas adjacentes à bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos, em seus limites oeste, sudoeste, sul e sudeste. Por apresentar extensas áreas de relevo

plano a suave ondulado nos interflúvios e divisores de águas, cobertas por Latossolos Vermelhos eutroférricos e distroférricos (LV1) e por associações de Nitossolos e Latossolos Vermelhos Eutroférricos (NV1), ambos de textura argilosa (OLIVEIRA et al., 1999), possui limitações muito pequenas a moderadas quanto ao risco de erosão (SANTA CRUZ DO RIO PARDO, 2006).

Diante da necessidade de restringir e/ou proibir a expansão urbana nas macrozonas rurais da bacia do Ribeirão São Domingos, propõe-se que parte da macrozona Z9 seja autorizada ao parcelamento e conversão para uso urbano, principalmente as áreas de relevo plano situadas a oeste da AEI de Desenvolvimento Econômico da Expopardo, atualmente ocupada por cana-de-açúcar, e as áreas de relevo plano a suave ondulado situadas a sul e nordeste do Córrego dos Pires, ocupada por cultivos anuais.

Embora as diretrizes para as macrozonas rurais e para definição das zonas rurais passíveis de conversão do uso da terra para urbano, apresentadas nos artigos 46 e 47 do Plano Diretor do município, recomendem que seja observada a capacidade de atendimento à demanda futura por água para abastecimento público e que se evite a transposição de bacias hidrográficas que possam comprometer a operação adequada dos sistemas de saneamento, principalmente o de esgotamento sanitário, a escolha de parte da macrozona Z9 para expansão urbana apresenta-se viável do ponto de vista hidrológico e ambiental. Entretanto, como os interflúvios e divisores de águas possuem a função hidrológica de infiltração da água pluvial e recarga do aquífero, sugere-se que os coeficientes urbanísticos dos empreendimentos imobiliários neles implantados sejam inferiores aos adotados nas macrozonas Z1 e Z2, com TP de 40 % e a TO de 60 %. Medidas estruturais com vistas ao aumento da infiltração da água no solo também devem ser implantadas, como calçadas ecológicas, captação de águas pluviais nos terrenos, maior porcentagem de áreas verdes urbanas, entre outras.

A simulação hidrológica realizada a partir das condições de uso da terra, cobertura vegetal e porcentagem de impermeabilização do solo aqui propostas para o macrozoneamento da bacia do Ribeirão São Domingos, conduzida no modelo HEC-HMS, mostrou na Tabela 63 e na Figura 134 o aumento do volume total de escoamento no exutório da bacia, mas a taxas próximas às simuladas no ano 2018, com aumento de 22,4 % no volume total de escoamento no evento de chuva de T_R = 10 anos, e de 11,3 % na chuva de T_R = 25 anos. Esse aumento da vazão era

esperado, considerando ter havido expansão urbana e de loteamentos rurais, e a consolidação das áreas urbanas atualmente em expansão, que levaram à maior impermeabilização do solo, a despeito do aumento da cobertura de vegetação arbórea nas macrozonas rurais e AEIs. O crescimento urbano é geralmente inevitável, mas pode ser planejado, ou seja, limitado em bacias hidrográficas cujas condições hidrológicas já estão alteradas, e direcionado para regiões e macrozonas de menor ocupação humana ou cujas características do relevo e propriedades do solo são mais favoráveis.

Comparando as simulações hidrológicas da Tabela 63 e da Figura 134, as vazões total e de pico resultantes da proposta de macrozoneamento e alteração dos coeficientes urbanísticos do Plano Diretor foram muito inferiores às das simulações das taxas máximas de ocupação e de permeabilidade (TO e TP) nas macrozonas rurais, presentes no Plano Diretor atual. A proposta de alteração do macrozoneamento elaborada nesta pesquisa procurou compatibilizar a necessidade de expansão urbana e dos loteamentos rurais à menor alteração possível das condições de uso da terra, da permeabilidade do solo e do ciclo hidrológico, visando também controlar os processos erosivos. Portanto, alterações mais significativas no macrozoneamento e nas diretrizes de uso da terra no Plano Diretor poderão regular o ciclo hidrológico e reduzir o risco de inundações na bacia do Ribeirão São Domingos, como por exemplo:

- Proibição da conversão da zona Z5A para o uso urbano, ou autorização de implantação de empreendimentos imobiliários com taxas menores de ocupação e taxas maiores de permeabilidade que as estabelecidas atualmente para as macrozonas urbanas;

- Redução da porcentagem de área rural passível de parcelamento para implantação de chácaras de recreio, sobretudo na AEI Ambiental das Cabeceiras do Mandaçaia, cuja porcentagem proposta foi de 20 %;

- Cumprimento da exigência de que a TCV da AEI Ambiental das Cabeceiras do Mandaçaia, de 35 %, esteja integralmente implantada na AEI, e não utilize a vegetação excedente da zona Z5B para atingir esse percentual;

- Implantação de bacias de amortecimento das vazões, como as bacias de detenção e de retenção do escoamento, nas sub-bacias rurais que produzem maior volume de escoamento superficial e, sobretudo, na zona urbana;

- Implantação de medidas de redução do escoamento superficial na zona urbana consolidada e em consolidação, que obedeçam ao paradigma da reservação, a exemplo do proposto no cenário “Legislação florestal e drenagem urbana moderna” da modelagem hidrológica (Figura 125), entre outras.

Em que pesem as dificuldades de calibração e as limitações do modelo HEC-HMS descritas nos itens 3.5.3 e 3.5.5, as simulações hidrológicas realizadas possibilitaram a comparação de diferentes condições de uso da terra, passadas e hipotéticas. Essas simulações mostraram que os cenários futuros 5, 6, Legislação florestal e Legislação florestal associado à drenagem urbana moderna produziram menor volume de escoamento superficial que a proposta de macrozoneamento apresentada nesta pesquisa, e também constituem alternativas para o controle das inundações na bacia do Ribeirão São Domingos.

Todos os dados e discussões apresentados até aqui permitem a análise e a problematização da primeira hipótese desta pesquisa, de que o aumento do escoamento superficial na área de estudo no decorrer das últimas seis décadas é consequência do descumprimento e/ou da não aplicação dos instrumentos de ordenamento territorial e da legislação ambiental vigente, mais especificamente do Plano Diretor do município (SANTA CRUZ DO RIO PARDO, 2006) e da Legislação Florestal brasileira (BRASIL, 2012a, 2012b; BRASIL, 2016; BRASIL, 2017), na regulação do uso da terra.

A análise deter-se-á nas leis supracitadas vigentes, uma vez que o Código Florestal brasileiro sofreu inúmeras alterações desde a promulgação da lei anterior de 1965, e que o primeiro Plano Diretor de Santa Cruz do Rio Pardo foi promulgado em 2006, após sua elaboração ter sido disciplinada pelo Estatuto das Cidades, expresso pela Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001 (BRASIL, 2001) que regulamentou os artigos 182 e 183 da Constituição Federal de 1988.

No que diz respeito à legislação florestal, observa-se que a área ocupada por vegetação arbórea densa, esparsa e de áreas úmidas em conjunto equivalia a 1.197,45 ha em 1962, ou 15,2 % da área da bacia hidrográfica (Tabela 22). No entanto, a Figura 44 revela inúmeras áreas situadas nas faixas marginais aos rios e nascentes desprovidas de vegetação. Nos anos posteriores, a maioria dos fragmentos de vegetação foi desmatada e, embora tenha havido reflorestamento nas últimas duas datas analisadas, sobretudo das APP marginais aos rios e nascentes, a área da bacia hidrográfica ocupada por vegetação foi de 6,43 % em 1984, 7,84 %

em 2004 e 8,45 % em 2018, taxas inferiores às observadas em 1962. No cenário de adequação das APP e Reservas Legais à legislação florestal, a área coberta por vegetação passou a 1.220,79 ha, ou 15,5 % da superfície da bacia hidrográfica, estando alocadas espacialmente nas áreas estabelecidas por lei. Nessas condições, o volume total de escoamento superficial simulado pelo modelo HEC-HMS foi 18,23 % menor que o observado na chuva de T_R = 10 anos no ano 2018, e 11,12 % menor em chuva de T_R = 200 anos.

O Plano Diretor do município de Santa Cruz do Rio Pardo, promulgado em 2006, estabeleceu a macrozona rural Z5A como principal vetor de expansão urbana do município e legitimou o loteamento de novos bairros a partir de então, embora a expansão já fosse observada nesta macrozona nas décadas anteriores, na área da bacia do Ribeirão São Domingos (Figura 50). Ao serem loteados, os novos bairros são incorporados ao perímetro urbano e classificados na macrozona Z2 – em consolidação, para em seguida se transferirem à macrozona Z1 – consolidada. A inclusão dos bairros nas macrozonas urbanas pressupõe o cumprimento de parâmetros urbanísticos estabelecidos nas diretrizes de ocupação do solo do Plano Diretor, a saber: Taxa de Ocupação de 70 % e Taxa de Permeabilidade de 15 %. Esses parâmetros, entretanto, não são observados na realidade, mesmo nos loteamentos recém-implantados, resultando em maior impermeabilização do solo que os limites estabelecidos e afetando a relação infiltração-deflúvio em favor deste último.

Em relação à Taxa de Cobertura Vegetal (TCV), as macrozonas rurais Z5A e Z5B apresentaram em 2018 taxas inferiores à estabelecida nas diretrizes de ocupação do solo do Plano Diretor, que é de 15 %. Os percentuais observados foram de 6,28 % e 8,03 %, respectivamente. Como as AEI Ambientais pertencem a essas macrozonas, se for computada a cobertura vegetal arbórea e arbustiva das AEI Ambientais do Córrego União, Ribeirão Mandaçaia e Ribeirão São Domingos/Pantanal na macrozona Z5A, e a cobertura vegetal da AEI Ambiental das Cabeceiras do Ribeirão Mandaçaia na macrozona Z5B, os valores de TCV passam a 8,89 % e 9,25 %, respectivamente, valores inferiores ao estabelecido no Plano Diretor. Tomadas individualmente, as AEI Ambientais das Cabeceiras do Ribeirão Mandaçaia (12,04 %) e do Córrego União (27,44 %) também não cumprem a TCV estabelecida para as AEI Ambientais, de 35 %.

O parcelamento do solo rural para uso por chácaras de recreio é observado na macrozona Z5A, e pouco comum na macrozona Z5B. O Plano Diretor, no entanto, permite que ambas as macrozonas sejam parceladas para esta finalidade, adotando os parâmetros urbanísticos TO de 35 % nas macrozonas Z5A e Z5B, e de 30 % nas AEI Ambientais; e TP de 45 % nas macrozonas Z5A e Z5B e de 60 % nas AEI Ambientais. Ao permitir esse percentual de ocupação e de impermeabilização do solo, a lei municipal possibilita o aumento do volume de escoamento superficial produzido por essas áreas, elevando as vazões no exutório da bacia hidrográfica e potencializando a ocorrência de episódios de inundação, sobretudo na zona urbana. Essa afirmação é confirmada pelas simulações hidrológicas que utilizaram os valores máximos de TO e TP estabelecidos no Plano Diretor, expressas na Tabela 63 e na Figura 134.

Nesse contexto, a hipótese em discussão é parcialmente confirmada, pois a cobertura vegetal arbórea e arbustiva existente no ano 2018 não atende aos percentuais mínimos estabelecidos na legislação florestal nem nas diretrizes de ocupação do solo do Plano Diretor, e os coeficientes urbanísticos estabelecidos para as macrozonas urbanas não são observados na realidade. Portanto, não há total cumprimento destes instrumentos de ordenamento territorial na área de estudo. Por outro lado, o Plano Diretor permite o aumento das vazões na bacia do Ribeirão São Domingos ao possibilitar a expansão urbana e o parcelamento do solo rural a partir dos parâmetros urbanísticos estabelecidos. A demanda pelos loteamentos urbanos e rurais ainda está restrita a partes da macrozona Z5A, mas se aumentar no futuro, o Plano Diretor legitimará o aumento do escoamento superficial e dos episódios de inundações na bacia hidrográfica, razão pela qual esta pesquisa propôs alterações no macrozoneamento urbano e rural e nas diretrizes de ocupação do solo.

Cabe destacar também que as macrozonas urbanas, rurais e as AEI Ambientais e de Recuperação Ambiental presentes na bacia do Ribeirão São Domingos seguem aproximadamente seus limites e/ou foram delimitadas a partir de condições do meio físico (características do solo e hidrográficas, principalmente), a exemplo da macrozona 5 – zona de influência urbana, que ocupa quase toda a zona rural da bacia hidrográfica e é passível de conversão para uso urbano; da AEI Ambiental Cabeceiras do Mandaçaia, caracterizada por solos frágeis do ponto de vista hidrológico e de suscetibilidade à erosão; e das AEI Ambientais dos córregos da zona urbana e macrozona Z5A, que compreendem os fundos de vale e as Áreas

de Preservação Permanente dos cursos d'água. Essas características facilitam a aplicação das diretrizes de regulação do uso da terra e de manejo ambiental, embora não coincidam com os limites das propriedades rurais.

Nesse sentido, as macrozonas urbanas e rurais e as AEI da bacia do Ribeirão São Domingos podem ser entendidas e geridas como unidades territoriais, segundo o conceito de Andrade (1995) apresentado no item 1.1 desta pesquisa, ou seja, o território sendo o *lócus* do exercício de poder do poder público municipal no ordenamento do território e no provimento de serviços públicos à população; dos órgãos de defesa ambientais na fiscalização do cumprimento da legislação florestal; dos proprietários rurais, que desejam expandir sua área cultivada e/ou construída em prejuízo da cobertura vegetal arbórea; dos agentes imobiliários, na tentativa e pressão pela aprovação de novos loteamentos urbanos; das associações de bairro, em defesa de demandas locais; dos agentes individuais, em defesa de interesses próprios, entre outros atores que atuam na gestão e no ordenamento do território, com interesses usualmente conflituosos entre si.

CONCLUSÕES

Considerações finais

Esta tese analisou as transformações no uso da terra ocorridas na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos nas últimas seis décadas e simulou cenários futuros de uso da terra que denotam diversas especializações produtivas, crescimento urbano e industrial, adequação das Áreas de Preservação Permanente e Reservas Legais à legislação florestal brasileira e intervenções no espaço urbano a partir do paradigma da drenagem urbana moderna. Em seguida, buscou compreender por meio de modelagem a relação entre as diferentes condições de uso da terra, os processos erosivos e o aporte de sedimentos no exutório da bacia hidrográfica, bem como a relação entre o uso da terra e o escoamento superficial produzido em eventos de chuvas intensas na área de estudo, que frequentemente causam episódios de inundações. Por fim, analisou e propôs mudanças no macrozoneamento urbano e rural e nas diretrizes de ocupação do solo rural do município de Santa Cruz do Rio Pardo com vistas ao controle do escoamento superficial.

A pesquisa partiu das hipóteses de que: 1) o aumento do escoamento superficial e dos episódios de inundação na bacia hidrográfica decorrem da não observância e/ou não aplicação dos instrumentos legais de ordenamento territorial e ambiental vigentes, como o Plano Diretor do município e a legislação florestal brasileira; 2) o crescimento urbano, industrial e da área cultivada pelas *commodities* agrícolas no futuro próximo, cenário de dez anos, seguindo a tendência observada entre os anos 2004 e 2018, provocará novas alterações no ciclo hidrológico da bacia hidrográfica, em favor do escoamento superficial e do aumento da frequência dos episódios de inundação na zona urbana de Santa Cruz do Rio Pardo; 3) a adoção progressiva de práticas conservacionistas e a melhoria das condições de manejo agrícola do solo foram responsáveis pela redução dos processos erosivos e da exportação de sedimentos pela bacia hidrográfica ao longo do período histórico, a despeito da redução da cobertura vegetal arbórea, da menor fragmentação da paisagem agrícola e do aumento das monoculturas.

No tocante às transformações no uso da terra, a pesquisa buscou compreendê-las a partir das mudanças nas relações de produção e nas forças de

produção capitalistas, que alteram a constantemente forma e a funcionalidade da paisagem. No ano 1962, predominava na bacia do Ribeirão São Domingos a lavoura cafeeira em propriedades rurais de diferentes tamanhos, com domínio, em área, das grandes fazendas. A ocupação agrícola não estava consolidada, dada a existência de inúmeros fragmentos de mata nativa densa e esparsa, além das áreas campestres e de pastagem arborizada, evidenciando o processo de desmatamento em andamento. Destacavam-se também as pastagens, produtivas ou abandonadas. A população do município era predominantemente rural, empregada nas lavouras de café.

Com o declínio da lavoura cafeeira, causada por mudanças na política agrícola do país em favor da diversificação da produção, pela modernização da agricultura e pelas fortes geadas ocorridas nas décadas de 1950 a 1970, com destaque para a geada negra de 1975, transformações substanciais no uso da terra ocorreram, podendo ser observadas no mapa de uso da terra de 1984, em que se destaca a redução da área ocupada pelo café de 33,93 % para 7,8 %, a consolidação das pastagens produtivas, o aumento das lavouras de cana-de-açúcar, dados os subsídios do governo por meio do programa Proálcool, a redução significativa da cobertura vegetal devido à consolidação da ocupação agrícola, e a redução da população do município nos Censos Demográficos de 1970 e 1980, com predomínio da população urbana sobre a rural.

No ano 2004, a agricultura moderna já se encontrava consolidada e, em sua maior parte, em sistemas de cultivo e manejo que promovem maior cobertura e proteção ao solo, como o Sistema de Plantio Direto. A área ocupada pelas *commodities* agrícolas milho e soja aumentou, atingindo 11,4 % da bacia hidrográfica. As lavouras de cana-de-açúcar se consolidaram, dada a demanda por etanol pelos novos veículos *flex fuel*, a internacionalização e a desregulamentação do setor sucroalcooleiro. As pastagens continuaram ocupando a maior área, com 38,46 % da bacia, e o crescimento urbano, industrial e populacional também foi observado. Ocorreu também uma tímida evolução na área ocupada por vegetação arbórea. No ano 2018, poucas mudanças no uso da terra são observadas, com destaque para o aumento da área cultivada por soja e milho graças aos elevados preços alcançados no mercado internacional, em detrimento das pastagens, cuja área sofreu redução. Nota-se, também, o crescimento das zonas urbanas e industriais, que passaram a ocupar 8,28 % da área da bacia hidrográfica e

reforçaram as mudanças no ciclo hidrológico em favor do escoamento superficial. Porém, houve avanços na recuperação da cobertura vegetal arbórea.

Os cenários futuros de uso da terra foram simulados pelo modelo Dyna-CLUE com relativa eficiência. Na análise de sensibilidade do modelo, realizada por meio da simulação dos usos da terra do ano 2018 a partir do ano-base 2004, e comparação do mapa simulado com o mapa real de uso da terra de 2018, 56,27 % da área participante da simulação foi alocada corretamente, ou mantendo o uso da terra de 2004 quando este persistiu, ou alterando-o para a classe observada em 2018. Se forem excluídas as áreas de expansão urbana e industrial, cuja alocação espacial foi "forçada" pela função preferência específica de localização (*locspec*), essa porcentagem reduz para 50,35 %.

As mudanças no uso da terra das classes soja e milho foram simuladas corretamente em apenas 25,83 % e 12,22 % de sua área, respectivamente, no ano 2018, resultados que podem ser atribuídos à incapacidade dos fatores direcionadores de explicação da alocação espacial, no caso da soja, e ao valor elevado de elasticidade à conversão e à baixa probabilidade de ocorrência calculada pela cultura do milho, que fez com que parte das áreas cultivadas em 2004 fossem mantidas com a cultura e que as novas áreas ocupassem terras marginais, não demandadas por outras classes de uso da terra. Também, as categorias de uso de baixa expressividade na bacia hidrográfica não foram alocadas corretamente, tendo ocupado as áreas remanescentes do processo iterativo de alocação espacial após a alocação das categorias de uso da terra de maior ocorrência, que também tiveram valores mais elevados de probabilidade de ocorrência em determinadas porções da área de estudo.

Nos cenários simulados para o ano 2028, foi utilizada a função *locspec* para direcionar o uso da terra das classes zona urbana, área industrial, vegetação arbórea e, no cenário futuro 5, o eucalipto. Os mapas simulados tiveram coerência espacial, mas como a simulação é realizada pixel a pixel, algumas classes apresentaram descontinuidade, havendo manchas de área industrial, de zona urbana, pastagem e solo exposto em meio à lavoura de cana-de-açúcar, de pastagem em meio ao cultivo de eucalipto, entre outras. Essas inconsistências, no entanto, são esperadas, pois o processo de alocação espacial no modelo Dyna-CLUE leva em consideração diversos fatores, como os mapas de probabilidade resultantes do modelo de regressão logística ajustado entre as classes de uso da

terra, os fatores direcionadores da localização e as funções de preferência específica de localização (*locspec*); a elasticidade à conversão; as matrizes de conversão; as áreas restritas às mudanças no uso da terra; e a demanda por área de cada classe de uso da terra. Todos esses fatores são considerados no processo iterativo de alocação espacial. A função de vizinhança, não utilizada nesta pesquisa, poderia amenizar tais descontinuidades espaciais.

O mapa semidetalhado de solos, elaborado em conformidade com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2013) e com o auxílio da fotopedologia, identificou treze classes de solo no 3º nível categórico (grandes grupos), e quatro classes no 1º nível categórico: Latossolo, Nitossolo, Argissolo e Gleissolo, cujas áreas ocupadas foram de 59,17 %, 26,64 %, 10,34 % e 3,85 %, respectivamente. As propriedades químicas, físicas, morfológicas e granulométricas das amostras de terra utilizadas no levantamento foram determinadas e utilizadas na estimativa da erodibilidade do solo, da fertilidade aparente, da tolerância de perda de solo e na definição do seu grupo hidrológico.

Na modelagem de erosão e aporte de sedimentos pela bacia do Ribeirão São Domingos, o modelo WaTEM/SEDEM foi adaptado para simulação dos referidos processos em escala de evento de chuva, pois foi concebido para predizer perda de solo e aporte de sedimentos anuais. A calibração utilizou dados pluviométricos, fluviométricos e de concentração de sedimentos em suspensão medidos em campo, e o fator C (uso e manejo do solo) da RUSLE foi estimado pelo índice de vegetação NDVI de imagens do satélite SENTINEL-2 relativas às datas em que as chuvas ocorreram. Nos períodos históricos analisados, as taxas de erosão reduziram de 1962 a 2004 e voltaram a aumentar em 2018, mas a valores inferiores aos observados em 1962. O aporte de sedimentos no exutório da bacia, no entanto, reduziu de 1962 a 2018 em razão do aumento da retenção de sedimentos na bacia hidrográfica, resultado do aumento das práticas conservacionistas adotadas, incluídas na modelagem por meio do parâmetro eficiência de retenção de sedimentos das parcelas agrícolas da bacia, o que comprova uma das hipóteses desta investigação.

Nos cenários futuros de uso da terra, houve redução da erosão e da exportação de sedimentos nos cenários 1 e 2, comparado ao ano 2018, em razão do aumento da urbanização e redução das áreas agrícolas. Os cenários 3 e 4 apresentaram as maiores taxas de erosão e aporte de sedimentos entre os cenários

analisados, inferiores apenas às taxas do ano 1962. Embora a eficiência de retenção de sedimentos nesses cenários tenha aumentado em relação ao ano 2018, a expansão da área cultivada por soja, milho e cana-de-açúcar no cenário 3, em substituição às pastagens e outros usos, fez o fator C aumentar, além de crescerem as áreas de coeficiente de capacidade de transporte de sedimentos característico das áreas agrícolas (kTc alto). No cenário 4, essas mesmas mudanças foram acompanhadas da expansão urbana que, além de produzirem sedimentos devido aos maiores comprimentos de rampa do relevo, não os retiveram nas vertentes.

Os cenários 5, 6 e Legislação florestal constituem os chamados cenários conservacionistas, por produzirem menor perda de solo por erosão e menor aporte de sedimentos no exutório da bacia. No cenário 6, caracterizado pela duplicação da área de pastagem, as taxas de erosão foram 43,5 % menores que no ano 2018 no evento de chuva de maior erosividade. O total de sedimentos exportados da bacia foi o menor entre todos os cenários analisados, mas a taxa de aporte de sedimentos foi superior aos demais cenários conservacionistas em decorrência das existência de extensas parcelas ocupadas por pastagens, de comprimento de rampa elevado e não segmentadas, que fazem a retenção e a deposição de sedimentos reduzirem. Os cenários 5 (aumento das lavouras de eucalipto em dezenove vezes e duplicação das áreas de vegetação arbórea) e de adequação das APP e Reservas Legais à legislação florestal brasileira apresentaram taxas similares de erosão, mas o aporte de sedimentos no exutório da bacia simulado no cenário Legislação Florestal foi maior, pois manteve os usos da terra de 2018 e as áreas de mata nativa responsáveis pela retenção de sedimentos foram alocadas apenas nas faixas marginais aos rios, nascentes e áreas de Reserva Legal, enquanto no cenário 5 a área vegetada total foi maior e com maior ocorrência no terço inferior das vertentes e fundos de vale.

Vários desafios, entretanto, foram enfrentados na parametrização e calibração do modelo, como a ausência de valores de referência do parâmetro eficiência de retenção de sedimentos em suspensão e conectividade das parcelas; a estimativa do fator C pelos índices de vegetação NDVI, que consideram a densidade de cobertura vegetal e seu vigor vegetativo, cujos valores não condizem com os disponíveis na literatura; a definição, por calibração, de coeficientes de capacidade de transporte de sedimentos do evento de chuva de erosividade média inferiores aos calibrados para os eventos de menor e maior erosividade, que fez com que a

deposição de sedimentos naquele evento de chuva fosse menor; a impossibilidade de estimar a taxa de retenção de sedimentos pelos açudes; a não divisão das pastagens e áreas urbanas em parcelas e a atribuição de eficiência nula de retenção de sedimentos nas áreas urbanas, que fazem as taxas de erosão aumentarem devido ao aumento do comprimento de rampa nas vertentes, e os sedimentos serem transferidos a jusante, entre outras dificuldades.

Para estimar as chuvas de projeto utilizadas na modelagem hidrológica, foi ajustada a equação IDF (Intensidade, Duração e Frequência) das chuvas a partir dos dados do posto pluviométrico “Santa Cruz do Rio Pardo”, utilizando o método de desagregação dos índices pluviométricos diários máximos de cada ano da série temporal em precipitações de menores durações, proposto pelo DAEE-CETESB (1980), a aderência dos dados à distribuição de Gumbel e ajuste da equação pelo método dos mínimos quadrados, conforme metodologia apresentada por Britto e Kellner (2016).

A partir das chuvas de projeto obtidas pela equação IDF em diferentes períodos de retorno, foram determinados os hidrogramas de projeto pelo método do SCS (1986), descrito por Studart (2006). Essa metodologia, entretanto, utiliza o valor médio do Número da Curva da bacia hidrográfica e não detecta a variabilidade do potencial de geração de escoamento superficial nela existente. Ademais, os tempos de pico e de base do escoamento são invariáveis, mesmo em chuvas de diferentes intensidades e em diferentes valores de Número da Curva, o que restringe seu uso à elaboração de projetos de engenharia. Na presente pesquisa, os volumes de escoamento superficial e as vazões de pico calculadas por este método, ao tomarem o ano 2018 como base, foram maiores nos cenários futuros 1 a 4, e inferiores nos anos 1962, 1984, 2004 e nos cenários futuros 5, 6, Legislação Florestal e Legislação florestal + drenagem urbana moderna.

A modelagem hidrológica com o HEC-HMS também utilizou os métodos de cálculo de perdas de precipitação e transformação em escoamento superficial e do hidrograma unitário do SCS, mas tem a vantagem sobre o método anterior de ser espacialmente distribuído em sub-bacias e de estimar os hidrogramas de cada uma delas a partir de sua área e do tempo de retardo, calculado em função do CN médio, do comprimento do talvegue e da declividade da sub-bacia. O modelo simula também o escoamento nos canais de drenagem que conectam as sub-bacias. Em suma, considera a variabilidade do potencial de escoamento superficial das sub-

bacias e determina o formato e os parâmetros do hidrograma do exutório a partir dos hidrogramas das sub-bacias e do escoamento nos canais.

As simulações hidrológicas realizadas mostraram, em todos os períodos de retorno analisados, o aumento do volume de escoamento superficial, da vazão de pico, e a redução do tempo de pico no decorrer do período histórico, de 1962 a 2018, resultado das mudanças no uso da terra ocorridas, do aumento da urbanização e das áreas agrícolas utilizadas por cultivos geradores de maior volume de escoamento. Essas mudanças no uso da terra revelam a relação complexa e conflituosa entre a sociedade e a natureza que afetam as condições de existência da população por meio dos problemas ambientais, sendo a maior ou menor vulnerabilidade a eles resultados das relações sociais estabelecidas.

Os cenários futuros 1 a 4, caracterizados pela expansão urbana e/ou da área cultivada pelas *commodities* agrícolas em detrimento das pastagens, fizeram o escoamento superficial total e as vazões de pico aumentarem, além de reduzirem os tempos de pico em comparação com as condições hidrológicas do ano 2018, comprovando uma das hipóteses da pesquisa. Esses cenários, sobretudo o cenário 4, constituem a extrapolação para o ano 2028 das mudanças no uso da terra observadas entre 2004 e 2018. Os cenários futuros 5, 6, Legislação Florestal e Legislação Florestal + drenagem urbana moderna, marcados pelos usos da terra de menor potencial de geração de escoamento superficial, como as pastagens, vegetação arbórea, eucalipto, áreas verdes urbanas, praças, entre outros, apresentaram menores volumes de escoamento e vazão de pico, com destaque para o cenário Legislação Florestal + drenagem urbana moderna, cujo volume total do escoamento simulado no evento de chuva de período de retorno de 25 anos foi 25 % menor que no ano-base 2018.

A modelagem hidrológica realizada nesta pesquisa, entretanto, teve várias limitações, como a impossibilidade de calibração do modelo HEC-HMS para os eventos reais de chuva; a não consideração das estruturas de detenção e retenção do escoamento superficial existentes na bacia hidrográfica; e as dificuldades de definição dos valores de Número da Curva, que evidenciam a necessidade da realização de estudos para a derivação de índices CN das condições de uso da terra e manejo do solo das regiões tropicais, já que os valores comumente utilizados no Brasil e nesta pesquisa são derivados dos valores tabelados para os grupos hidrológicos dos solos dos Estados Unidos.

Em relação aos instrumentos de ordenamento territorial e ambiental da bacia do Ribeirão São Domingos, as simulações hidrológicas do cenário hipotético de adequação das APP e Reservas Legais à legislação florestal brasileira conjugado à adoção da taxa de permeabilidade mínima e da taxa de ocupação máxima das macrozonas rurais estabelecidas no Plano Diretor atual do município evidenciaram aumentos da ordem de 443,7 % e 282,7 % no volume do escoamento superficial no evento de chuva de T_R = 10 anos, quando utilizadas as taxas TP e TO, respectivamente.

Nesse ínterim, esta pesquisa propôs alterações no macrozoneamento rural e nas ditretrizes de ocupação do solo dessas macrozonas, limitando a área passível de loteamento para usos em chácaras de recreio a porcentagens de área predefinidas das macrozonas rurais, limitando a expansão urbana à macrozona Z5A e a 5 % de sua área, fazendo cumprir as taxas de cobertura vegetal das macrozonas rurais e Áreas de Especial Interesse Ambiental estabelecidas no Plano Diretor atual, e possibilitando a conversão para uso urbano de algumas áreas da macrozona Z9, localizada fora do perímetro da bacia do Ribeirão São Domingos e caracterizada pelo moderado risco de erosão. Considerando a inevitabilidade da expansão urbana, as simulações hidrológicas realizadas a partir desta proposta produziram aumento do escoamento superficial comparado às condições de 2018, mas a taxas bastante inferiores que nas condições permitidas pela lei municipal atual, que podem ser gerenciadas por medidas estruturais de controle de enchentes embasadas no paradigma moderno da drenagem urbana. Tal proposta, porém, pode ser modificada no sentido de reduzir o potencial de escoamento superficial.

Destaca-se ainda que as porcentagens mínimas de cobertura vegetal arbórea ou arbustiva estabelecidas no Plano Diretor, e as APP e Reservas Legais regulamentadas pela legislação florestal brasileira, não são observadas na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos. Nesse sentido, a hipótese de que o aumento do escoamento superficial resulta da inobservância dos instrumentos de ordenamento territorial e da legislação ambiental é parcialmente válida, pois mesmo que se faça a adequação da cobertura vegetal, mas se execute o loteamento e impermeabilização das macrozonas rurais para uso em chácaras de recreio, ou se converta parte delas em loteamentos urbanos, atos permitidos pelo Plano Diretor atual, o escoamento superficial aumentará nos eventos de chuvas intensas, intensificando os episódios de inundação na área de estudo.

Em suma, esta tese procurou trazer uma contribuição metodológica aplicada à análise da influência do uso da terra e do manejo do solo nos processos erosivos e do escoamento superficial na bacia hidrográfica do Ribeirão São Domingos, além de alertar para os impactos negativos que crescimento urbano, industrial e dos cultivos agrícolas de menor proteção ao solo seguindo a tendência observada nas duas últimas décadas trarão a esses processos, e mostrar que o seu controle passa pela adequada gestão e ordenamento do território.

Os objetivos estudados e resultados alcançados estão alinhados a alguns objetivos e metas de desenvolvimento sustentável (ODS) da Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (ONU). No ODS 2, “Acabar com a fome, alcançar a segurança alimentar e melhoria da nutrição e promover a agricultura sustentável”, destaca-se a meta 2.4: “Até 2030, garantir sistemas sustentáveis de produção de alimentos e implementar práticas agrícolas resilientes, que aumentem a produtividade e a produção, que ajudem a manter os ecossistemas, que fortaleçam a capacidade de adaptação às mudanças climáticas, às condições meteorológicas extremas, secas, inundações e outros desastres, e que melhorem progressivamente a qualidade da terra e do solo”. Esta pesquisa mostrou que sistemas de cultivo como o plantio direto e as práticas conservacionistas para o controle da erosão e do escoamento superficial nas áreas agrícolas, além do cumprimento da legislação florestal, são técnicas eficientes e necessárias na melhoria da qualidade do solo e prevenção das inundações, que tendem a aumentar a frequência e intensidade com as mudanças climáticas. Ressalta-se, entretanto, a necessidade da evolução e aperfeiçoamento dos sistemas de cultivo para proteção dos solos contra a erosão e regulação do ciclo hidrológico perante as condições meteorológicas extremas, e que sua implementação passa pelo planejamento e ordenamento territorial rural.

Em relação ao ODS 6, “Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todas e todos”, a meta 6.6: “Até 2020, proteger e restaurar ecossistemas relacionados com a água, incluindo montanhas, florestas, zonas úmidas, rios, aquíferos e lagos” é contemplada na pesquisa por ter demonstrado a necessidade de reaproximar o ciclo hidrológico às condições naturais e favorecer a infiltração da água no solo via proteção das florestas, do solo e da drenagem urbana que favoreça a permanência da água na bacia e sua infiltração durante os eventos de chuvas intensas. Tais medidas contribuem, consequentemente, para a

manutenção da perenidade dos rios e mananciais e da sua qualidade para o abastecimento e saneamento.

O ODS 11, “Tornar as cidades e os assentamentos humanos inclusivos, seguros, resilientes e sustentáveis”, com a meta 11.5: "Até 2030, reduzir significativamente o número de mortes e o número de pessoas afetadas por catástrofes e substancialmente diminuir as perdas econômicas diretas causadas por elas em relação ao produto interno bruto global, incluindo os desastres relacionados à água, com o foco em proteger os pobres e as pessoas em situação de vulnerabilidade", foi indiretamente contemplado na pesquisa por ter demonstrado o aumento futuro do perigo de inundação na área de estudo se a tendência histórica de uso da terra se concretizar, e ter proposto cenários alternativos de uso da terra e mudanças no macrozoneamento e nas diretrizes de uso do solo para reduzi-lo.

A pesquisa também atende o ODS 15, “Proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e deter a perda de biodiversidade”, pois realiza um diagnóstico dos processos erosivos e do escoamento superficial na área de estudo, seguido de proposições para regular o uso da terra urbano e rural por meio da preservação das florestas e do aumento da cobertura vegetal do solo e, desta forma, preservar os recursos naturais floresta, solo e água.

Recomendações

Os resultados obtidos na pesquisa possibilitam a elaboração de algumas recomendações relativas à gestão urbana e rural e à bacia do Ribeirão São Domingos:

- À Prefeitura de Santa Cruz do Rio Pardo, recomenda-se a contratação de profissionais geógrafos a serem lotados nas Secretarias Municipais de Planejamento Urbano e Obras, Meio Ambiente e Agricultura. Esses profissionais, dada a formação ampla e multidisciplinar sobre os aspectos físicos e socioeconômicos do território municipal, terão atuação fundamental no planejamento e na gestão urbana, rural e ambiental do município, de modo a assessorar os proprietários rurais na legalização ambiental e suas propriedades, a subsidiar tecnicamente a aplicação dos instrumentos de ordenamento territorial, como o macrozoneamento urbano e as

diretrizes de ocupação do solo, a acompanhar os parcelamentos do solo urbano em cumprimento à Lei Federal nº 6.766 de 19/12/1979 (BRASIL, 1979), entre outras atividades voltadas à conservação do solo e à regulação do ciclo hidrológico para reduzir o perigo de inundação;

- Recomenda-se também a criação do Setor de Geoprocessamento na Prefeitura, para elaboração da base de dados do município, hoje incipiente, e criação de bancos de dados georreferenciados que subsidiarão o planejamento e a gestão urbana, a fiscalização e tributação dos imóveis urbanos, e a gestão do meio rural, além da execução dos mapeamentos necessários e das análises espaciais como subsídio à tomada de decisão pelo poder público;

- Dada a necessidade de revisão e atualização do Plano Diretor do município, em vigência há treze anos, os resultados das simulações hidrológicas e a proposta de alteração do macrozoneamento urbano e rural e das diretrizes de ocupação do solo das macrozonas que integram a bacia do Ribeirão São Domingos elaborada nesta pesquisa, recomenda-se a mudança do Plano Diretor seja realizada com urgência e que envolva toda a sociedade civil, as universidades da região, os três poderes municipais, e que as secretarias municipais supracitadas tenham atuação central na formulação das diretrizes de uso da terra, de modo a garantir o cumprimento das leis urbanísticas e ambientais no tocante à expansão urbana, ao uso da terra nas áreas de urbanização consolidada, à produção agrícola e à preservação ambiental, com destaque para a regulação do ciclo hidrológico e o controle da erosão, alinhada aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da Agenda 2030. Espera-se que a revisão do Plano Diretor seja objeto de um grande debate municipal, em audiências públicas efetivas, e que seja o instrumento legal balizador do planejamento e da gestão do município.

Desafios da pesquisa e estudos futuros

Embora esta pesquisa de doutorado tenha atingido os objetivos propostos, inúmeras adaptações, alterações e reduções nos procedimentos metodológicos tiveram que ser realizadas, seja pela indisponibilidade de dados e de equipamentos para coletá-los, por problemas técnicos nos equipamentos disponíveis, por motivos de segurança ou mesmo por limitação de tempo para desenvolvimento da pesquisa e conclusão do curso.

A título de exemplo, os sensores de nível da água adquiridos pelo autor e utilizados na medição da vazão do Ribeirão São Domingos apresentaram defeito no auge do perío go chuvoso do ano hidrológico 2017/2018 e muitos dados coletados foram perdidos. Esses sensores foram trocados em garantia duas vezes pelo fabricante. No início do período chuvoso do verão de 2018/2019, as residências localizadas próximas ao rio no local onde os instrumentos estavam instalados e que limitavam o acesso a ele foram demolidas por estarem localizadas em APP, e logo depois um dos sensores foi furtado. O equipamento foi devolvido posteriormente com avarias e teve de ser reparado pelo assistência técnica autorizada do fabricante. Essas perdas de dados comprometeram a calibração do modelo de erosão WaTEM/SEDEM.

Entretanto, cabe aqui apontar caminhos para o aperfeiçoamento das metodologias utilizadas e para alcançar os mesmos objetivos e/ou ampliá-los a outros recortes espaciais e escalas de análise, como propostas de pesquisas futuras a serem realizadas pelo autor ou por outros pesquisadores da área.

A predição de cenários futuros de uso da terra com o modelo Dyna-CLUE pode utilizar funções de enriquecimento de vizinhança como fatores direcionadores do uso da terra para considerar a proximidade de determinada categoria de uso na alocação espacial, a exemplo da proximidade da área urbana para alocar novos loteamentos. Essa função, descrita por Verburg et al. (2004), pode evitar a alocação espacial de áreas irregulares pelo modelo e tornar desnecessário o uso da função de preferência específica de alocação (*locspec*).

Os estudos de modelagem de uso da terra poderão utilizar, também, número menor de categorias de uso da terra, eliminando assim os usos da terra pouco expressivos e agrupando-os em categorias afins de modo a melhorar a acurácia da simulação. Essa prática é comum em estudos realizados em áreas maiores e escalas menores, nas quais a identificação dos usos da terra é dificultada ou não há necessidade de informações detalhadas. Na presente pesquisa, por exemplo, a categoria solo exposto poderia ter sido unida às culturas temporárias para evitar sua alocação nas áreas preteridas pelas demais categorias no processo de alocação espacial, mas o estudo requeria a diferenciação dos usos da terra para aplicação nos estudos de erosão e hidrológico, e mesmo as culturas temporárias foram mapeadas separadamente.

Outro desafio que se impõe à modelagem é a escolha dos fatores direcionadores do uso da terra adequados e/ou a disponibilidade de dados georreferenciados, sobretudo os socioeconômicos, para a utilização nas simulações. Entrevistas prévias com os agentes de produção do espaço (poder público municipal, empresas loteadoras, agricultores, agroindustriais, etc.) para compreender os motivos que os levaram a plantar determinado cultivo ou a se dedicar à pecuária, ou ainda o motivo da escolha de uma área para novo loteamento residencial, podem facilitar a definição dos fatores direcionadores. Ademais, propõe-se utilizar outros modelos de uso da terra de acordo com o objetivo da pesquisa e com a finalidade de compará-los e testar seu desempenho, como o modelo GEOMOD, disponível no SIG Idrisi, e o Dinamica EGO.

No que tange à modelagem de erosão e aporte de sedimentos, o modelo WaTEM/SEDEM tem um componente empírico baseado na RUSLE para determinar as taxas de erosão, e os componentes físicos de roteamento dos sedimentos que necessitam ser calibrados com dados de vazão e concentração de sedimentos em suspensão. Em relação à parametrização da RUSLE e da estrutura da paisagem, propõe-se em estudos futuros: a) a derivação do fator C de áreas agrícolas para calibração e validação do modelo a partir do índice de vegetação SAVI (*Soil-Adjusted Vegetation Index*, ou Índice de Vegetação Ajustado ao Solo), concebido por Huete (1998) para corrigir o efeito do brilho do solo em condições de baixa cobertura vegetal, e pelo índice EVI (*Enhanced Vegetation Index*, ou Índice de Vegetação Realçado), desenvolvido por Justice et al. (1998) como produto do satélite MODIS para aumentar a sensibilidade nas áreas de elevada cobertura vegetal e biomassa, nas quais o índice NDVI tem desempenho limitado, e reduzir a influência das condições atmosféricas na caracterização da vegetação. Para tal, será necessário calcular o fator C de diversos tipos de uso e cobertura da terra segundo a metodologia de Yoder et al. (1997), apresentada na equação 36, e ajustar um modelo de regressão entre esses valores calculados e os obtidos pelos índices de vegetação; b) o teste de outros métodos indiretos para aprimorar a estimativa da erodibilidade do solo a partir de atributos químicos, físicos e morfológicos, como a equação derivada por Denardin (1990) para os solos brasileiros, que tem como variáveis a classe de permeabilidade do perfil, o teor de matéria orgânica, o teor de Al_2O_3 da fração da TFSA extraído por ataque sulfúrico e o teor de partículas com diâmetro entre 0,5 e 2 mm, usando-se NaOH 1 $mol.L^{-1}$ como dispersante na análise

granulométrica, ou as equações propostas por Roloff e Denardin (1994) para estimar a erodibilidade dos solos do Paraná, cujas variáveis, diferentes em cada equação, foram selecionadas entre a classe de permeabilidade do perfil, teor de silte multiplicado pela soma dos teores de silte e areia fina, os teores de Al_2O_3 ou de Fe_2O_3 da fração da TFSA extraídos por ataque sulfúrico e os conteúdos de areia e argila. Outra possibilidade, que envolve maior investimento, é a determinação da erodibilidade do solo pelo método direto, a partir de chuvas simuladas em parcelas experimentais padrões.

Diante das dificuldades acima descritas para a medição da vazão e das limitações logísticas de obtenção de dados sedimentológicos durante todo o evento de chuva intensa, propõe-se: c) a obtenção da CSS por meio de sensores de turbidez com registro eletrônico em intervalos regulares, calibrados por amostras de água e sedimentos e por medidas de turbidez realizadas por turbidímetros portáteis antes e durante os eventos chuvosos, conforme descrito por Didoné, Minella e Evrard (2017); d) a elaboração de bases robustas de dados pluviométricos, fluviométricos e sedimentométricos, com duração de no mínimo três anos, para que a variedade de dados possibilite a calibração do modelo em eventos de chuvas de diferentes intensidades e condições meteorológicas anteriores, sobretudo os eventos extremos; e) a realização das medições de vazão com equipamentos apropriados, como os molinetes, durante os episódios de chuva, para estabelecer a curva-chave de nível da água e vazão e reduzir as incertezas na fluviometria; f) o aumento da segurança dos sensores de nível da água e sua instalação em áreas de difícil acesso à população local.

A modelagem hidrológica executada neste trabalho teve várias limitações relacionadas à calibração do modelo HEC-HMS, à obtenção dos valores de Número da Curva para as condições locais, ao uso do valor médio de CN para cada sub-bacia e à modelagem do armazenamento do escoamento superficial nas estruturas de retenção e detenção já existentes na bacia. Algumas alternativas a esses problemas, já indicadas no item 3.5.5, são: a) realização de pesquisas em parcelas experimentais contendo diferentes cultivos e tipos de manejo agrícola sob chuva natural ou simulada, para a determinação de valores CN nas condições de clima tropical, ou seja, a relação entre precipitação e infiltração da água no solo; b) uso do mapa raster de CN em conjunto com o modelo Clark modificado (ModClark) de construção do hidrograma e o modelo reservatório linear de fluxo de base como

alternativa ao uso de CN médio por sub-bacia, ou seja, um modelo espacialmente distribuído por pixel, que leva em consideração a relação precipitação / escoamento superficial em cada célula e a sua localização na bacia hidrográfica para o cômputo do escoamento superficial produzido, de seu caminho até o exutório e do hidrograma; c) realização da modelagem hidrodinâmica com o modelo HEC-RAS, para simulação das manchas de inundação sob diversas condições de uso da terra e intensidades pluviométricas, e identificação das áreas de risco de inundação. Tal modelo demanda o uso de modelo digital do terreno da planície de inundação de resolução espacial métrica ou submétrica. O MDT pode ser gerado a partir da obtenção e do processamento de imagens de veículos aéreos não tripulados (VANT), atualmente existentes nos laboratórios de algumas universidades; d) medição das dimensões e capacidade de armazenamento de água de algumas estruturas de detenção e retenção de água existentes na bacia hidrográfica e inserção das mesmas no modelo da bacia, para simular o armazemanento de água nessas estruturas e facilitar a calibração do modelo.

O levantamento de solos da presente pesquisa foi realizado pelo método convencional, com o uso da fotopedologia, da correlação solo-paisagem e da descrição geral, morfológica e análise das propriedades físicas e químicas de amostras coletadas nos perfis. Vários métodos de obtenção dos atributos do solo e de mapeamento são crescentemente utilizados atualmente. Em mapeamentos de solos futuros, pretende-se medir a condutividade elétrica aparente dos solos e estabelecer modelos de regressão para a estimativa da textura do solo, em especial com os conteúdos de areia e argila que possuem relação alta correlação negativa e positiva, respectivamente, com essa variável, conforme estudo realizado por Borba et al. (2015). Outra metodologia a ser utilizada é o mapeamento digital de solos (MDS) com o uso de redes neurais artificiais (RNA), parte da inteligência artificial, a partir das correlações entre as unidades de mapeamento e as covariáveis ambientais, tais como aspectos do relevo, da geologia e as superfícies geomórficas da área mapeada, na tentativa de identificar e classificar essas unidades por meio da correlação solo-paisagem, como no estudo desenvolvido por Arruda, Demattê e Chagas (2013).

Finalmente, ressalta-se a necessidade de estudar os cenários futuros de uso da terra, o ciclo hidrológico e os processos erosivos no contexto das mudanças climáticas, as quais tendem a provocar o aumento da intensidade e frequência dos

eventos meteorológicos extremos como chuvas extremas, secas, ocorrência de ciclones, além de mudanças na aptidão das terras agrícolas para alguns cultivos, o surgimento de novas pragas e doenças, entre outras alterações. Essas pesquisas serão mais e mais requeridas no futuro próximo, quando os efeitos das mudanças climáticas se manifestarem de maneira mais intensa.

REFERÊNCIAS

AL-ZAHRANI, M.; AL-AREEQ, A.; SHARIF, H. O. Estimating urban flooding potential near the outlet of an arid catchment in Saudi Arabia. **Geomatics, Natural Hazard and Risk**, Abingdon, v. 7, p. 1-17, Nov. 2016. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1080/19475705.2016.1255668. Acesso em: 26 ago. 2017.

AMARAL, A. Z.; AUDI, R. Fotopedologia. In: MONIZ, A. C. (Coord.). **Elementos de Pedologia**. São Paulo: Polígono; Edusp, 1972. cap. 35, p.429-442.

AMORIM, R. S. S.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. Principais modelos para estimar as perdas de solo em áreas agrícolas. In: PRUSKI, F. F. (Ed). **Conservação de solo e água**: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica. 2.ed. Viçosa: Ed. UFV, 2009. cap. 4, p.75-107.

ANDRADE, M. C. A questão do território. In: _____. **A questão do território no Brasil**. São Paulo: Hucitec, 1995. cap. 1, p. 19-28.

ANURAG; SAXENA, A.; PRADHAN, B. Land use/ Land cover change modelling: issues and challenges. **Journal of Rural Development**, Hyderabad, v. 37, n. 2, p. 413-424, Apr./June 2018. Disponível em: http://dx.doi.org/10.25175/jrd%2F2018%2Fv37%2Fi2%2F129708. Acesso em: 5 set. 2018.

ARBOIT, N. K. S.; MANCUSO, M. A.; FIOREZE, M. Ajuste de equação IDF por desagregação de chuvas diárias para o município de Iraí, RS. **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, Rio de Janeiro, v. 40, n. 3, p. 248-253, set./dez. 2017. Disponível em: http://dx.doi.org/10.11137/2017_3_248_253. Acesso em: 19 abr. 2018.

ARRAES, C. L.; BUENO, C. R. P.; PISSARRA, T. C. T. Estimativa da erodibilidade do solo para fins conservacionistas na Microbacia Córrego do Tijuco, SP. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 26, n. 6, p. 849-857, nov./dez. 2010. Disponível em: http://www.seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/7218/6604. Acesso em: 6 jun. 2017.

ARRUDA, G. P.; DEMATTÊ, J. A. M.; CHAGAS, C. S. Mapeamento digital de solos por redes neurais artificiais com base na relação solo-paisagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 37, n. 2, p. 327-338, abr. 2003. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832013000200004. Acesso em: 16 abr. 2019.

ASADI, A.; BOUSTANI, F. Performance evaluation of the HEC-HMS Hydrologic Model for lumped and semi-distributed stormflow simulation (study area: Delibajak Basin). **American Journal of Engineering Research (AJER)**, Stamford, v. 2, n. 11, p. 115-121, Nov. 2013. Disponível em: http://www.ajer.org/papers/v2(11)/N0211115121.pdf. Acesso em: 16 fev. 2019.

AUTODESK, INC. **Auto-CAD Map 5**. San Rafael: Autodesk, 2001. [programa de computador]

BARRETO, L.; SCHOORL, J. M.; KOK, K.; VELDKAMP, T.; HASS, A. Modelling potential landscape sediment delivery due to projected soybean expansion: a scenario study of the Balsas sub-basin, Cerrado, Maranhão state, Brazil. **Journal of Environmental Management**, London, v. 115, p. 270-277, Jan. 2013. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.11.017. Acesso em: 22 jun. 2016.

BEHERA, M. D.; TRIPATHI, P.; DAS, P.; SRIVASTAVA, S. K.; ROY, P. S.; JOSHI, C.; BEHERA, P. R.; DEKA, J.; KUMAR, P.; KHAN, M. L.; TRIPATHI, O. P.; DASH, T.; KRISHNAMURTHY, Y. V. N. Remote sensing based deforestation analysis in Mahanadi and Brahmaputra river basin in India since 1985. **Journal of Environmental Management**, London, v. 206, p. 1192-1203, Jan. 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.015. Acesso em: 14 ago. 2018.

BENINI, R. M.; MEDIONDO, E. M. Urbanização e impactos no ciclo hidrológico na Bacia do Mineirinho. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, n. 22, v. 2, p. 211-222, abr./jun. 2005. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.103114. Acesso em: 7 abr. 2018.

BERTOL, I. **Conservação do solo no Brasil**: histórico, situação atual e o que esperar para o futuro. Viçosa (MG): SBCS, 2016. (Opinião). Disponível em: https://www.sbcs.org.br/wp-content/uploads/2016/04/Conservação-do-solo-no-Brasil-.pdf. Acesso em: 20 out. 2018.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator C para as culturas de soja e trigo em três sistemas de preparo em um Cambissolo Húmico Alumínico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, n. 2, p. 451-461, abr./jun. 2001. Disponível em: http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v25n2/21.pdf. Acesso em: 8 nov. 2017.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator C para milho e aveia em rotação com outras culturas em três tipos de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, n. 2, p. 545-552, abr./jun. 2002. Disponível em: http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v26n2/29.pdf. Acesso em: 8 nov. 2017.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 5.ed. São Paulo: Ícone, 2005. 355 p.

BERTRAND, G. Paisagem e geografia física global - esboço metodológico. **Caderno de Ciências da Terra – Instituto de Geografia – USP**, v. 13, p. 1-27, 1972.

BIELENKI JR., C.; BARBASSA, A. P. **Geoprocessamento e recursos hídricos**: aplicações práticas. São Paulo: EdUFSCar, 2012. 257 p.

BORBA, M. Z.; FREDDI, O. S.; TREVISAN, R. G.; EITELWEIN, M. T.; MOLIN, J. P. Condutividade elétrica aparente no mapeamento da textura do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 35., 2015, Natal. **Anais...** Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. Disponível em: https://eventosolos.org.br/cbcs2015/arearestrita/arquivos/535.pdf. Acesso em: 16 abr. 2019.

BOTELHO, R. G. M. Bacias hidrográficas urbanas. In: GUERRA, A. J. T. (Org.). **Geomorfologia urbana**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2011. cap. 3, p. 71-115.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Secretaria Nacional de Defesa Civil. Centro Nacional de Gerenciamento de Riscos e Desastres. **Anuário brasileiro de desastres naturais**: 2012. Brasília, DF: CENAD, 2012. 84 p. Disponível em: http://integracao.gov.br/c/document_library/get_file?uuid=f22ccccd-281a-4b72-84b3-654002cff1e6&groupId=185960. Acesso em: 6 jan. 2019.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Secretaria Geral. **Projeto RADAMBRASIL**. Folha Paranapanema – Solos. [1984]. Escala: 1:250.000. (Não publicado)

BRASIL. Lei n. 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal (contém alterações). **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, ano CIII, n. 117, p. 1-3, 16 set. 1965. Seção 1. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L4771impressao.htm. Acesso em: 6 abr. 2018.

BRASIL. Lei n. 6.766, de 19 de dezembro de 1979. Dispõe sobre o Parcelamento do Solo Urbano e dá outras providências (contém alterações). **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, ano CXVII, n. 243, p. 1-7, 20 dez. 1979. Seção 1. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6766.htm. Acesso em: 25 abr. 2019.

BRASIL. Lei n. 10.257, de 10 de julho de 2001. Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências (contém alterações). **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, ano CXXXVIII, n. 133, p. 1-5, 11 jul. 2001. Seção 1. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/leis_2001/l10257.htm. Acesso em: 9 fev. 2019.

BRASIL. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, ano CXLIX, n. 102, p. 1-8, 28 maio 2012a. Seção 1. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 4 abr. 2018.

BRASIL. Lei n. 12.727, de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, ano CXLIX, n. 202, p. 1-3, 18 out. 2012b. Seção 1. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12727.htm. Acesso em: 4 abr. 2018.

BRASIL. Lei n. 13.295, de 14 de junho de 2016. Altera a Lei nº 12.096, de 24 de novembro de 2009, a Lei nº 12.844, de 19 de julho de 2013, a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, e a Lei nº 10.177, de 12 de janeiro de 2001. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, ano CLIII, n. 113, p. 1, 15 jun. 2016. Disponível em:

http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2016/Lei/L13295.htm. Acesso em: 6 abr. 2018.

BRASIL. Lei n. 13.465, de 11 de julho de 2017. Dispõe sobre a regularização fundiária rural e urbana, sobre a liquidação de créditos concedidos aos assentados da reforma agrária e sobre a regularização fundiária no âmbito da Amazônia Legal; institui mecanismos para aprimorar a eficiência dos procedimentos de alienação de imóveis da União; altera as Leis nos 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, 13.001, de 20 de junho de 2014, 11.952, de 25 de junho de 2009, 13.340, de 28 de setembro de 2016, 8.666, de 21 de junho de 1993, 6.015, de 31 de dezembro de 1973, 12.512, de 14 de outubro de 2011, 10.406, de 10 de janeiro de 2002 (Código Civil), 13.105, de 16 de março de 2015 (Código de Processo Civil), 11.977, de 7 de julho de 2009, 9.514, de 20 de novembro de 1997, 11.124, de 16 de junho de 2005, 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 10.257, de 10 de julho de 2001, 12.651, de 25 de maio de 2012, 13.240, de 30 de dezembro de 2015, 9.636, de 15 de maio de 1998, 8.036, de 11 de maio de 1990, 13.139, de 26 de junho de 2015, 11.483, de 31 de maio de 2007, e a 12.712, de 30 de agosto de 2012, a Medida Provisória no 2.220, de 4 de setembro de 2001, e os Decretos-Leis nos 2.398, de 21 de dezembro de 1987, 1.876, de 15 de julho de 1981, 9.760, de 5 de setembro de 1946, e 3.365, de 21 de junho de 1941; revoga dispositivos da Lei Complementar no 76, de 6 de julho de 1993, e da Lei no 13.347, de 10 de outubro de 2016; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, ano CLIV, n. 173, p. 1-16, 08 set. 2017. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2017/Lei/L13465.htm. Acesso em: 6 abr. 2018.

BRIASSOULIS, H. Introduction. In: _____. **Analysis of Land Use Change**: Theoretical and Modeling Approaches. Morgantown: Regional Research Institute; West Virginia University, 2000. cap. 1, s.p. Disponível em: http://www.rri.wvu.edu/WebBook/Briassoulis/chapter1(introduction).htm. Acesso em: 23 ago. 2018.

BRITTO, L. N.; KELLNER, E. Procedimento para construção da Equação de Chuva a partir das máximas precipitações diárias obtidas de séries anuais: atualização da Equação de Chuva da cidade de São Carlos (SP). **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, Tupã, v. 4, n. 26, p. 45-61, jul./ago. 2016. Disponível em: http://dx.doi.org/10.17271/2318847242620161343. Acesso em: 12 mar. 2018.

BROWN, C. B. Discussion of “Sedimentation on Reservoirs”, by J. Witzig Q. **Proceedings of the American Society of Civil Engineers**, New York, v. 69, p. 1493-1500, 1943.

BRUNE, G. M. Trap efficiency of reservoirs. **Transactions, American Geophysical Union**, Washington, v. 34, n. 3, p. 407-418, June 1953. Disponível em: https://doi.org/10.1029/TR034i003p00407. Acesso em: 15 nov. 2018.

CABEDA, M. S. V. **Computation of storm EI values**. West Lafayette: Purdue University, 1976. 6 p.

CABRAL, S. L.; CAMPOS, J. B. N.; SILVEIRA, C. S.; TEIXEIRA, F. A. A. Integração do SIG, HEC/HMS e HEC/RAS no mapeamento de área de inundação urbana:

aplicação à bacia do Rio Granjeiro-CE. **Geociências**, São Paulo, v. 35, n. 1, p. 90-101, jan./mar. 2016. Disponível em: http://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/geociencias/article/view/10994/7243. Acesso em: 15 set. 2017.

CAMARGO, M. N.; OLIVEIRA, J. B.; LEPSCH, I. F. **Mapa por compilação de solos do Estado de São Paulo**. Campinas: IAC; Rio de Janeiro: SNLCS/EMBRAPA, 1989. (Não publicado).

CAMARGO, O. A.; MONIZ, A. C.; JORGE, J. A.; VALADARES, J. M. A. S. Análises físicas. In: _____. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solo do Instituto Agronômico de Campinas**. Campinas: Instituto Agronômico, 1986. p. 55-61. (Boletim técnico, 106). Disponível em: http://lab.iac.sp.gov.br/files/boletim_106-an.pdf. Acesso em: 15 abr. 2016.

CAMPOS, M. C. Expansão da soja no território nacional: o papel da demanda internacional e a da demanda interna. **Revista Geografares**, Vitória, n. 8, p. 1-19, 2010. Disponível em: https://doi.org/10.7147/GEO8.1295. Acesso em: 4 jan. 2019.

CANHOLI, A. P. **Drenagem urbana e controle de enchentes**. São Paulo: Oficina de Textos, 2005. 302 p.

CARVALHO, N. O.; FILIZOLA JR., N. P.; SANTOS, P. M. C.; LIMA, J. E. F. W. **Guia de práticas sedimentométricas**. Brasília, DF: ANEEL, 2000. 154 p.

CASSETI, V. **Ambiente e apropriação do relevo**. São Paulo: Contexto, 1991. 147 p. (Coleção Caminhos da Geografia).

CAVALIERI, A. **Estimativa da adequação de uso das terras na quadrícula de Moji Mirim (SP) utilizando diferentes métodos**. 1998. 112 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1998.

CBH-MP - COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO MÉDIO PARANAPANEMA. **Relatório de Situação dos Recursos Hídricos da UGRHI-17**. Marília: CBH-MP, 1999. 347 p. Disponível em: http://www.comitemp.sp.gov.br/file/rzero/RZeroMP.zip. Acesso em: 5 fev. 2017.

CHEVALLIER, P. Aquisição e processamento de dados. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia**: Ciência e Aplicação. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2007. cap. 13, p. 485-525.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2.ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1980. 189 p.

CHURCHILL, M. A. Discussion of “Analysis and use of reservoir sedimentation data” by L. C. Gottschalk. In: FEDERAL INTERAGENCY SEDIMENTATION CONFERENCE, 1., 1948, Denver. **Proceedings…** Washington: US Geological Survey, 1948. p. 139-140.

COELHO NETTO, A. L. Hidrologia de encosta na interface com a Geomorfologia. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (Org.). **Geomorfologia**: uma atualização de bases e conceitos. 6.ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005. cap. 3, p. 93-148.

CORDANI, U. G.; VANDOROS, P. Basaltic rocks of the Parana Basin. In: BIGARELLA, J. J.; PINTO, I. D.; BECKER, R. D. **Problems in Brazilian Gondwana Geology**. Curitiba: Instituto de Geologia, 1967. p. 207-231.

CORRÊA, E. A. **Perdas de solos e índices de vegetação**: proposta metodológica para a determinação do fator C (MEUPS) em pastagens e cana-de-açúcar. 2016. 187 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2016.

CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Mapa Geológico do Estado de São Paulo**. Brasília: CPRM, 2006. Escala: 1:750.000.

CUBA, N. Research note: Sankey diagrams for visualizing land cover dynamics. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 139, p. 163-167, July 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.03.010. Acesso em: 20 abr. 2019.

DAEE - CETESB. DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA - COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Drenagem urbana**: manual de projeto. São Paulo: DAEE-CETESB, 1980. 466 p.

DE MARIA, I. C.; LOMBARDI NETO, F. Razão de perdas de solo e fator C para sistemas de manejo da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 21, n. 2, p. 263-270, abr./jun. 1997.

DEBOLINI, M.; SCHOORL, J. M.; TEMME, A.; GALLI, M.; BONARI, E. Changes in agricultural land use affecting future soil redistribution patterns: a case study in southern Tuscany (Italy). **Land Degradation & Development**, Chichester, v. 26, n. 6, p. 574-586, Aug. 2013. Disponível em: http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ldr.2217/epdf. Acesso em: 15 jul. 2016.

DECHEN, S. C. F.; DE MARIA, I. C. SPD controla perdas de terra, água e nutrientes. **Revista Visão Agrícola**, Piracicaba, n. 9, jul./dez. 2009. p. 144-149. Disponível em: https://www.esalq.usp.br/visaoagricola/sites/default/files/VA9-Ambiente04.pdf. Acesso em: 15 jan. 2019.

DEMATTÊ, J. A. M. Levantamento e mapeamento de solos. In: _____. **Tecnologia do Solo**: caracterização e espacialização do meio físico, como base para o planejamento do uso da terra. Piracicaba: ESALQ/USP, 2017. cap. 1, p. 2-60. Disponível em: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4097805/mod_resource/content/0/MC_apos_completa_2017.pdf. Acesso em: 15 abr. 2018.

DEMATTÊ, J. A. M.; FERREIRA, F. P.; ALVES, M. R.; CAMPOS, R. C. Fotopedologia e pedologia espectral orbital associadas no estudo de solos desenvolvidos de basalto. **Bragantia**, Campinas, v. 70, n. 1, p. 122-131, jan./mar.

2011. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052011000100018. Acesso em: 26 out. 2015.

DEMATTÊ, J. A. M.; RIZZO, R.; BORTOLETTO, M. A. M. Método geotecnológico integrativo na caracterização de solos desenvolvidos de diferentes materiais de origem. **Bragantia**, Campinas, v. 70, n. 3, p. 638-648, jul./set. 2011. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052011000300020. Acesso em: 26 out. 2015.

DEMEK, J. Generalization of geomorphological units. In: MEETING OF THE IGU, COMMISSION ON APPLIED GEOMORPHOLOGY, SUB-COMMISSION ON GEOMORPHOLOGICAL MAPPING, 1965, Brno e Bratislava. **Proceedings…** Brno: Institute of Geography, 1967. p. 36-72.

DENARDIN, J. E. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 1990. 81 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990.

DENARDIN, J. E.; KOCHHANN, R. A.; SILVA JR., J. P.; WIETHÖLTER, S.; FAGANELLO, A.; SATTLER, A.; SANTI, A. Sistema plantio direto: evolução e implementação. In: PIRES, J. L. F.; VARGAS, L.; CUNHA, G. R. (Ed.). **Trigo no Brasil**: bases para produção competitiva e sustentável. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2011. cap. 7, p. 185-216.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeni, v. 51, n. 5, p .427-433, Sept./Oct. 1996. Disponível em: http://www.jswconline.org/content/51/5/427.full.pdf. Acesso em: 21 jun. 2017.

DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; EVRARD, O. Measuring and modelling soil erosion and sediment yields in a large cultivated catchment under no-till of Southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 174, p. 24-33, Dec. 2017. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2017.05.011. Acesso em: 9 jul. 2017.

DONZELI, P. L.; VALÉRIO FILHO, M.; PINTO, S. A. F.; NOGUEIRA, F. P.; ROTTA, C. L.; LOMBARDI NETO, F. Técnicas de Sensoriamento Remoto aplicadas ao diagnóstico básico para planejamento e monitoramento de Microbacias Hidrográficas. **Documentos IAC**, Campinas, n. 29, p. 91-119, 1992.

DRZEWIECKI, W; MULARZ, S. Simulation of water soil erosion effects on sediment delivery to Dobczyce Reservoir. In: INTERNATIONAL SOCIETY FOR PHOTOGRAMMETRY AND REMOTE SENSING CONGRESS, 21., 2008, Beijing. **ISPRS Archives – Volume XXXVII Part B8, 2008**. Beijing: ISPRS, 2008. p. 787-794. Disponível em: https://www.isprs.org/proceedings/XXXVII/congress/8_pdf/7_WG-VIII-7/12.pdf. Acesso em: 5 jan. 2019.

DU, S.; SHI, P.; VAN ROMPAEY, A.; WEN, J. Quantifying the impact of impervious surface location on flood peak discharge in urban areas. **Natural Hazards**, Dordrecht, v. 76, n. 3, p. 1457-1471, Apr. 2015. Disponível em:

https://link.springer.com/article/10.1007/s11069-014-1463-2. Acesso em: 16 jun. 2017.

DURIGON, V. L.; CARVALHO, D. F.; ANTUNES, M. A. H.; OLIVEIRA, P. T. S.; FERNANDES, M. M. NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical watershed. **International Journal of Remote Sensing**, Abingdon, v. 35, n. 2, p. 441-453, Jan. 2014. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2013.871081. Acesso em: 15 set. 2018.

EASTMAN, J. R. **Idrisi** – GIS and Image Processing Software – version 16. Worcester: Clark Labs, 2009. [programa de computador]

EDWARDS, T. K.; GLYSSON, D. **Field methods for measurement of fluvial sediment**. Reston: U. S. Geological Survey, 1999. 89 p. Disponível em: https://pubs.usgs.gov/twri/twri3-c2/pdf/TWRI_3-C2.pdf. Acesso em: 23 ago. 2017.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed.rev.atual. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212 p. (EMBRAPA-CNPS. Documentos; 1)

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

EMBRAPA Soja. **Soja em números (safra 2017/2018)**. 2018. Disponível em: https://www.embrapa.br/web/portal/soja/cultivos/soja1/dados-economicos. Acesso em: 4 jan. 2019.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, INC. **ArcGIS / ArcMap 10.3.1 for desktop**. Redlands: ESRI, 2014. [programa de computador]

ERHART, H. A teoria bio-resistásica e os problemas biogeográficos e paleobiológicos. **Notícia Geomorfológica**, Campinas, ano VI, n. 11, p. 51-58, jun. 1966.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Planning for sustainable use of land resources**: towards a new approach. Roma: FAO, 1995. 60 p. (FAO Land and Water Bulletin, 2).

FELDMAN, A. D. **Hydrologic Modeling System HEC-HMS**: Technical Reference Manual. Davis: USACE, 2000. 145 p. (Soils bulletin; 6)

FLEMING, M. J.; DOAN, J. H. **HEC-GeoHMS Geospatial Hydrologic Modeling Extension**: User's Manual. Davis: USACE, 2010. 197 p.

FORD, D. T.; HAMILTON, D. Computer Models for Water-Excess Management. In: MAYS, L. W. (Ed.). **Water Resources Handbook**. New York: McGraw-Hill, 1996. cap. 28. p. 28.1-28.30.

FOSTER, G. R.; MCCOOL, D. K.; RENARD, K. G.; MOLDENHAUER, W. C. Conversion of the Universal Soil Loss Equation to SI metric units. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 36, n. 6, p. 355-359, Nov./Dec. 1981. Disponível em: https://fenix.isa.ulisboa.pt/qubEdu/conteudos-publicos/ficheiros?oid=3972844780403. Acesso em: 10 nov. 2017.

FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; RENARD, K. G.; YODER, D. C.; MCCOOL, D. K.; PORTER, J. P. Support practice factor (P). In: RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, D. K.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. (Coord.). **Predicting soil erosion by water**: guide to conservation planning with Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington: US Gov. Print Office, 1997. cap. 6, p. 183-252. (Agriculture Handbook, 703).

FRANCO, A. C. V.; DAL SANTO, M. A. Contribuição da morfometria para o estudo das inundações na sub-bacia do Rio Luís Alves/SC. **Mercator**, Fortaleza, v. 14, n. 3, p. 151-167, set./dez. 2015. Disponível em: http://doi.org/10.4215/RM2015.1403.0009. Acesso em: 23 out. 2018.

FREITAS, R. O. Textura da drenagem e sua aplicação geomorfológica. **Boletim Paulista de Geografia**, São Paulo, n. 12, p. 53-57, jul. 1952.

FUNDAÇÃO SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS (SEADE). **Perfil dos Municípios Paulistas**: Santa Cruz do Rio Pardo. 2018. Disponível em: http://www.perfil.seade.gov.br. Acesso em: 11 jun. 2018.

FIBGE - FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico de 1960**: São Paulo, VII Recenseamento Geral do Brasil, Série Regional. Rio de Janeiro: FIBGE, 1960. v. 1, t. 13. 185 p.

FIBGE - FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico de 1970**: São Paulo, VIII Recenseamento Geral, Série Regional. Resultados segundo as Microrregiões, os Municípios e os Distritos. Rio de Janeiro: FIBGE, 1970. v. 1, t. 18, pte. 1-3. 478 p.

FIBGE - FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico**: dados distritais - São Paulo, IX Recenseamento Geral do Brasil - 1980. Rio de Janeiro: FIBGE, 1982. v. 1, t. 3, n. 17. 611 p.

FIBGE - FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico 1991**: Resultados do universo relativos às características da população e dos municípios: São Paulo. Rio de Janeiro: FIBGE, 1991. n. 21. 764 p.

FIBGE - FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Sinopse Preliminar do Censo demográfico 2000**. Rio de Janeiro: FIBGE, 2001. v. 7.

GALDINO, S. **Estimativa da perda de terra sob pastagens cultivadas em solos arenosos da bacia hidrográfica do Alto Taquari – MS/MT**. 2012. 99 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012.

GALHARTE, C. A.; VILLELA, J. M.; CRESTANA, S. Estimativa da produção de sedimentos em função da mudança de uso e cobertura do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 2, p. 194-201, fev. 2014. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662014000200010. Acesso em: 26 mar. 2019.

GONÇALVES, J. L. M. Conservação do solo. In: GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L. (Ed.). **Conservação e cultivo de solos para plantações florestais**. Piracicaba: IPEF, 2002. cap. 2, p. 47-129.

GONG, J.; HU, Z.; CHEN, W.; LIU, Y.; WANG, J. Urban expansion dynamics and modes in metropolitan Guangzhou, China. **Land Use Policy**, Amsterdam, v. 72, p. 100-109, Mar. 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.025. Acesso em: 24 maio 2018.

GOODCHILD, M. F. GIS and modeling overview. In: MAGUIRE, D. J.; BATTY, M.; GOODCHILD, M. F. (Ed.). **GIS, Spatial Analysis, and Modeling**. Redlands: ESRI Press, 2005. chapter 1, p. 1-17.

GOOSEN, D. **Aerial photo interpretation in soil survey**. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1967. 55 p.

GUERRA, A. J. T. Processos erosivos nas encostas. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (Org.). **Geomorfologia:** uma atualização de bases e conceitos. 6.ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005. cap. 4, p. 149-209.

GUERRA, A. J. T.; BOTELHO, R. G. M. Erosão dos solos. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. **Geomorfologia do Brasil**. 2.ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2001. cap. 5, p. 181-224.

HUDSON, B. D. The Soil Survey as Paradigm-based Science. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 56, n. 3, p. 836-841, May/June 1992. Disponível em: https://casoilresource.lawr.ucdavis.edu/w/images/f/fe/Paradigm_Based_Science_Hudson_1992.pdf. Acesso em: 1 fev. 2018.

HUETE, A. R. A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). **Remote Sensing of Environment**, Amsterdam, v. 25, n. 3, p. 205-309, Aug. 1988. Disponível em: https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X. Acesso em: 20 abr. 2019.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Carta topográfica**: folha Santa Cruz do Rio Pardo – SF-22-Z-A-VI-4. Serviço Gráfico do IBGE, 1973. Escala 1:50.000.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades**: Santa Cruz do Rio Pardo. 2018. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/santa-cruz-do-rio-pardo/panorama. Acesso em: 11 jun. 2018.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Estimativas da população residente nos municípios brasileiros com data de referência em 1º de julho de 2018. 2018**. Disponível em: https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/media/com_mediaibge/arquivos/0ea24a6209e3a7b9ac956b645dabecf4.xls. Acesso em: 25 nov. 2018.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 275 p. (Manuais Técnicos em Geociências, 1).

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico de uso da terra**. 3.ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. 171 p. (Manuais Técnicos em Geociências, 7).

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro, 2004. Escala: 1:500.000.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Sinopse do Censo Demográfico 2010**: São Paulo. Disponível em: https://censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?uf=35&dados=1. Acesso em: 20 abr. 2018.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Sinopse por setores**: Censo 2010. 2010. Disponível em: https://censo2010.ibge.gov.br/sinopseporsetores/. Acesso em: 20 abr. 2018.

INCRA - INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA. **Sistema Nacional de Cadastro Rural**: índices básicos de 2013. 149 p. Disponível em: http://www.incra.gov.br/sites/default/files/uploads/estrutura-fundiaria/regularizacao-fundiaria/indices-cadastrais/indices_basicos_2013_por_municipio.pdf. Acesso em: 6 abr. 2018.

IPT - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS (São Paulo). Anexo B1 - Dossiê das Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo – UGRHIs. In: _____. **Cadastramento de pontos de erosão e inundação no Estado de São Paulo**. São Paulo: IPT, 2012. 189 p. (Relatório Técnico nº 131.057-205). Disponível em: http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/7421/erosoes_dossie-das-ugrhis.pdf. Acesso em: 5 fev. 2017.

IPT - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS (São Paulo). **Mapa de erosão do Estado de São Paulo**. São Paulo: IPT/DAEE, 1997. Escala: 1:1.100.000.

IPT - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS (São Paulo). **Mapa Geológico do Estado de São Paulo**. São Paulo, 1981. Escala: 1:500.000.

JORDAN, G.; VAN ROMPAEY, A.; SZILASSI, P.; CSILLAG, G.; MANNAERTS, C.; WOLDAI, T. Historical land use changes and their impact on sediment fluxes in the Balaton basin (Hungary). **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.

108, n. 2, p. 119-133, June 2005. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.01.013. Acesso em: 9 jul. 2017.

JORGE, M. C. O. Geomorfologia urbana: conceitos, metodologias e teorias. In: GUERRA, A. J. T. (Org.). **Geomorfologia urbana**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2011. cap. 4, p. 117-145.

JUSTICE, C. O.; VERMOTE, E.; TOWNSHEND, J. R. G.; DEFRIES, R.; ROY, D. P.; HALL, D. K.; SALOMONSON, V. V.; PRIVETTE, J. L.; RIGGS, G.; STRAHER, A.; LUCHT, W.; MYNENI, R. B.; KNYAZIKHIN, Y.; RUNNING, S. W.; NEMANI, R. R.; WAN, Z.; HUETE, A. R.; VAN LEEUWEN, W.; WOLFE, R. E.; GIGLIO, L. MULLER, J.; LEWIS, P.; BARNSLEY, M. J. The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): Land Remote Sensing for Global Change Research. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, Pasadena, v. 36, n. 4, p. 1228-1249, July 1998. Disponível em: http://doi.org/10.1109/36.701075. Acesso em: 14 abr. 2019.

KEESSTRA, S. D.; VAN DAM, O.; VERSTRAETEN, G.; VAN HUISSTEDEN, J. Changing sediment dynamics due to natural reforestation in the Dragonja catchment, SW Slovenia. **Catena**, Amsterdam, v. 78, n. 1, p. 60-71, July 2009. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2009.02.021. Acesso em: 22 out. 2018.

KERTZMAN, F. F.; OLIVEIRA, A. M. S.; SALOMÃO, F. X. T.; GOUVEIA, M. I. F. Mapa de erosão do Estado de São Paulo. **Revista IG**, São Paulo, v. 16, n. especial, p. 31-36, 1995. Disponível em: https://doi.org/10.33958/revig.v16iesp.610. Acesso em: 4 fev. 2017.

KHOURY, A. E. **Modeling Land-Use Changes in the South Nation Watershed using Dyna-CLUE**. 2012. 104 f. Dissertação (Master of Applied Sciences in Environmental Engineering) – Department of Civil Engineering, University of Ottawa, Ottawa, 2012. Disponível em: https://ruor.uottawa.ca/bitstream/10393/22902/1/El%20Khoury_Antoun_2012_Thesis.pdf. Acesso em: 20 maio 2018.

KIEHL, E. J. **Manual de Edafologia**: relações solo-planta. São Paulo: Agronômica Ceres, 1979. 264 p.

KOK, K.; FARROW, A.; VELDKAMP, A.; VERBURG, P. H. A method and application of multi-scale validation in spatial land use models. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 85, n. 1-3, p. 223-238, June 2001. Disponível em: https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00186-4. Acesso em: 26 ago. 2018.

KOK, K.; VERBURG, P. H.; VELDKAMP, A. Integrated Assessment of the land system: The future of land use. **Land Use Policy**, Oxford, v. 27, n. 3, p. 517-520, July 2007. Disponível em: http://doi.org/10.1016/j.landusepol.2006.04.007. Acesso em: 31 ago. 2018.

KRASA, J.; DOSTAL, T.; VRANA, K.; PLOCEK, J. Predicting spatial patterns of sediment delivery and impacts of land-use scenarios on sediment transport in Czech catchments. **Land Degradation & Development**, Oxford, v. 21, n. 4, p. 367-375,

July/Aug. 2010. Disponível em: https://doi.org/10.1002/ldr.959. Acesso em: 10 dez. 2018.

LAL, R. Soil degradation by erosion. **Land Degradation & Development**, Chichester, v. 12, n. 6, p. 519-539, Dec. 2001. Disponível em: http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ldr.472/pdf. Acesso em: 28 ago. 2017.

LAMBIN, E. F.; ROUNSEVELL, M. D. A.; GEIST, H. J. Are agriculture land-use models able to predict changes in land-use intensity?. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 82, n. 1-3, p. 321-331, Dec. 2000. Disponível em: https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00235-8. Acesso em: 4 set. 2018.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, Chichester, v. 33, n.1, p. 159-174, mar. 1977. Disponível em: https://www.jstor.org/stable/2529310. Acesso em: 14 ago. 2018.

LEPSCH, I. F.; BELLINAZZI JR., R.; BERTOLINI, D.; ESPÍNDOLA, C. R. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. 4ª aproximação. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1991. 175 p.

LEPSCH, I. F. **19 Lições de Pedologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 456 p.

LIMA, L.; ZELAYA, K.; LATERRA, P.; MASSONE, H.; MACEIRA, N. A dynamic simulation model of land cover in the Dulce Creek Basin, Argentina. **Procedia Environmental Sciences**, Amsterdam, v. 7, p. 194-199, Mar. 1999. Disponível em: http://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.07.034. Acesso em: 10 ago. 2018.

LIMA. W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de Matas Ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Org.). **Matas ciliares**: conservação e recuperação. 2.ed. São Paulo: Edusp, Fapesp, 2009. cap. 3, p. 33-44.

LOMBARDI NETO, F.; BELLINAZZI JR., R.; GALETI, P. A.; BERTOLINI, D.; LEPSCH, I. F.; OLIVEIRA, J. B. Nova abordagem para cálculo de espaçamento entre terraços. Simpósio sobre Terraceamento Agrícola, 1989, Campinas. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1989. p. 99-124.

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Erodibilidade de solos paulistas**. Campinas: Instituto Agronômico, 1975a. 12 p. (Boletim Técnico, 27).

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Tolerância de perdas de terra para solos do Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agronômico, 1975b. 12 p. (Boletim Técnico, 28).

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia**, Campinas, v. 51, n. 2, p.189-196, 1992. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87051992000200009. Acesso em: 4 fev. 2017.

LOPES, F.; MERTEN, G. H.; FRANZEN, M.; GIASSON, E.; HELFER, F.; CYBIS, L. F. A. Utilização de P-Index em uma bacia hidrográfica através de técnicas de geoprocessamento. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 3, p. 312-317, maio/jun. 2007. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662007000300011. Acesso em: 11 nov. 2017.

MAFRA, N. M. C. Erosão e planificação de uso do solo. In: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. (Org.). **Erosão e conservação dos solos**: conceitos, temas e aplicações. 2.ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005. cap. 9, p. 301-322.

MANNIGEL, A. R.; CARVALHO, M. P.; MORETI, D.; MEDEIROS, L. R. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002. Disponível em: http://eduemojs.uem.br/ojs/index.php/ActaSciAgron/article/view/2374/1787. Acesso em: 25 set. 2016.

MANZIONE, R. L. Incorporação de incertezas associadas a predições de modelos hidrológicos aos instrumentos de gestão em recursos hídricos. **Caderno Prudentino de Geografia**, Presidente Prudente, v. especial, n. 36, p. 215-227, 2014. Disponível em: http://revista.fct.unesp.br/index.php/cpg/article/view/2647/2673. Acesso em: 18 jun. 2018.

MARQUES, J. F.; LOMBARDI NETO, F.; BACELLAR, A. A. A. Erosão do solo: indicadores físicos e econômicos. In: MARQUES, J. F.; SKORUPA, L. A.; FERRAZ, J. M. G. (Ed.). **Indicadores de sustentabilidade em agroecossistemas**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2003. cap. 3, p. 129-153. Disponível em: http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/164530/1/Marques-erosao.pdf. Acesso em: 10 nov. 2017.

MCCOOL, D. K.; FOSTER, G. R.; MUTCHLER, C. K.; MEYER, L. D. Revised Slope Length Factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 32, n. 5, p. 1571-1576, Sept./Oct. 1989. Disponível em: http://doi.org/10.13031/2013.31192. Acesso em: 22 jun. 2017.

MCCOOL, D. K.; BROWN, L. C.; FOSTER, G. R.; MUTCHLER, C. K.; MEYER, L. D. Revised Slope Steepness Factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 30, n. 5, p. 1387-1396, Sept./Oct. 1987. Disponível em: http://doi.org/10.13031/2013.30576. Acesso em: 22 jun. 2017.

MCCOOL, D. K.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A. Slope length and steepness factors (LS). In: RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, D. K.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. (Coord.). **Predicting soil erosion by water**: guide to conservation planning with Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington: US Gov. Print Office, 1997. cap. 4, p. 101-142. (Agriculture Handbook, 703).

MENDES, C. A. B.; CIRILO, J. A. **Geoprocessamento em recursos hídricos**: princípios, integração e aplicação. Porto Alegre: ABRH, 2001. 535p.

MERRITT, W. S.; LETCHER, R. A.; JAKEMAN, A. J. A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling & Software**, Kidlington, v. 18, n. 8-9, p. 761-799, Oct./Nov. 2003. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/S1364-8152(03)00078-1. Acesso em: 15 out. 2016.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. G. The expansion of Brazilian agriculture: Soil erosion scenarios. **International Soil and Water Conservation Research**, Beijing, v. 1, n. 3, p. 37-48, Dec. 2013. Disponível em: https://doi.org/10.1016/S2095-6339(15)30029-0. Acesso em: 25 out. 2017.

MERWADE, V. **Terrain processing and HMS-model development using GeoHMS**. West Lafayette: Purdue University, 2012. Disponível em: https://web.ics.purdue.edu/~vmerwade/education/geohms.pdf. Acesso em: 28 maio 2018. 25 p.

MIGUEZ, M. G.; VERÓL, A. P.; REZENDE, O. M. **Drenagem urbana**: do projeto tradicional à sustentabilidade. Rio de Janeiro: Elsevier, 2016. 366 p.

MIRANDA, M. J.; PINTO, H. S.; ZULLO JR., J.; FAGUNDES, R. M.; FONSECHI, D. B. **Clima dos municípios paulistas**. CEPAGRI/UNICAMP, 2005. Disponível em: http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html. Acesso em: 3 fev. 2017.

MONBEIG. P. **Pioneiros e fazendeiros de São Paulo**. São Paulo: Hucitec; Polis, 1984. 392 p.

MORAES, I. C.; CONCEIÇÃO, F. T.; CUNHA, C. M. L.; MORUZZI, R. B. Interferência do uso da terra nas inundações da área urbana do Córrego da Servidão, Rio Claro (SP). **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia, v. 13, n. 2, p. 187-200, abr./jun. 2012. Disponível em: http://www.lsie.unb.br/rbg/index.php/rbg/article/view/252/294. Acesso em: 29 set. 2015.

MORIASI, D. N. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transactions of the ASABE**, Saint Joseph, v. 50, n. 3, p. 885-900, May/June 2007. Disponível em: http://doi.org/10.13031/2013.23153. Acesso em: 10 jul. 2017.

MOSER, S. C. A partial instructional module on global and regional land use/cover change: assessing the data and searching for general relationships. **GeoJournal**, Dordrecht, v. 39, n. 3, p. 241-283, July, 1996. Disponível em: http://doi.org/10.1007/BF00188374. Acesso em: 26 ago. 2018.

NOTEBAERT, B.; VAES, B.; VERSTRAETEN, G.; GOVERS, G. **WaTEM / SEDEM version 2006**: manual. Leuven: KU Leuven, 2006. Disponível em: http://geo.kuleuven.be/geography/modelling/erosion/watemsedem2006/manual_watemsedem.pdf. Acesso em: 16 jun. 2017.

OLIVEIRA, J. B.; CAMARGO, M. N.; ROSSI, M.; CALDERANO FILHO, B. **Mapa Pedológico do Estado de São Paulo**. Campinas: IAC; Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 1999a. Escala: 1:500.000.

OLIVEIRA, J. B.; CAMARGO, M. N.; ROSSI, M.; CALDERANO FILHO, B. **Mapa Pedológico do Estado de São Paulo**: legenda expandida. Campinas: IAC; Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 1999b. 64 p.

OLIVEIRA, L. F. C.; CORTÊS, F. C.; WEHR, T. R.; BORGES, L. B.; SARMENTO, P. H. L.; GRIEBELER, N. P. Intensidade-Duração-Frequência de chuvas intensas para localidades no estado de Goiás e Distrito Federal. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 35, n. 1, p. 13-18, jan./abr. 2005. Disponível em: https://www.revistas.ufg.br/pat/article/view/2277/2242. Acesso em: 19 abr. 2018.

ONSET COMPUTER CORPORATION. **HOBOware**. Bourne: Onset, 2017. [programa de computador]

PALHARES, J. C. P.; RAMOS, C.; KLEIN, J. B.; LIMA, J. M. M.; MULLER, S.; CESTONARO, T. **Medição da vazão em rios pelo método do flutuador**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2007. (Comunicado Técnico, 455). Disponível em: https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/443939/1/CUsersPiazzonDocuments455.pdf. Acesso em: 15 set. 2017.

PANDEY, A.; HIMANSHU, S. K.; MISHRA, S. K.; SINGH, V. P. Physically based soil erosion and sediment yield models revisited. **Catena**, Amsterdam, v. 147, p. 595-620, Dec. 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2016.08.002>. Acesso em: 11 jul. 2017.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, Göttingen, v. 11, n. 5, p.1633-1644, Oct. 2007. Disponível em: http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/11/1633/2007/hess-11-1633-2007.pdf. Acesso em: 3 fev. 2017.

PINHEIRO, A. Enchente e inundação. In: SANTOS, R. F. (Org.). **Vulnerabilidade ambiental**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2007. cap. 7, p. 95-106.

PIRES, F. R.; SOUZA, C. M. **Práticas mecânicas de conservação do solo e da água**. Viçosa (MG): [s.n.], 2003. 176 p.

PIRES NETO, A. G.; ROSSI, M.; LEPSCH, I. F.; CATARUCCI, A. F. M.; PARDI, M. M. O papel dos atributos geológico, geomorfológico e pedológico na distribuição do cerrado e da floresta estacional semidecidual na região de Assis e Marília (Médio Vale do Rio Paranapanema). In: SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA / REGIONAL CONFERENCE ON GEOMORPHOLOGY, 6, 2006. **Anais...** Goiânia. Goiânia: UFG, 2006. p. 1-121. Disponível em: http://lsie.unb.br/ugb/sinageo/6/9/379.pdf. Acesso em: 23 mar. 2018.

PIROLI, E. L. **Água**: por uma nova relação. Jundiaí: Paco Editorial, 2016. 144 p.

PIROLI, E. L. **Geoprocessamento aplicado ao estudo do uso da terra das áreas de preservação permanente dos corpos d'água da bacia hidrográfica do Rio Pardo**. 2013. 136 f. Tese (Livre Docência em Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento) – Câmpus Experimental de Ourinhos, Universidade Estadual Paulista, Ourinhos, 2013.

POLETO, C. Bacias hidrográficas urbanas. In: _____ (Org.). **Bacias hidrográficas e recursos hídricos**. Rio de Janeiro: Interciência, 2004. cap. 2, p. 29-47.

PONTIUS, R. G. Jr.; BOERSMA, W.; CASTELLA, J. C.; CLARKE, K.; NIJS, T.; DIETZEL, C.; DUAN, Z.; FOTSING, E.; GOLDSTEIN, N.; KOK, K.; KOOMEN, E.; LIPPITT, C. D.; MCCONNELL, W.; SOOD, A. M.; PIJANOWSKI, B.; PITHADIA, S.; SWEENEY, S.; TRUNG, T. N.; VELDKAMP, A.; VERBURG, P. H. Comparing the input, output, and validation maps for several models of land change. **The Annals of Regional Science**, Heidelberg, v. 42, n. 1, p. 11-37, Mar. 2008. Disponível em: http://doi.org/10.1007/s00168-007-0138-2. Acesso em: 28 ago. 2018.

PONTIUS, R. G. Jr.; CASTELLA, J. C.; NIJS, T.; DUAN, Z.; FOTSING, E.; GOLDSTEIN, N.; KOK, K.; KOOMEN, E.; LIPPITT, C. D.; MCCONNELL, W.; SOOD, A. M.; PIJANOWSKI, B.; VERBURG, P. H.; VELDKAMP, A. Lessons and Challenges in Land Change Modeling Derived from Synthesis of Cross-Case Comparisons. In: BEHNISCH, M.; MEINEL, G. (Ed.). **Trends in Spatial Analysis in Modelling**: Decision-Support and Planning Strategies. Cham: Springer International Publishing, 2018. Chap. 8, p. 143-164. (Geotechnologies and the Environment, 19).

PONTIUS, R. G. Jr.; SCHNEIDER, L. C. Land-cover change model validation by an ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 85, n. 1-3, p. 239-248, June 2001. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00187-6. Acesso em: 19 out. 2016.

PORTO, R. L.; ZAHED FILHO, K.; TUCCI, C. E. M.; BIDONE, F. Drenagem urbana. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia**: ciência e aplicação. 4.ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2007. cap. 21, p. 805-847.

PORTO-GONÇALVES, C. W. **Os (des)caminhos do meio ambiente**. São Paulo: Contexto, 1989. 148 p.

PROCHNOW, D.; DECHEN, S. C. F.; DE MARIA, I. C.; CASTRO, O. M.; VIEIRA, S. R. Razão de perdas de terra e fator C da cultura do cafeeiro em cinco espaçamentos, em Pindorama (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 29, n. 1, p. 91-98, fev. 2005. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832005000100010. Acesso em: 10 jun. 2018.

PRUSKI, F. F. Fatores que interferem na erosão do solo. In: PRUSKI, F. F. (Ed.). **Conservação de solo e água**: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica. 2.ed. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2009. cap. 3, p. 40-73.

RAIJ, B. V.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2001. 285 p.

RANZANI, G. **Manual de levantamento de solos**. 2.ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1969. 167 p.

RENARD, K. G.; MEYER, L. D.; FOSTER, G. R. Introduction and history. In: RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, D. K.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. (Coord.). **Predicting soil erosion by water**: guide to conservation planning with Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington: US Gov. Print Office, 1997. cap. 1, p. 1-18. (Agriculture Handbook, 703).

RIBEIRO, F. L.; CAMPOS, S. Capacidade de uso da terra no Alto Rio Pardo, Botucatu (SP), através do Sistema de Informação Geográfica. **Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 14, n. 2, p. 48-60, abr./jun., 1999.

RODRIGUES, C.; ADAMI, S. F. Técnicas de hidrografia. In: VENTURI, L. A. B. (Org.). **Geografia:** práticas de campo, laboratório e sala de aula. São Paulo: Editora Sarandi, 2011. cap. 3, p. 55-82.

ROLIM, G. S.; CAMARGO, M. B. P.; LANIA, D. G.; MORAES, J. F. L. 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, p. 711-720. 2007. Disponível em: http://www.scielo.br/pdf/brag/v66n4/22.pdf. Acesso em: 16 mar. 2018.

ROLIM, G. S.; SENTELHAS, P. C.; BARBIERI, V. Planilhas no ambiente EXCEL™ para os cálculos de balanços hídricos: normal, sequencial, de cultura e de produtividade real e potencial. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v. 6, n. 1, p.133-137, 1998.

ROLOFF, G. P.; DENARDIN, J. E. Estimativa simplificada da erodibilidade do solo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 10., 1994, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1994. p. 146-147.

RÖMKENS, M. J. M.; YOUNG, R. A.; POESEN, J. W. A.; MCCOOL, D. K.; EL-SWAIFY, S. A.; BRADFORD, J. M. Soil erodibility factor (K). In: RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, D. K.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. (Coord.). **Predicting soil erosion by water**: guide to conservation planning with Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington: US Gov. Print Office, 1997. cap. 3, p. 65-99. (Agriculture Handbook, 703).

ROOSE, E. J. Use of the universal soil loss equation to predict erosion in West Africa. In: NATIONAL CONFERENCE ON SOIL EROSION, 1976, West Lafayette. **Soil erosion: prediction and control: the proceedings…** Ankeny: Soil Conservation Society of America, 1976. p. 60-74.

ROQUE, C. G.; CARVALHO, M. P.; PRADO, R. M. Fator erosividade da chuva de Piraju (SP): distribuição, probabilidade de ocorrência, período de retorno e correlação com o coeficiente de chuva. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, n. 1, p. 147-156, jan./mar. 2001. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832001000100016. Acesso em: 16 mar. 2018.

ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: FFLCH-USP, 1997. Escala: 1:500.000.

ROSSI, M. **Mapa Pedológico do Estado de São Paulo**: revisado e ampliado. São Paulo: Instituto Florestal, 2017. 118 p. Escala: 1:750.000.

ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. **Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation**. Greenbelt: Goddard Space Flight Center, 1973. 120 p. (Type II Report for Period September 1972 – March 1973)

SANTA CRUZ DO RIO PARDO. Lei Complementar nº. 316, de 10 de outubro de 2006. Dispõe sobre o Plano Diretor do Município de Santa Cruz do Rio Pardo (SP). **Semanário Oficial do Município de Santa Cruz do Rio Pardo**, ano IV, n. 211, 14 out. 2006. Seção I.

SANT'ANNA NETO, J. L. A erosividade das chuvas no Estado de São Paulo. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 9, p. 35-49, nov. 1995. Disponível em: http://www.revistas.usp.br/rdg/article/view/53690/57653. Acesso em: 5 fev. 2007.

SANTOS, G. G.; FIGUEIREDO, C. C.; OLIVEIRA, L. F. C.; GRIEBELER, N. P. Intensidade-duração-frequência de chuvas para o Estado de Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, supl. 0, p. 899-905, nov./dez. 2009. Disponível em: http://doi.org/10.1590/S1415-43662009000700012. Acesso em: 20 abr. 2018.

SANTOS, M. **A natureza do espaço**: técnica e tempo, razão e emoção. São Paulo: Edusp, 1996. (Coleção Milton Santos; 1).

SANTOS, R. D.; LEMOS, R. C.; SANTOS, H. G.; KER, J. C.; ANJOS, L. H. C. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 5.ed. rev. e ampl. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo: UFV; [Rio de Janeiro]: Embrapa Solos: UFRRJ, 2005. 92 p.

SÃO PAULO (Estado). **Mapa das Unidades Hidrográficas de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRHI**. São Paulo: IGC, 1996. Escala 1:1.000.000.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos. Parte 1: classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 10, n. 4, p. 5-18, out./dez. 2005. Disponível em: http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v10n4.p19-29. Acesso em: 23 set. 2015.

SCHARFFENBERG, W. **Hydrologic Modeling System HEC-HMS**: User's Manual. Davis: USACE, 2016. 612 p.

SCHMIDT, M. The Sankey diagram in energy and material flow management, part I: history. **Journal of Industrial Ecology**, Hoboken, v. 12, n. 1, p. 82-94, Feb. 2008. Disponível em: https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2008.00004.x. Acesso em: 20 abr. 2019.

SCS - SOIL CONSERVATION SERVICE. **National Engineering Handbook**: Section 4, Hydrology. Washington: USDA, SCS, 1972.

SCS - SOIL CONSERVATION SERVICE. **Urban Hydrology for Small Watersheds**. Washington: USDA, NRCS, 1986. (Technical Release, 55).

SERRA, E. Reflexões sobre a origem da crise agrária no norte do Paraná. **Boletim de Geografia**, Maringá, v. 19, n. 1, p. 45-58, jan./jul. 2001. Disponível em: http:// www.periodicos.uem.br/ojs/index.php/BolGeogr/article/view/12861/7278. Acesso em: 12 jan. 2019.

SETZER, J. **Atlas Climático e Ecológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguai, 1966. 61 p.

SHENG, M.; FANG, H. Research progress in WaTEM/SEDEM model and its application prospect. **Progress in Geography**, Beijing, v. 33, n. 1, p. 85-91, Jan. 2014. Disponível em: http://www.progressingeography.com/EN/10.11820/dlkxjz.2014.01.010. Acesso em: 10 jun. 2018.

SHI, Z. H.; AI, L.; FANG, N. F.; ZHU, H. D. Modeling the impacts of integrated small watershed management on soil erosion and sediment delivery: A case study in the Three Gorges Area, China. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 438-439, p. 156-167, May 2012. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.03.016. Acesso em: 19 maio 2017.

SILVA, A. M.; ALVARES, C. A. Levantamento de informações e estruturação de um banco de dados sobre a erodibilidade de classes de solos no Estado de São Paulo. **Geociências**, São Paulo, v. 24, n. 1, p. 33-41, jan./abr. 2005. Disponível em: https://www.revistageociencias.com.br/geociencias-arquivos/24_1/Art%203.pdf. Acesso em: 6 jun. 2018.

SILVA, F. G. B.; MINOTTI, R. T.; LOMBARDI NETO, F.; PRIMAVESI, O.; CRESTANA, S. Predição da perda de solo na Fazenda Canchim – SP (EMBRAPA) utilizando Geoprocessamento e o USLE 2D. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.15, n.2, p.141-148, abr./jun. 2010. Disponível em: http://www.scielo.br/pdf/esa/v15n2/a06v15n2.pdf. Acesso em: 11 out. 2016.

SILVEIRA, A. L. L. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia**: ciência e aplicação. 4.ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2007. cap. 2, p. 35-51.

SMITH, R. M.; STAMEY, W. L. How to establish erosion tolerances. **Journal of Soil and Water Conservation**, Baltimore, v. 19, n. 3, p. 110-111, May/June, 1964. Disponível em: https://infosys.ars.usda.gov/WindErosion/publications/Andrew_pdf/845.pdf. Acesso em: 20 maio 2018.

SOARES, P. C.; LANDIM, P. M. B.; FÚLFARO, V. J.; SOBREIRO NETO, A. F. Ensaio de caracterização estratigráfica do Cretáceo no Estado de São Paulo: Grupo Bauru. **Revista Brasileira de Geociências**, São Paulo, v. 10, n. 3, p. 177-185, jul./set. 1980. Disponível em: http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/rbg/article/view/12312/11872. Acesso em: 29 jan. 2017.

SOUZA, D. P.; KOBIYAMA, M. Ecoengenharia em zona ripária: renaturalização de rios e recuperação de vegetação ripária. In: SEMINÁRIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL: ZONAS RIPÁRIAS, 1, 2003. **Anais...** Alfredo Wagner. Florianópolis: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal – UFSC, 2003. p. 121-131. Disponível em: http://www.labhidro.ufsc.br/Artigos/Seminario%20Hidrologia%20Florestal%20%282003%29.pdf. Acesso em: 22 fev. 2018.

SOUZA, M. J. L. Espaço geográfico, espaço social, organização espacial e produção do espaço. In: _____. **Os conceitos fundamentais da pesquisa sócio-espacial**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2013. cap. 1, p. 21-42.

SOUZA, M. J. L. O território: sobre espaço e poder, autonomia e desenvolvimento. In: CASTRO, I. E.; GOMES, P. C. C.; CORRÊA, R. L. (Org.). **Geografia**: conceitos e temas. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1995. p. 77-116.

STUDART, T. C. M. Escoamento superficial. In: _____. **Hidrologia**: notas de aula. Fortaleza: UFC, 2006. Disponível em: http://www.deha.ufc.br/ticiana/posgraduacao.html. Acesso em: 5 maio 2018.

SUBRAMANYA, K. Floods. In: _____. **Engineering Hydrology**. 3.ed. New Delhi: Tata McGraw-Hill, 2008. cap. 7, p. 245-279.

SUERTEGARAY, D. M. A. Espaço geográfico uno e múltiplo. **Scripta Nova**, Barcelona, v. V, n. 93, s. p., jul. 2001. Disponível em: http://www.ub.edu/geocrit/sn-93.htm. Acesso em: 15 mar. 2018.

SUERTEGARAY, D. M. A. Questão ambiental: produção e subordinação da natureza. In: SILVA, J. B.; LIMA, L. C.; DANTAS, E. W. C. (Org.). **Panorama da Geografia brasileira II**. São Paulo: Annablume, 2006. p. 91-99.

SUERTEGARAY, D. M. A. **(Re)ligar a Geografia**: natureza e sociedade. Porto Alegre: Compasso Lugar-Cultura, 2017. 180 p.

TANG, H.; WU, W.; YANG, P.; CHEN, Y.; VERBURG, P. H. Recent Progresses of Land Use and Land Cover Change (LUCC) Models. **Acta Geographica Sinica**,

Beijing, v. 64, n. 4, p. 456-468, Apr. 2009. Disponível em: http://doi.org/10.11821/xb200904008. Acesso em: 26 ago. 2018.

THORNTHWAITE, C. W. An Approach toward a Rational Classification of Climate. **Geographical Review**, Hoboken, v. 38, n. 1, p. 55-94, Jan. 1948.

THORNTHWAITE, C. W.; MATHER, J. R. **The water balance**. Centerton: Drextel Institute of Technology – Laboratory of Climatology, 1955. 104 p. (Publications in Climatology, v. VIII, n. 1)

TONIN, J. R.; TONIN, J. M. Do Proálcool ao “Próetanol”: novos desafios na produção do etanol brasileiro. **Informe Gepec**, Toledo, v. 18, n. 1, p. 61-76, jan./jun. 2014. Disponível em: http://saber.unioeste.br/index.php/gepec/article/view/7549/7449. Acesso em: 15 jan. 2019.

TORNQUIST, C. G.; SILVA, D. S. Current and future land use and land cover scenarios in the Arroio Marrecas watershed. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 23, n. 3, p. 215-222, mar. 2019. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v23n3p215-222. Acesso em: 26 mar. 2019.

TRAJANO, S. R. R. S.; SPADOTTO, C. A.; HOLLER, W. A.; DALTIO, J.; MARTINHO, P. R. R.; FOIS, N. S.; SANTOS, B. B. O.; TOSCHI, H. H.; LISBOA, F. S. **Análise morfométrica de bacia hidrográfica**: subsídio à gestão territorial, estudo de caso no alto e médio Mamanguape. Campinas: Embrapa Gestão Territorial, 2012. 33 p. (Boletim Pesquisa e Desenvolvimento, 2). Disponível em: http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/84896/1/0000010346-BPD-Analise-morfometrica.pdf. Acesso em: 24 out. 2018.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 97-112, 2008. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142008000200007. Acesso em: 25 nov. 2015.

TUCCI, C. E. M. Aspectos institucionais do controle das inundações urbanas. In: SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO CENTRO-OESTE, 1. 1999, Brasília, DF. **Anais...** Brasília: [s.e.], 1999. p. 1-16. Disponível em: http://rhama.com.br/blog/wp-content/uploads/2016/12/aspectos-institucionais-do-controle-das-inundacoes-urbanas.pdf. Acesso em: 22 fev. 2018.

TUCCI, C. E. M. Controle de enchentes. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia**: ciência e aplicação. 4.ed. Porto Alegre: Editora da UFGRS/ABRH, 2007a. cap. 16, p. 621-658.

TUCCI, C. E. M. Escoamento Superficial. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia**: ciência e aplicação. 4.ed. Porto Alegre: Editora da UFGRS/ABRH, 2007b. cap. 11, p. 391-441.

TUCCI, C. E. M. Modelos e simulação. In: TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. 2.ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2005. cap. 1, p. 17-37.

TURNER, B. L. II; SKOLE, D.; SANDERSON, S.; FISCHER, G.; FRESCO, L.; LEEMANS, R. Scope and Main Subjects of LUCC. In: TURNER, B. L. II; SKOLE, D.; SANDERSON, S.; FISCHER, G.; FRESCO, L.; LEEMANS, R. **Land-Use and Land-Cover Change**: Science/Research Plan. Estocolmo; Gênova: IGBP; HBP, 1995. cap. 3, p. 20-51.

USACE - UNITED STATES ARMY CORPS OF ENGINEERS. **HEC-GeoHMS 10.2 for ArcGIS 10.2**. Davis: USACE, 2012. [programa de computador]

USACE - UNITED STATES ARMY CORPS OF ENGINEERS. **HEC-HMS 4.2.1 for Windows**. Davis: USACE, 2017. [programa de computador]

USDA - UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **National Soil Survey Handbook n. 430**. Washington, DC: USDA, 1983.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA. CENTRO UNIVERSITÁRIO DE ESTUDOS E PESQUISAS SOBRE DESASTRES. **Atlas brasileiro de desastres naturais**: 1991 a 2012. 2.ed. Florianópolis: CEPED UFSC, 2013. 142 p. (Volume São Paulo). Disponível em: https://s2id.mi.gov.br/paginas/atlas/. Acesso em: 6 jan. 2019.

VAN OOST, K.; VAN ROMPAEY, A.; VERSTRAETEN, G.; NOTEBAERT, B.; VAES, B. **WaTEM/SEDEM version 2004**. Leuven: Katholiek Universiteit, 2005. [programa de computador]

VAN OOST, K.; GOVERS, G.; DESMET, P. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 15, n. 3, p. 577-589, July 2000. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2005.10.003. Acesso em: 14 out. 2017.

VAN ROMPAEY, A.; VERSTRAETEN, G.; VAN OOST, K.; GOVERS, G.; POESEN, J. Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. **Earth Surface Processes and Landforms**, Chichester, v. 26, n. 11, p. 1221-1236, Oct. 2001. Disponível em: http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/esp.275/epdf. Acesso em: 14 out. 2017.

VAN ROMPAEY, A.; BAZZOFFI, P.; JONES, R. J. A.; MONTANARELLA, L. Modeling sediment yields in Italian catchments. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 65, n. 1-2, p. 157-169, Feb. 2005. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2004.08.006. Acesso em: 6 jul. 2017.

VAN ROMPAEY, A.; KRASA, J.; DOSTAL, T. Modelling the impact of land cover changes in the Czech Republic on sediment delivery. **Land Use Policy**, Oxford, v. 24, n. 3, p. 576-583, July 2007. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2005.10.003. Acesso em: 16 out. 2017.

VASQUEZ, B. A. F.; WINCK, B. R. Erosão – princípios e recomendações de controle. In: POLETO, C. (Org.). **Bacias hidrográficas e recursos hídricos**. Rio de Janeiro: Interciência, 2004. cap. 6, p. 125-258.

VAZ, V. B. Drenagem urbana. Núcleo de Pesquisa e Extensão em Gerenciamento de Recursos Hídricos. Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Pardo - Comitê Pardo. **Boletim Informativo**, Santa Cruz do Sul, ano 6, n. 5, maio 2004. Disponível em: http://www.comitepardo.com.br/boletins/2004/boletim05-04.html. Acesso em: 21 fev. 2018.

VELDKAMP, A.; FRESCO, L. O. CLUE-CR: an integrated multi-scale model to simulate land use change scenarios in Costa Rica. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 91, n. 1-3, p. 231-248, Nov. 1996. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/0304-3800(95)00158-1. Acesso em: 23 ago. 2016.

VELDKAMP, A.; FRESCO, L. O. Exploring land use scenarios, an alternative approach based on actual land use. **Agricultural Systems**, Amsterdam, v. 55, n. 1, p. 1-17, Sept. 1997. Disponível em: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308521X9500079K. Acesso em: 22 ago. 2016.

VERBURG, P. H. **CLUE-S**: Version Dyna-CLUE 2.0. Wageningen: Wageningen University, 2006. [programa de computador]

VERBURG, P. H. **CLUMondo version 1.4.0.** Amsterdam: RIKS by, 2015. [programa de computador]

VERBURG, P. H.; KONING, G. H. J.; KOK, K.; VELDKAMP, A.; BOUMA, J. A spatial explicit allocation procedure for modelling the pattern of land use change based upon actual land use. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 116, n. 1, p. 45-61, Mar. 1999. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(98)00156-2. Acesso em: 22 ago. 2016.

VERBURG, P. H.; SOEPBOER, W.; VELDKAMP, A.; LIMPIADA, R.; ESPALDON, V.; MATSURA, S. S. A. Modeling a spatial dynamics of regional land use: the CLUE-S model. **Environmental Management**, New York, v. 30, n. 3, p. 391-405, Sept. 2002. Disponível em: http://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2Fs00267-002-2630-x.pdf. Acesso em: 29 ago. 2016.

VERBURG, P. H.; KOK, K.; PONTIUS, R. G. Jr.; VELDKAMP, A. Modeling Land-Use and Land-Cover Change. In: LAMBIN, E. F.; GEIST, H. (Ed.). **Land-Use and Land-Cover Change**: Local Processes and Global Impacts. [Berlin; Heidelberg]: Springer, 2006. Chap. 5, p. 117-135.

VERBURG, P. H.; NIJS, T. C. M.; VAN ECK, J. R.; VISSER, H.; JORG, K. **A method to analyse neighbourhood characteristics of land use patterns**. Computers, Environment and Urban Systems, Amsterdam, v. 28, n. 6, p. 667-690, nov. 2004. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2003.07.001. Acesso em: 12 set. 2018.

VERBURG, P. H.; OVERMARS, K. P. Combining top-down and bottom-up dynamics in land use modeling: exploring the future of abandoned farmlands in Europe with the Dyna-CLUE model. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 24, n. 9, p. 1167-1181, Nov.

2009. Disponível em: http://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2Fs10980-009-9355-7.pdf. Acesso em: 10 set. 2016.

VERBURG, P. H.; VAN DE STEEG, J.; SCHULP, N. **Manual for the CLUE-Kenya application**. Wageningen: Wageningen University, 2005. 54 p. Disponível em: http://www.trajectories.org/download/clue_manual.pdf. Acesso em: 14 nov. 2017.

VERBURG, P. H.; VELDKAMP, T.; BOUMA, J. Land use change under conditions of high population pressure: the case of Java. **Global Change Environment**, Oxford, v. 9, n. 4, p. 303-312, Dec. 1999. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/S0959-3780(99)00175-2. Acesso em: 15 set. 2016.

VERBURG, P. H. **The CLUE model**: hands-on exercises. Amsterdam: Vrije Universiteit Amsterdam, 2010. 53 p. Disponível em: http://www.ivm.vu.nl/en/Images/Exercises_tcm234-284019.pdf. Acesso em: 14 nov. 2017.

VERSTRAETEN, G.; VAN OOST, K.; VAN ROMPAEY, A.; POESEN, J.; GOVERS, G. Evaluating an integrated approach to catchment management to reduce soil loss and sediment pollution through modelling. **Soil Use and Management**, Cranfield, v. 18, n. 4, p. 386-394, Dec. 2002. Disponível em: http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1475-2743.2002.tb00257.x/epdf. Acesso em: 12 out. 2017.

VERSTRAETEN, G.; VAN ROMPAEY, A.; POESEN, J.; VAN OOST, K.; GOVERS, G. Evaluating the impact of watershed management scenarios on changes in sediment delivery to rivers?. In: KRONVANG, B. (Ed). **The Interactions between Sediments and Water**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2003. p. 153-158. (Hydrobiologia, 494).

VERSTRAETEN, G.; POESEN, J. Estimating trap efficiency of small reservoirs and ponds: methods and implications for the assessment of sediment yield. **Progress in Physical Geography**, London, v. 24, n. 2, p. 219-251, Apr. 2000. Disponível em: https://doi.org/10.1177/030913330002400204. Acesso em: 14 nov. 2018.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. Bacia Hidrográfica. In: _____. **Hidrologia Aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. cap. 2, p. 6-28.

WALESH, S. G. **Urban surface water management**. New York: John Wiley & Sons, 1989. 518 p.

WEILL, M. A. M.; PIRES NETO, A. G. Erosão e assoreamento. In: SANTOS, R. F. (Org.). **Vulnerabilidade ambiental**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2007. cap. 4, p. 39-58.

WISCHMEIER, W. H.; JOHNSON, C. B.; CROSS, B. V. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 26, n. 5, p. 189-193, 1971.

WISCHMEIER, W. H. A Rainfall Erosion Index for a Universal Soil-Loss Equation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 23, n. 3, p. 246-249, May/June 1959.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Rainfall energy and its relationship to soil loss. **Eos, Transactions, American Geophysical Union**, Washington, DC, v. 39, n. 2, p. 285-291, Apr. 1958. Disponível em: http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/TR039i002p00285/pdf. Acesso em: 10 out. 2017.

YODER, D. C. Cover-management factor (C). In: RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, D. K.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. (Coord.). **Predicting soil erosion by water**: guide to conservation planning with Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington: US Gov. Print Office, 1997. cap. 5, p. 143-181. (Agriculture Handbook, 703).

YOU, W.; JI, Z.; WU, L.; DENG, X.; HUANG, D.; CHEN, B.; YU, J.; HE, D. Modeling changes in land use patterns and ecosystem services to explore a potential solution for meeting the management needs of a heritage site at the landscape level. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 73, p. 68-78, Feb. 2017. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.027. Acesso em: 29 set. 2016.

ZIMBACK, C. R. L. **Levantamento de solos**. Botucatu: [s.n.], 2003. 16 p. (Apostila)

ZIMBACK, C. R. L.; RODRIGUES, R. M. **Determinação das classes de capacidade de uso das terras da Fazenda Experimental de São Manoel – Unesp**. Botucatu: Faculdade de Ciências Agronômicas, Unesp, Departamento de Solos, 1993. 28p. (mimeo).

ZOCCAL, J. C. **Adequação de erosões**: causas, consequências e controle da erosão rural. Presidente Prudente: CODASP, 2007. 62 p. (Caderno de Estudos em Conservação do Solo e Água, v. 1, n. 1)

ZUFFO, A. C. Drenagem urbana. In: SANTOS, R. F. (Org.). **Vulnerabilidade ambiental**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2007. cap. 8, p. 107-121.

ANEXO I

Tabela 64. Matriz de conversão do uso da terra dos cenários 1, 2 e 4

Uso futuro / Uso atual	ZUR	VAR	SOE	SOJ	PAS	MIL	MAN	EUC	CAN	CAM	AIN	CPE
Zona urbana	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vegetação arbórea	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Solo exposto	1	105	1	1	1	1	1	1	1	105	1	1
Soja	1	105	1	1	1	1	1	1	1	105	1	1
Pastagem	1	105	1	1	1	1	1	1	1	105	1	1
Milho	1	105	1	1	1	1	1	1	1	105	1	1
Mandioca	1	105	1	1	1	1	1	1	1	105	1	1
Eucalipto	1	105	1	1	1	1	1	1	1	105	1	1
Cana-de-açúcar	1	105	1	1	1	1	1	1	1	105	1	1
Campestre	1	105	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Área industrial	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Culturas permanentes	1	105	1	1	1	1	1	1	1	105	1	1

ZUR: zona urbana; VAR: vegetação arbórea; SOE: solo exposto; SOJ: soja; PAS: pastagem; MIL: milho; MAN: mandioca; EUC: eucalipto; CAN: cana-de-açúcar; CAM: campestre; AIN: área industrial; CPE: culturas permanentes e horticultura.

Tabela 65. Matriz de conversão do uso da terra dos cenários 3 e 6

Uso futuro / Uso atual	ZUR	VAR	SOE	SOJ	PAS	MIL	MAN	EUC	CAN	CAM	AIN	CPE
Zona urbana	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vegetação arbórea	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1
Solo exposto	0	105	1	1	1	1	1	1	1	105	0	1
Soja	0	105	1	1	1	1	1	1	1	105	0	1
Pastagem	0	105	1	1	1	1	1	1	1	105	0	1
Milho	0	105	1	1	1	1	1	1	1	105	0	1
Mandioca	0	105	1	1	1	1	1	1	1	105	0	1
Eucalipto	0	105	1	1	1	1	1	1	1	105	0	1
Cana-de-açúcar	0	105	1	1	1	1	1	1	1	105	0	1
Campestre	0	105	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1
Área industrial	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Culturas permanentes	0	105	1	1	1	1	1	1	1	105	0	1

ZUR: zona urbana; VAR: vegetação arbórea; SOE: solo exposto; SOJ: soja; PAS: pastagem; MIL: milho; MAN: mandioca; EUC: eucalipto; CAN: cana-de-açúcar; CAM: campestre; AIN: área industrial; CPE: culturas permanentes e horticultura.

Tabela 66. Matriz de conversão do uso da terra do cenários 5

Uso futuro / Uso atual	ZUR	VAR	SOE	SOJ	PAS	MIL	MAN	EUC	CAN	CAM	AIN	CPE
Zona urbana	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vegetação arbórea	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1
Solo exposto	0	104	1	1	1	1	1	1	1	104	0	1
Soja	0	104	1	1	1	1	1	1	1	104	0	1
Pastagem	0	104	1	1	1	1	1	1	1	104	0	1
Milho	0	104	1	1	1	1	1	1	1	104	0	1
Mandioca	0	104	1	1	1	1	1	1	1	104	0	1
Eucalipto	0	104	1	1	1	1	1	1	1	104	0	1
Cana-de-açúcar	0	104	1	1	1	1	1	1	1	104	0	1
Campestre	0	104	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1
Área industrial	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Culturas permanentes	0	104	1	1	1	1	1	1	1	104	0	1

ZUR: zona urbana; VAR: vegetação arbórea; SOE: solo exposto; SOJ: soja; PAS: pastagem; MIL: milho; MAN: mandioca; EUC: eucalipto; CAN: cana-de-açúcar; CAM: campestre; AIN: área industrial; CPE: culturas permanentes e horticultura.

ANEXO II

Tabela 67. Demanda de área (ha) das classes de uso da terra nos diferentes cenários e elasticidade à conversão (ELAS)

Classe de uso da terra	2018	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	ELAS[1]	ELAS[2]	ELAS[3]
Zona urbana	581,68	716,58	851,58	581,68	716,58	581,68	581,68	1	1	1
Vegetação arbórea	474,97	474,97	474,97	474,97	474,97	949,97	474,97	0,8	0,8	0,8
Solo exposto	105,46	102,06	98,56	36,16	26,46	80,86	56,16	0	0	0
Soja	1.007,33	974,13	940,93	2.178,53	2.178,53	772,23	536,43	0,5	0,3	0,5
Pastagem	2.013,31	1.946,91	1.880,51	690,11	505,21	1.543,51	4.026,61	0,6	0,4	0,4
Milho	770,08	744,68	719,28	1.042,38	1.042,38	590,38	410,08	0,5	0,3	0,5
Mandioca	26,79	25,89	24,99	9,19	6,79	20,49	14,29	0,5	0,3	0,5
Eucalipto	51,99	50,29	48,59	17,79	13,09	1.039,79	27,69	0,8	0,8	0,7
Cana-de-açúcar	2.274,07	2.199,07	2.124,17	2.321,57	2.321,57	1.743,37	1.210,97	0,7	0,6	0,7
Campestre	17,84	17,24	16,64	6,14	4,44	13,64	9,54	0,8	0,8	0,8
Área industrial	70,68	144,08	217,48	70,68	144,08	70,68	70,68	1	1	1
Culturas permanentes	53,26	51,56	49,76	18,26	13,36	40,86	28,36	0,8	0,8	0,7
Área total	**7.877,64**	**7.877,64**	**7.877,64**	**7.877,64**	**7.877,64**	**7.877,64**	**7.877,64**	**-**	**-**	**-**

ELAS[1] - cenários 1, 2, 3 e 6;
ELAS[2] - cenário 4;
ELAS[3] - cenário 5.

ANEXO III

Tabela 68. Análise de sensibilidade do modelo Dyna-CLUE: matriz de conversão, elasticidade à conversão, área das classes de uso em 2004 e demanda em 2018 (ha)

Uso atual \ Uso futuro	ZUR	VAR	SOE	SOJ	PAS	MIL	MAN	EUC	CAN	SRC	AIN	CPE	ELAS	Área 2004 (ha)	Área 2018 (ha)
Zona urbana	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	438,92	580,97
Vegetação arbórea	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,8	611,57	709,76
Solo exposto	1	105	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	99,48	108,19
Soja	1	105	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,4	390,11	1015,63
Pastagem	1	105	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,7	3.055,46	2.036,45
Milho	1	105	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,4	522,27	774,98
Mandioca	1	105	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,4	25,48	26,84
Eucalipto	1	105	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,8	40,26	52,15
Cana-de-açúcar	1	105	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,6	2.226,38	2.294,71
Sedes rurais e chácaras	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	92,76	96,34
Área industrial	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	28,82	70,53
Culturas permanentes	1	105	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,7	236,08	1,04

ZUR: zona urbana; VAR: vegetação arbórea; SOE: solo exposto; SOJ: soja; PAS: pastagem; MIL: milho; MAN: mandioca; EUC: eucalipto; CAN: cana-de-açúcar; SRC: sedes rurais e chácaras; AIN: área industrial; CPE: culturas permanentes e horticultura; ELAS: elasticidade à conversão do uso da terra.

ANEXO IV

unesp

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CÂMPUS DE OURINHOS

PROGRAMA DE QUALIDADE DE ANÁLISE DE SOLO IAC
GRANULOMETRIA
2017
IAC

LABORATÓRIO DE GEOLOGIA E PEDOLOGIA

ALUNO: Julio Cesar Demarchi

MUNICÍPIO: Santa Cruz do Rio Pardo – SP

ÁREA AMOSTRADA: Bacia Hidrográfica do Ribeirão São Domingos

ANÁLISES FÍSICAS E TEXTURAIS

Nº amostra	Ponto amostr.	Profund (m)	Argila	Silte	Areia	AMG	AG	AM	AF	AMF	Classe textural	Dens. solo	Dens. partículas	VTP
			g.kg^{-1}									g.cm^{-3}		%
1	1	0 - 0,2	292	33	675	1	28	242	104	300	Média	1,62	2,59	37
2		0,6 - 0,8	451	42	507	1	17	173	226	91	Argilosa	1,54	2,63	41
3	2	0 - 0,2	244	34	722	1	27	240	339	115	Média	1,39	2,53	45
4		0,6 - 0,8	314	31	654	1	14	207	321	111	Média	1,34	2,55	47
5	3	0 - 0,2	242	89	669	3	18	163	321	164	Média	1,76	2,65	34
6		0,6 - 0,8	166	26	808	2	19	187	398	204	Média	1,70	2,43	30
7	4	0 - 0,2	289	29	682	4	19	192	333	134	Média	1,54	2,51	39
8		0,6 - 0,8	279	33	688	0	7	153	354	173	Média	1,52	2,64	42
9	5	0 - 0,2	251	41	708	1	16	204	338	149	Média	1,67	2,62	36
10		0,6 - 0,8	298	33	669	0	14	320	194	141	Média	1,45	2,54	43
11	6	0 - 0,2	234	76	690	1	12	160	344	173	Média	1,59	2,63	40
12		0,6 - 0,8	261	74	665	0	8	142	336	179	Argilosa	1,45	2,49	42
13	7	0 - 0,2	259	56	685	1	14	198	336	137	Média	1,73	2,45	29
14		0,6 - 0,8	268	61	672	0	11	196	331	133	Média	1,65	2,68	38
15	8	0 - 0,2	325	71	604	0	11	139	293	160	Média	1,85	2,61	29
16		0,6 - 0,8	499	68	433	0	7	89	215	122	Argilosa	1,63	2,58	37
17	9	0 - 0,2	627	261	112	2	7	32	43	29	Muito Argilosa	1,82	2,73	33
18		0,6 - 0,8	732	198	69	1	3	17	28	19	Muito Argilosa	1,62	2,59	38
19	10	0 - 0,2	622	236	142	7	16	34	51	35	Muito Argilosa	1,50	2,31	35
20		0,6 - 0,8	562	260	178	4	16	45	66	47	Argilosa	1,65	2,69	39

Av. Vitalina Marcusso, 1500 – Câmpus Universitário - CEP: 19910-206 - Ourinhos - SP Fone: 14 3302-5700 – Fax: 14 3302-5709
coordenadoria@ourinhos.unesp.br

unesp

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CÂMPUS DE OURINHOS

Nº amostra	Ponto amostr.	Profund (m)	Argila	Silte	Areia	AMG	AG	AM	AF	AMF	Classe textural	Dens. solo	Dens. partículas	VTP
			g.kg^{-1}									g.cm^{-3}		%
21	11	0 - 0,2	696	152	152	1	9	43	61	39	Muito Argilosa	1,40	2,69	48
22		0,6 - 0,8	703	157	140	2	6	35	57	40	Muito Argilosa	1,39	2,67	48
23	12	0 - 0,2	550	93	357	2	15	81	167	91	Argilosa	1,58	2,64	40
24		0,6 - 0,8	596	75	329	1	8	71	157	93	Argilosa	1,56	2,60	40
25	13	0 - 0,2	629	158	213	6	18	55	79	54	Muito Argilosa	1,60	2,62	39
26		0,6 - 0,8	684	153	163	0	4	39	69	52	Muito Argilosa	1,45	2,70	46
27	14	0 - 0,2	367	56	578	49	15	133	254	127	Argilosa	1,62	2,44	34
28		0,6 - 0,8	442	65	493	0	9	118	235	131	Argilosa	1,61	2,59	38
29	15	0 - 0,2	284	31	685	0	7	89	537	52	Média	1,45	2,56	43
30		0,6 - 0,8	301	25	674	1	13	212	315	132	Média	1,49	2,52	41
31	16	0 - 0,2	563	265	172	1	7	47	73	44	Muito Argilosa	1,65	2,65	38
32		0,6 - 0,8	662	169	169	1	7	36	77	48	Muito Argilosa	1,59	2,73	42
33	17	0 - 0,2	567	242	191	4	12	50	73	52	Muito Argilosa	1,60	2,61	39
34		0,6 - 0,8	590	226	184	1	4	37	80	62	Muito Argilosa	1,56	2,68	42
35	18	0 - 0,2	676	101	224	5	19	64	82	54	Muito Argilosa	1,51	2,56	41
36		0,6 - 0,8	686	109	205	2	8	54	85	56	Muito Argilosa	1,41	2,67	47
37	19	0 - 0,2	475	70	455	2	24	139	175	115	Argilosa	1,56	2,56	39
38		0,6 - 0,8	619	84	297	1	6	63	142	85	Muito Argilosa	1,38	2,64	48
39	20	0 - 0,2	362	35	603	1	17	159	294	132	Argilosa	1,64	2,60	37
40		0,6 - 0,8	450	34	517	1	6	103	252	156	Argilosa	1,72	2,56	33
41	21	0 - 0,2	559	173	269	3	30	68	97	70	Argilosa	1,67	2,58	35
42		0,6 - 0,8	685	143	173	1	4	29	66	73	Muito Argilosa	1,57	2,53	38
43	22	0 - 0,2	672	228	100	1	11	25	28	36	Muito Argilosa	1,61	2,66	39
44		0,6 - 0,8	729	189	82	2	4	17	26	33	Muito Argilosa	1,60	2,54	37
45	23	0 - 0,2	688	111	201	4	10	47	79	61	Muito Argilosa	1,47	2,59	43
46		0,6 - 0,8	660	112	228	2	9	51	93	73	Muito Argilosa	1,63	2,57	37
47	24	0 - 0,2	799	130	72	2	7	18	26	18	Muito Argilosa	1,25	2,64	53
48		0,6 - 0,8	791	145	64	1	3	17	24	19	Muito Argilosa	1,33	2,70	51
49	25	0 - 0,2	548	94	357	2	18	74	157	106	Argilosa	1,66	2,57	36
50		0,6 - 0,8	629	83	288	3	7	51	129	99	Muito Argilosa	1,49	2,61	43
51	26	0 - 0,2	710	169	121	1	6	33	49	32	Muito Argilosa	1,37	2,57	47
52		0,6 - 0,8	754	141	105	1	5	27	43	31	Muito Argilosa	1,24	2,81	56

Av. Vitalina Marcusso, 1500 – Câmpus Universitário - CEP: 19910-206 - Ourinhos - SP Fone: 14 3302-5700 – Fax: 14 3302-5709
coordenadoria@ourinhos.unesp.br

unesp

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CÂMPUS DE OURINHOS

PROGRAMA DE QUALIDADE DE ANÁLISE DE SOLO IAC
GRANULOMETRIA
2017
IAC

Nº amostra	Ponto amostr.	Profund (m)	Argila	Silte	Areia	AMG	AG	AM	AF	AMF	Classe textural	Dens. solo	Dens. partículas	VTP
			g.kg^{-1}									g.cm^{-3}		%
53	27	0 - 0,2	674	191	135	1	9	33	53	38	Muito Argilosa	1,51	2,66	43
54		0,6 - 0,8	737	156	108	1	3	21	45	38	Muito Argilosa	1,49	2,70	45
55	28	0 - 0,2	681	159	160	5	13	37	61	45	Muito Argilosa	1,54	2,59	41
56		0,6 - 0,8	715	155	130	3	3	24	55	44	Muito Argilosa	1,36	2,69	49
57	29	0 - 0,2	574	102	325	7	19	76	134	89	Argilosa	1,50	2,53	41
58		0,6 - 0,8	605	89	306	0	12	75	127	93	Muito Argilosa	1,58	2,56	38
59	30	0 - 0,2	601	102	297	2	9	59	131	96	Muito Argilosa	1,67	2,63	37
60		0,6 - 0,8	730	78	191	0	5	33	78	75	Muito Argilosa	1,47	2,68	45
61	31	0 - 0,2	515	236	249	0	16	61	106	65	Argilosa	1,48	2,71	45
62		0,6 - 0,8	686	192	121	1	7	33	48	33	Muito Argilosa	1,64	2,75	40
63	32	0 - 0,2	230	29	741	4	44	257	306	129	Média	1,52	2,53	40
64		0,6 - 0,8	315	34	651	1	24	209	280	137	Média	1,80	2,60	31
65	33	0 - 0,2	402	219	379	2	10	99	170	99	Argilosa	1,69	2,65	36
66		0,6 - 0,8	637	133	230	1	6	52	104	66	Muito Argilosa	0,90	2,66	66
67	34	0 - 0,2	82	29	888	1	34	306	412	136	Arenosa	1,44	2,58	44
68		0,6 - 0,8	89	37	874	1	24	297	418	134	Arenosa	1,60	2,61	39
69	35	0 - 0,2	164	19	816	1	17	287	390	121	Média	1,58	2,60	39
70		0,6 - 0,8	267	30	703	0	9	187	356	150	Média	1,38	2,59	47
71	36	0 - 0,2	157	51	792	4	19	203	386	180	Média	1,55	2,57	40
72		0,6 - 0,8	396	101	503	1	6	101	240	155	Argilosa	1,50	2,59	42
73	37	0 - 0,2	605	131	264	0	19	72	110	63	Muito Argilosa	1,63	2,69	39
74		0,6 - 0,8	647	151	202	0	3	42	95	62	Muito Argilosa	1,53	2,62	42
75	38	0 - 0,2	567	147	286	1	26	74	112	72	Argilosa	1,77	2,54	30
76		0,6 - 0,8	600	140	261	1	4	51	121	83	Argilosa	1,36	2,76	51
77	39	0 - 0,2	602	208	189	4	25	43	61	56	Muito Argilosa	1,51	2,62	42
78		0,6 - 0,8	658	189	154	0	2	27	63	61	Muito Argilosa	1,37	2,77	51
79	40	0 - 0,2	596	161	242	1	20	70	98	54	Argilosa	1,60	2,67	40
80		0,6 - 0,8	641	144	216	0	2	43	102	69	Muito Argilosa	1,22	2,78	56
81	41	0 - 0,2	722	176	102	1	2	24	44	32	Muito Argilosa	1,49	2,65	44
82		0,6 - 0,8	603	237	160	1	16	44	59	40	Muito Argilosa	1,60	2,66	40
83	42	0 - 0,2	678	194	128	2	17	22	51	37	Muito Argilosa	1,23	2,26	46
84		0,6 - 0,8	718	192	90	1	3	18	38	31	Muito Argilosa	1,19	2,60	54

Av. Vitalina Marcusso, 1500 – Câmpus Universitário - CEP: 19910-206 - Ourinhos - SP Fone: 14 3302-5700 – Fax: 14 3302-5709
coordenadoria@ourinhos.unesp.br

unesp

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CÂMPUS DE OURINHOS

Nº amostra	Ponto amostr.	Profund (m)	Argila	Silte	Areia	AMG	AG	AM	AF	AMF	Classe textural	Dens. solo	Dens. partículas	VTP
			g.kg^{-1}									g.cm^{-3}		%
85	43	0 - 0,2	623	241	137	0	14	27	43	52	Muito Argilosa	1,71	2,52	32
86		0,6 - 0,8	639	238	123	5	6	17	38	58	Muito Argilosa	1,55	2,62	41
87	44	0 - 0,2	372	128	499	1	23	118	215	141	Argilosa	1,81	2,49	27
88		0,6 - 0,8	463	121	416	0	5	90	190	130	Argilosa	1,64	2,52	35
89	45	0 - 0,2	154	25	821	1	16	217	416	171	Média	1,66	2,63	37
90		0,6 - 0,8	243	38	719	0	10	181	357	171	Média	1,55	2,63	41
91	46	0 - 0,2	93	63	843	1	16	195	401	231	Arenosa	1,69	2,62	35
92		0,6 - 0,8	182	59	759	1	8	175	360	215	Média	1,74	2,59	33
93	47	0 - 0,2	173	78	749	0	44	257	314	133	Média	1,29	2,39	46
94		0,6 - 0,8	151	72	778	1	39	280	338	120	Média	1,65	2,43	32
95	48	0 - 0,2	129	26	844	1	17	178	475	174	Arenosa	1,47	2,58	43
96		0,6 - 0,8	212	37	751	1	5	127	401	218	Média	1,56	2,66	41
97	49	0 - 0,2	108	178	714	0	20	191	369	134	Arenosa	1,66	2,60	36
98		0,6 - 0,8	182	43	775	1	9	202	407	156	Média	1,55	2,66	42
99	50	0 - 0,2	121	23	856	1	21	269	438	128	Arenosa	1,61	2,59	38
100		0,6 - 0,8	221	36	744	0	7	210	387	140	Média	1,54	2,66	42
101	51	0 - 0,2	166	82	753	2	6	103	376	266	Média	1,62	2,61	38
102		0,6 - 0,8	95	68	837	3	13	146	429	246	Arenosa	1,47	2,48	41
103	52	0 - 0,2	234	117	649	1	14	98	287	248	Média	1,52	2,42	37
104		0,6 - 0,8	306	93	601	1	18	163	272	147	Média	1,72	2,56	33
105	53	0 - 0,2	245	64	691	3	18	125	306	240	Média	1,92	2,60	26
106		0,6 - 0,8	406	134	460	1	7	102	204	145	Argilosa	1,58	2,52	37
107	54	0 - 0,2	115	26	859	0	11	209	431	208	Arenosa	1,65	2,63	37
108		0,6 - 0,8	272	79	650	0	5	137	318	189	Média	1,63	2,64	38
109	55	0 - 0,2	141	27	832	5	56	306	332	133	Arenosa	1,59	2,63	39
110		0,6 - 0,8	215	25	760	6	44	263	305	142	Média	1,61	2,53	36
111	56	0 - 0,2	354	161	485	3	37	132	200	112	Argilosa	1,34	2,39	44
112		0,6 - 0,8	564	129	307	2	8	71	138	88	Argilosa	1,44	2,69	47
113	57	0 - 0,2	235	61	703	7	49	241	286	120	Média	1,67	2,59	36
114		0,6 - 0,8	297	54	649	8	42	209	250	140	Média	1,79	2,63	32
115	58	0 - 0,2	508	301	191	7	20	46	60	57	Argilosa	1,57	2,56	39
116		0,6 - 0,8	516	305	178	2	20	50	58	49	Argilosa	1,56	2,49	37

Av. Vitalina Marcusso, 1500 – Câmpus Universitário - CEP: 19910-206 - Ourinhos - SP Fone: 14 3302-5700 – Fax: 14 3302-5709
coordenadoria@ourinhos.unesp.br

unesp

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CÂMPUS DE OURINHOS

Nº amostra	Ponto amostr.	Profund (m)	Argila	Silte	Areia	AMG	AG	AM	AF	AMF	Classe textural	Dens. solo	Dens. partículas	VTP
			g.kg^{-1}									g.cm^{-3}		%
117	59	0 - 0,2	600	288	111	2	23	26	30	30	Muito Argilosa	1,87	2,53	26
118		0,6 - 0,8	657	249	93	1	7	22	30	33	Muito Argilosa	1,44	2,66	46
119	60	0 - 0,2	96	18	886	0	8	120	519	239	Arenosa	1,61	2,60	38
120		0,6 - 0,8	195	21	785	0	5	186	409	184	Média	1,51	2,61	42
121	61	0 - 0,2	114	18	868	1	20	218	446	183	Arenosa	1,65	2,58	36
122		0,6 - 0,8	192	30	777	0	9	201	389	179	Média	1,50	2,63	43
123	62	0 - 0,2	87	9	905	1	17	232	486	168	Arenosa	1,48	2,62	43
124		0,6 - 0,8	118	20	863	0	14	261	430	158	Arenosa	1,55	2,61	41
125	63	0 - 0,2	137	11	851	0	28	224	449	151	Arenosa	1,64	2,57	36
126		0,6 - 0,8	217	39	744	1	16	171	376	180	Média	1,62	2,63	38
127	64	0 - 0,2	399	221	380	2	17	81	182	98	Argilosa	1,67	2,56	35
128		0,6 - 0,8	262	92	646	1	11	145	326	164	Média	1,57	2,57	39
129	65	0 - 0,2	65	37	898	1	16	261	441	179	Arenosa	1,59	2,60	39
130		0,6 - 0,8	142	40	818	1	12	232	413	160	Arenosa	1,70	2,64	36
131	66	0 - 0,2	132	22	846	0	12	194	460	180	Arenosa	1,44	2,59	44
132		0,6 - 0,8	216	39	745	0	4	155	399	187	Média	1,41	2,63	46
133	67	0 - 0,2	83	48	870	1	11	167	440	250	Arenosa	1,57	2,63	40
134		0,6 - 0,8	251	98	651	2	8	128	315	198	Média	1,73	2,59	33
135	68	0 - 0,2	113	25	863	1	12	196	223	431	Arenosa	1,53	2,59	41
136		0,6 - 0,8	217	46	737	1	10	191	355	181	Média	1,63	2,54	36
137	69	0 - 0,2	106	112	782	1	13	223	378	167	Arenosa	1,50	2,43	38
138		0,6 - 0,8	280	74	646	0	17	252	277	100	Média	1,67	2,44	31
139	70	0 - 0,2	103	18	879	1	19	284	432	142	Arenosa	1,51	2,63	43
140		0,6 - 0,8	180	38	782	1	258	0	368	156	Média	1,51	2,64	43
141	71	0 - 0,2	81	43	876	1	7	195	441	232	Arenosa	1,55	2,63	41
142		0,6 - 0,8	268	31	701	1	6	153	352	189	Média	1,66	2,61	36
143	72	0 - 0,2	632	115	253	2	7	71	106	68	Muito Argilosa	1,56	2,72	43
144		0,6 - 0,8	642	113	245	0	4	64	119	57	Muito Argilosa	1,51	2,75	45
145	73	0 - 0,2	667	190	143	6	12	42	47	36	Muito Argilosa	1,44	2,68	46
146		0,6 - 0,8	724	153	123	2	4	30	45	42	Muito Argilosa	1,47	2,70	45
147	74	0 - 0,2	192	32	776	8	33	223	346	165	Média	1,57	2,61	40
148		0,6 - 0,8	288	54	658	1	11	165	311	171	Média	1,50	2,69	44

Av. Vitalina Marcusso, 1500 – Câmpus Universitário - CEP: 19910-206 - Ourinhos - SP Fone: 14 3302-5700 – Fax: 14 3302-5709
coordenadoria@ourinhos.unesp.br

unesp

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CÂMPUS DE OURINHOS

PROGRAMA DE QUALIDADE DE ANÁLISE DE SOLO IAC
GRANULOMETRIA
2017
IAC

Nº amostra	Ponto amostr.	Profund (m)	Argila	Silte	Areia	AMG	AG	AM	AF	AMF	Classe textural	Dens. solo	Dens. partículas	VTP
			g.kg^{-1}									g.cm^{-3}		%
149	75	0 - 0,2	95	54	852	8	8	177	434	225	Arenosa	1,68	2,59	35
150		0,6 - 0,8	263	73	664	2	5	122	329	206	Média	1,68	2,65	37

Metodologias:

Análise textural: método da pipeta - IAC (CAMARGO et al., 1986).

Fracionamento da areia: AMG – areia muito grossa (1 – 2 mm); AG – areia grossa (0,5 – 1 mm); AM – areia média (0,25 – 0,5 mm); AF – areia fina (0,125 – 0,25 mm); AMF – areia muito fina (0,053 – 0,125 mm).

Classe textural: triângulo textural simplificado – EMBRAPA (2013).

Densidade do solo:
- amostras nº 3, 4, 67, 70 e 93: método do balão volumétrico – Kiehl (1979) – não formam torrão;
- demais amostras: método do torrão impermeabilizado com parafina – EMBRAPA (1997).

Densidade das partículas: método do picnômetro – Kiehl (1979).

Volume Total de Poros (VTP) ou Porosidade total: determinação indireta a partir da densidade das partículas e da densidade do solo, conforme EMBRAPA (1997).

Análises realizadas entre maio de 2016 e julho de 2017.

Ourinhos, 3 de agosto de 2017.

Profª. Drª. Maria Cristina Perusi
Responsável técnica

Av. Vitalina Marcusso, 1500 – Câmpus Universitário - CEP: 19910-206 - Ourinhos - SP Fone: 14 3302-5700 – Fax: 14 3302-5709
coordenadoria@ourinhos.unesp.br

ANEXO V

Tabela 69. Número da Curva (CN) em função do uso da terra e dos grupos hidrológicos do solo (Continua)

Classe uso da terra	Prática conservacionista	Uso, ocupação, impermeabilização e condições hidrológicas	Referência	CN - Grupos hidrológicos			
				A	B	C	D
Vegetação arbórea	Mata nativa ou ciliar	Floresta densa, alta transpiração	1	26	52	62	69
Vegetação de áreas úmidas	Mata nativa ou ciliar	Floresta - condições normais	1	36	60	70	76
Vegetação arbórea esparsa	Mata nativa ou ciliar	Florestas - floresta explorada, mas não queimada, e alguns resíduos florestais cobrindo o solo - condições normais	2	36	60	73	79
Vegetação urbana	Nenhuma prática conservacionista	Floresta densa, alta transpiração	1	26	52	62	69
Eucalipto	Plantio em nível, Plantio em nível + terraceamento, Plantio morro abaixo e Nenhuma prática conservacionista	Floresta - condições normais	1	36	60	70	76
Sedes rurais e chácaras	Nenhuma prática conservacionista	Fazendas: sede, áreas edificadas, ruelas e áreas vizinhas	2	59	74	82	96
Solo exposto	Plantio em nível, Plantio em nível + terraceamento, Plantio morro abaixo e Nenhuma prática conservacionista	Solo exposto (sem cobertura por resíduos)	2	77	86	91	94
Solo exposto na entressafra de culturas anuais e semiperenes	Plantio em nível, Plantio em nível + terraceamento, Plantio morro abaixo e Nenhuma prática conservacionista	Área não semeada com resíduos vegetais - más condições (baixa cobertura por resíduos) - uso na calibração do modelo	2	76	85	90	93
Solo exposto na entressafra de culturas anuais e semiperenes	Plantio em nível, Plantio em nível + terraceamento, Plantio morro abaixo e Nenhuma prática conservacionista	Área não semeada com resíduos vegetais - boas condições (alta cobertura por resíduos) - uso na calibração do modelo	2	74	83	90	93
Rodovias	Nenhuma prática conservacionista	Ruas e estradas pavimentadas e com sistema de drenagem	2	98	98	98	98
Pastagem conservada	Terraceamento e Nenhuma prática conservacionista	Pastagens de uso contínuo - >75% solo com cobertura e leve ou ocasional pastagem	2	36	61	74	80

Tabela 69. Número da Curva (CN) em função do uso da terra e dos grupos hidrológicos do solo (Continuação)

Classe uso da terra	Prática conservacionista	Uso, ocupação, impermeabilização e condições hidrológicas	Referência	CN - Grupos hidrológicos			
				A	B	C	D
Pastagem degradada	Terraceamento e Nenhuma prática conservacionista	Pastagens de uso contínuo - 50 a 75% solo com cobertura sem pastagem ostensiva	2	49	69	79	84
Pastagem arborizada	Nenhuma prática conservacionista	Florestas esparsas	1	46	68	78	84
Campestre	Nenhuma prática conservacionista	Mato, mistura de arbustos, erva-daninha, grama com predominância de arbustos - >75% de solo coberto - boas condições	2	30	48	65	73
Estradas de terra	Nenhuma prática conservacionista	Ruas e estradas de terra com faixa lateral de servidão	2	72	82	87	89
Cana-de-açúcar	Plantio em nível e terraceamento	Plantação em fileira - ao longo de curvas de nível, terraceado e com resíduos vegetais - boas condições	2	61	70	77	80
Cana-de-açúcar	Plantio em nível e terraceamento	Plantação em fileira - ao longo de curvas de nível, terraceado e com resíduos vegetais - más condições (cultura em crescimento, dossel em formação) - uso na calibração do modelo	2	65	73	79	81
Cana-de-açúcar	Plantio em nível ou canal vegetado	Plantação em fileira - ao longo de curvas de nível e com resíduos vegetais - boas condições	2	64	74	81	85
Cana-de-açúcar	Plantio em nível ou canal vegetado	Plantação em fileira - ao longo de curvas de nível e com resíduos vegetais - más condições (cultura em crescimento, dossel em formação) - uso na calibração do modelo	2	69	78	83	87
Cana-de-açúcar	Nenhuma prática conservacionista ou plantio morro abaixo	Plantação em fileira - em fileira reta e resíduos vegetais - boas condições	2	64	75	82	85
Mandioca	Plantio em nível e terraceamento	Plantação em fileira - ao longo de curvas de nível, terraceado e com resíduos vegetais - boas condições	2	61	70	77	80
Mandioca	Plantio em nível	Plantação em fileira - ao longo de curvas de nível e com resíduos vegetais - boas condições	2	64	74	81	85

Tabela 69. Número da Curva (CN) em função do uso da terra e dos grupos hidrológicos do solo (Continuação)

Classe uso da terra	Prática conservacionista	Uso, ocupação, impermeabilização e condições hidrológicas	Referência	CN - Grupos hidrológicos			
				A	B	C	D
Mandioca	Nenhuma prática conservacionista e plantio morro abaixo	Plantação em fileira - em fileira reta e resíduos vegetais - boas condições	2	64	75	82	85
Milho	Plantio em nível e terraceamento	Plantação de cereais - ao longo de curvas de nível, terraceado e com resíduos vegetais - boas condições	2	58	69	77	80
Milho	Plantio em nível e terraceamento	Plantação de cereais - ao longo de curvas de nível, terraceado e com resíduos vegetais - más condições (cultura em crescimento, dossel em formação) - uso na calibração do modelo	2	62	72	81	84
Milho	Plantio em nível	Plantação de cereais - ao longo de curvas de nível e com resíduos vegetais - boas condições	2	58	69	77	80
Milho	Plantio em nível	Plantação de cereais - ao longo de curvas de nível e com resíduos vegetais - más condições (cultura em crescimento, dossel em formação) - uso na calibração do modelo	2	60	72	78	81
Milho	Nenhuma prática conservacionista e plantio morro abaixo	Plantação de cereais - em fileira reta e resíduos vegetais - boas condições	2	60	72	80	84
Milho - ano 1962	Nenhuma prática conservacionista	Plantação de cereais - em fileira reta e resíduos vegetais - más condições	2	64	75	80	84
Soja	Plantio em nível e terraceamento	Plantação de legumes - ao longo de curvas de nível e terraceado - boas condições	2	51	67	76	80
Soja	Plantio em nível e terraceamento	Plantação de legumes - ao longo de curvas de nível e terraceado - más condições (cultura em crescimento, dossel em formação) - uso na calibração do modelo	2	63	73	80	83
Soja	Plantio em nível	Plantação de legumes - Ao longo de curvas de nível - boas condições	2	55	69	78	83

Tabela 69. Número da Curva (CN) em função do uso da terra e dos grupos hidrológicos do solo (Continuação)

Classe uso da terra	Prática conservacionista	Uso, ocupação, impermeabilização e condições hidrológicas	Referência	CN - Grupos hidrológicos			
				A	B	C	D
Soja	Plantio em nível	Plantação de legumes - Ao longo de curvas de nível - más condições (cultura em crescimento, dossel em formação) - uso na calibração do modelo	2	64	75	83	85
Soja	Nenhuma prática conservacionista e plantio morro abaixo	Plantação de legumes - em fileiras retas - boas condições	2	58	72	81	85
Algodão	Plantio em nível	Plantação em fileira - ao longo de curvas de nível e com resíduos vegetais - boas condições	2	64	74	81	85
Algodão	Nenhuma prática conservacionista e plantio morro abaixo	Plantação em fileira - em fileira reta e resíduos vegetais - boas condições	2	64	75	82	85
Fruticultura	Plantio em nível	Combinação de bosque (pomar ou floresta manejada) e gramado (50 % de cada tipo) - condições normais	2	43	65	76	82
Fruticultura	Nenhuma prática conservacionista	Combinação de bosque (pomar ou floresta manejada) e gramado (50 % de cada tipo) - más condições	2	57	73	82	86
Café	Plantio em nível / Plantio em nível + terraceamento	Combinação de bosque (pomar ou floresta manejada) e gramado (50 % de cada tipo) - condições normais	2	43	65	76	82
Café	Nenhuma prática conservacionista / Plantio morro abaixo	Combinação de bosque (pomar ou floresta manejada) e gramado (50 % de cada tipo) - más condições	2	57	73	82	86
Urucum	Plantio em nível	Combinação de bosque (pomar ou floresta manejada) e gramado (50 % de cada tipo) - condições normais	2	43	65	76	82
Horticultura	Plantio em nível e terraceamento	Plantação de legumes - Ao longo de curvas de nível e terraceado - más condições (menor cobertura do solo)	2	63	73	80	83
Horticultura	Plantio em nível	Plantação de legumes - Ao longo de curvas de nível - más condições (menor cobertura do solo)	2	64	75	83	85

Tabela 69. Número da Curva (CN) em função do uso da terra e dos grupos hidrológicos do solo (Conclusão)

Classe uso da terra	Prática conservacionista	Uso, ocupação, impermeabilização e condições hidrológicas	Referência	CN - Grupos hidrológicos			
				A	B	C	D
Horticultura	Nenhuma prática e Plantio morro abaixo	Plantação de legumes - em fileiras retas - más condições (menor cobertura do solo)	2	66	77	85	89
Área industrial	Nenhuma prática conservacionista	Área industrial com impermeabilização média de 72 %	2	81	88	91	93
Praças urbanas	Nenhuma prática conservacionista	Espaços abertos, parque, jardim, cemitério, campos de golfe - em boas condições - cobertura gramada > 75%	2	39	61	74	80
Praças urbanas	Nenhuma prática conservacionista	Espaços abertos, parque, jardim, cemitério, campos de golfe - em condições normais - cobertura gramada de 50 a 75%	2	49	69	79	84
Praças urbanas	Nenhuma prática conservacionista	Espaços abertos, parque, jardim, cemitério, campos de golfe - em condições ruins - cobertura gramada <50%	2	68	79	86	89

Fonte: [1]Tucci (2007b, p. 405-406); [2]Bielenki Jr. e Barbassa (2012, p. 76-78).

ANEXO VI

Análise química básica

ciência em SOLO
LABORATÓRIO DE ANÁLISES E CONSULTORIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL
Rua Frei Balthazar XIX, 83, Vila Maria
CEP 15025-390 - São José do Rio Preto - SP
Fone: (17) 3305-1074 - Fax: (17) 3305-0974
www.cienciaemsolo.com.br | contato@cienciaemsolo.com.br

Cod.Lab.	Descrição	Laudo (n°)	pH	P (resina)	K	Ca	Mg	Al	H+Al	MO	CO	SB	T	V	m
			(CaCl2)	mg.dm-3	mmolc dm-3					g kg-1		mmolc dm-3		%	
4665/2016	Amostra 01	729/2016	5,20	7,60	1,10	16,00	9,00	0,00	22,00	17,30	10,03	26,10	48,10	54,30	0,00
4666/2016	Amostra 02	729/2016	5,40	1,90	0,20	12,00	4,00	0,00	18,40	7,60	4,41	16,20	34,60	46,80	0,00
4667/2016	Amostra 03	729/2016	4,80	7,00	1,90	16,00	9,00	1,20	27,70	20,80	12,06	26,90	54,60	49,30	4,30
4668/2016	Amostra 04	729/2016	4,30	1,50	0,40	2,00	2,00	16,10	39,60	9,90	5,74	4,40	44,00	10,00	78,50
4669/2016	Amostra 05	729/2016	4,90	2,30	0,40	9,00	3,00	0,50	21,70	12,30	7,13	12,40	34,10	36,40	3,90
4670/2016	Amostra 06	729/2016	5,40	1,70	0,50	22,00	3,00	0,00	18,60	9,60	5,57	25,50	44,10	57,80	0,00
4671/2016	Amostra 07	729/2016	5,20	2,90	0,40	10,00	1,00	0,00	21,10	15,80	9,16	11,40	32,50	35,10	0,00
4672/2016	Amostra 08	729/2016	4,30	1,70	0,10	2,00	1,00	14,90	37,20	9,60	5,57	3,10	40,30	7,70	82,80
4673/2016	Amostra 09	729/2016	4,50	5,20	0,90	10,00	1,00	5,20	32,10	12,30	7,13	11,90	44,00	27,00	30,40
4674/2016	Amostra 10	729/2016	4,20	5,60	0,30	2,00	1,00	13,70	34,50	9,30	5,39	3,30	37,80	8,70	80,60
4675/2016	Amostra 11	729/2016	4,30	2,70	0,50	4,00	2,00	9,40	44,40	10,80	6,26	6,50	50,90	12,80	59,10
4676/2016	Amostra 12	729/2016	4,30	1,30	0,10	2,00	1,00	12,70	36,40	9,00	5,22	3,10	39,50	7,80	80,40
4677/2016	Amostra 13	729/2016	4,40	3,50	0,40	10,00	3,00	3,80	42,60	13,70	7,95	13,40	56,00	23,90	22,10
4678/2016	Amostra 14	729/2016	4,40	2,30	0,10	8,00	1,00	3,40	26,50	10,20	5,92	9,10	35,60	25,60	27,20
4679/2016	Amostra 15	729/2016	5,10	13,40	0,50	16,00	6,00	0,00	26,50	11,70	6,79	22,50	49,00	45,90	0,00
4680/2016	Amostra 16	729/2016	5,40	2,10	0,40	20,00	3,00	0,00	17,80	7,00	4,06	23,40	41,20	56,80	0,00
4681/2016	Amostra 17	729/2016	5,20	31,80	0,90	43,00	20,00	0,00	35,30	24,30	14,10	63,90	99,20	64,40	0,00
4682/2016	Amostra 18	729/2016	5,60	1,90	0,40	20,00	15,00	0,00	22,70	13,70	7,95	35,40	58,10	60,90	0,00
4683/2016	Amostra 19	729/2016	4,70	6,40	6,50	17,00	15,00	1,10	44,40	29,30	17,00	38,50	82,90	46,40	2,80
4684/2016	Amostra 20	729/2016	5,10	2,70	0,60	18,00	10,00	0,00	33,40	22,00	12,76	28,60	62,00	46,10	0,00
4685/2016	Amostra 21	729/2016	4,80	38,40	1,80	12,00	7,00	1,90	40,40	19,30	11,19	20,80	61,20	34,00	8,40
4686/2016	Amostra 22	729/2016	4,40	1,90	0,60	2,00	2,00	15,20	62,20	16,10	9,34	4,60	66,80	6,90	76,80
4687/2016	Amostra 23	729/2016	5,60	16,80	0,40	32,00	12,00	0,00	24,40	20,50	11,89	44,40	68,80	64,50	0,00
4688/2016	Amostra 24	729/2016	4,30	3,10	0,10	4,00	3,00	15,20	62,80	13,40	7,77	7,10	69,90	10,20	68,20
4689/2016	Amostra 25	729/2016	5,80	17,40	0,70	36,00	37,00	0,00	22,70	21,10	12,24	73,70	96,40	76,50	0,00
4690/2016	Amostra 26	729/2016	4,50	1,90	0,40	3,00	3,00	11,10	41,70	8,10	4,70	6,40	48,10	13,30	63,40
4691/2016	Amostra 27	729/2016	4,10	10,00	1,10	2,00	3,00	14,20	48,80	14,60	8,47	6,10	54,90	11,10	70,00
4692/2016	Amostra 28	729/2016	4,10	1,70	0,10	2,00	1,00	19,00	72,80	11,40	6,61	3,10	75,90	4,10	86,00
4693/2016	Amostra 29	729/2016	4,20	2,90	0,20	2,00	2,00	10,40	47,80	13,70	7,95	4,20	52,00	8,10	71,20

Cod.Lab.	Descrição	Laudo (n°)	pH	P (resina)	K	Ca	Mg	Al	H+Al	MO	CO	SB	T	V	m
			(CaCl2)	mg.dm-3	mmolc dm-3					g kg-1		mmolc dm-3		%	
4694/2016	Amostra 30	729/2016	4,20	1,30	0,10	2,00	14,00	16,70	57,20	13,10	7,60	16,10	73,30	22,00	50,90
4695/2016	Amostra 31	729/2016	5,00	9,60	1,00	21,00	17,00	0,00	35,60	19,60	11,37	39,00	74,60	52,30	0,00
4696/2016	Amostra 32	729/2016	4,70	2,30	0,30	9,00	4,00	2,60	35,60	8,10	4,70	13,30	48,90	27,20	16,40
4697/2016	Amostra 33	729/2016	4,70	4,30	0,30	10,00	8,00	2,60	38,70	18,70	10,85	18,30	57,00	32,10	12,40
4698/2016	Amostra 34	729/2016	5,10	1,30	0,20	5,00	5,00	0,00	24,40	9,90	5,74	10,20	34,60	29,50	0,00
4699/2016	Amostra 35	729/2016	4,10	2,70	1,60	2,00	3,00	18,40	70,50	16,70	9,69	6,60	77,10	8,60	73,60
4700/2016	Amostra 36	729/2016	4,20	1,30	0,80	2,00	1,00	19,10	72,00	12,00	6,96	3,80	75,80	5,00	83,40
4701/2016	Amostra 37	729/2016	4,30	7,80	0,60	12,00	3,00	8,00	53,70	20,50	11,89	15,60	69,30	22,50	33,90
4702/2016	Amostra 38	729/2016	4,40	1,90	0,10	2,00	1,00	9,40	37,50	9,60	5,57	3,10	40,60	7,60	75,20
4703/2016	Amostra 39	729/2016	4,50	7,00	1,00	11,00	5,00	5,10	37,50	18,70	10,85	17,00	54,50	31,20	23,10
4704/2016	Amostra 40	729/2016	4,40	2,10	0,30	3,00	2,00	8,10	31,10	8,40	4,87	5,30	36,40	14,60	60,40
4705/2016	Amostra 41	729/2016	4,70	5,60	1,10	21,00	13,00	2,00	45,80	29,00	16,82	35,10	80,90	43,40	5,40
4706/2016	Amostra 42	729/2016	5,30	1,50	0,30	8,00	7,00	0,00	23,70	9,90	5,74	15,30	39,00	39,20	0,00
4707/2016	Amostra 43	729/2016	5,00	14,60	2,30	31,00	13,00	0,00	36,80	25,50	14,79	46,30	83,10	55,70	0,00
4708/2016	Amostra 44	729/2016	4,30	1,50	0,40	4,00	3,00	22,30	68,30	11,70	6,79	7,40	75,70	9,80	75,10
4709/2016	Amostra 45	729/2016	4,80	35,40	0,40	15,00	10,00	1,80	43,00	18,70	10,85	25,40	68,40	37,10	6,60
4710/2016	Amostra 46	729/2016	5,20	10,60	0,20	23,00	17,00	0,00	29,20	20,50	11,89	40,20	69,40	57,90	0,00
4711/2016	Amostra 47	729/2016	4,00	12,20	2,20	3,00	2,00	27,30	92,70	19,30	11,19	7,20	99,90	7,20	79,10
4712/2016	Amostra 48	729/2016	4,10	1,90	0,40	2,00	1,00	28,90	96,60	16,40	9,51	3,40	100,00	3,40	89,50
4713/2016	Amostra 49	729/2016	5,50	5,20	2,90	25,00	15,00	0,00	22,20	21,10	12,24	42,90	65,10	65,90	0,00
4714/2016	Amostra 50	729/2016	5,60	2,30	0,40	10,00	6,00	0,00	17,40	8,40	4,87	16,40	33,80	48,50	0,00
4715/2016	Amostra 51	729/2016	4,10	3,10	0,60	3,00	1,00	22,00	69,80	19,90	11,54	4,60	74,40	6,20	82,70
4716/2016	Amostra 52	729/2016	4,40	2,10	0,10	2,00	1,00	10,90	44,90	10,20	5,92	3,10	48,00	6,50	77,90
4717/2016	Amostra 53	729/2016	4,70	2,90	2,30	12,00	9,00	1,70	38,70	21,70	12,59	23,30	62,00	37,60	6,80
4718/2016	Amostra 54	729/2016	4,70	2,10	0,70	2,00	3,00	0,80	29,50	8,40	4,87	5,70	35,20	16,20	12,30
4719/2016	Amostra 55	729/2016	4,80	7,20	5,80	14,00	9,00	1,20	40,40	22,60	13,11	28,80	69,20	41,60	4,00
4720/2016	Amostra 56	729/2016	5,40	2,10	1,30	8,00	5,00	0,00	21,10	10,50	6,09	14,30	35,40	40,40	0,00
4721/2016	Amostra 57	729/2016	5,40	5,60	2,00	21,00	13,00	0,00	28,60	26,70	15,49	36,00	64,60	55,70	0,00
4722/2016	Amostra 58	729/2016	4,50	7,00	1,00	7,00	4,00	3,00	44,40	19,00	11,02	12,00	56,40	21,30	20,00
4723/2016	Amostra 59	729/2016	4,70	19,40	0,40	15,00	13,00	1,70	41,30	20,20	11,72	28,40	69,70	40,70	5,60
4724/2016	Amostra 60	729/2016	4,60	1,50	0,10	5,00	4,00	6,00	32,40	11,10	6,44	9,10	41,50	21,90	39,70
4725/2016	Amostra 61	729/2016	5,20	3,30	1,60	21,00	9,00	0,00	29,50	24,60	14,27	31,60	61,10	51,70	0,00
4726/2016	Amostra 62	729/2016	5,30	3,70	0,20	19,00	9,00	0,00	23,90	12,30	7,13	28,20	52,10	54,10	0,00
4727/2016	Amostra 63	729/2016	4,60	3,50	0,40	6,00	4,00	3,20	30,40	16,70	9,69	10,40	40,80	25,50	23,50
4728/2016	Amostra 64	729/2016	4,10	1,70	0,10	2,00	1,00	16,90	44,90	10,20	5,92	3,10	48,00	6,50	84,50

Cod.Lab.	Descrição	Laudo (n°)	pH	P (resina)	K	Ca	Mg	Al	H+Al	MO	CO	SB	T	V	m
			(CaCl2)	mg.dm-3	mmolc dm-3					g kg-1		mmolc dm-3		%	
4729/2016	Amostra 65	729/2016	5,00	5,00	1,40	17,00	13,00	0,00	32,40	23,50	13,63	31,40	63,80	49,20	0,00
4730/2016	Amostra 66	729/2016	4,70	1,30	0,20	9,00	5,00	1,50	27,40	9,30	5,39	14,20	41,60	34,10	9,60
4731/2016	Amostra 67	729/2016	4,60	8,20	1,40	3,00	3,00	1,50	26,00	15,50	8,99	7,40	33,40	22,20	16,90
4732/2016	Amostra 68	729/2016	4,30	5,00	0,90	2,00	1,00	3,70	24,70	9,60	5,57	3,90	28,60	13,60	48,70
4733/2016	Amostra 69	729/2016	4,00	5,20	0,60	3,00	3,00	9,80	45,40	18,70	10,85	6,60	52,00	12,70	59,80
4734/2016	Amostra 70	729/2016	4,00	2,10	0,30	2,00	1,00	14,90	40,00	9,60	5,57	3,30	43,30	7,60	81,90
4735/2016	Amostra 71	729/2016	4,10	18,60	0,40	6,00	5,00	5,90	45,40	17,60	10,21	11,40	56,80	20,10	34,10
4736/2016	Amostra 72	729/2016	4,60	4,30	0,20	8,00	6,00	2,20	27,10	10,20	5,92	14,20	41,30	34,40	13,40
4737/2016	Amostra 73	729/2016	5,40	54,50	4,80	36,00	16,00	0,00	31,10	32,90	19,08	56,80	87,90	64,60	0,00
4738/2016	Amostra 74	729/2016	5,50	4,50	1,90	34,00	11,00	0,00	23,70	15,50	8,99	46,90	70,60	66,40	0,00
4739/2016	Amostra 75	729/2016	5,20	21,20	2,80	35,00	19,00	0,00	34,20	26,70	15,49	56,80	91,00	62,40	0,00
4740/2016	Amostra 76	729/2016	4,30	2,10	0,20	2,00	2,00	14,40	56,60	12,00	6,96	4,20	60,80	6,90	77,40
4741/2016	Amostra 77	729/2016	5,50	30,80	5,40	38,00	20,00	0,00	33,40	35,50	20,59	63,40	96,80	65,50	0,00
4742/2016	Amostra 78	729/2016	5,60	2,10	0,30	10,00	5,00	0,00	22,20	10,20	5,92	15,30	37,50	40,80	0,00
4743/2016	Amostra 79	729/2016	6,10	45,60	2,10	63,00	31,00	0,00	22,00	28,20	16,36	96,10	118,10	81,40	0,00
4744/2016	Amostra 80	729/2016	4,40	2,10	0,50	2,00	2,00	9,90	40,00	11,70	6,79	4,50	44,50	10,10	68,80
4745/2016	Amostra 81	729/2016	5,90	4,50	0,80	17,00	8,00	0,00	20,80	9,60	5,57	25,80	46,60	55,40	0,00
4746/2016	Amostra 82	729/2016	5,00	27,40	3,50	35,00	19,00	0,00	37,50	34,30	19,90	57,50	95,00	60,50	0,00
4747/2016	Amostra 83	729/2016	4,60	67,70	1,80	42,00	18,00	4,90	61,50	54,70	31,73	61,80	123,30	50,10	7,30
4748/2016	Amostra 84	729/2016	4,20	2,10	0,50	2,00	1,00	17,70	59,60	16,10	9,34	3,50	63,10	5,50	83,50
4749/2016	Amostra 85	729/2016	5,60	159,30	5,30	54,00	21,00	0,00	31,10	31,40	18,21	80,30	111,40	72,10	0,00
4750/2016	Amostra 86	729/2016	5,60	2,90	0,80	13,00	10,00	0,00	22,90	9,90	5,74	23,80	46,70	51,00	0,00
4751/2016	Amostra 87	729/2016	4,90	3,90	1,60	11,00	10,00	1,30	28,60	15,50	8,99	22,60	51,20	44,10	5,40
4752/2016	Amostra 88	729/2016	4,40	2,10	0,20	7,00	6,00	5,40	34,90	7,00	4,06	13,20	48,10	27,40	29,00
4753/2016	Amostra 89	729/2016	6,10	54,90	0,60	30,00	14,00	0,00	12,70	13,70	7,95	44,60	57,30	77,80	0,00
4754/2016	Amostra 90	729/2016	4,20	2,70	0,50	2,00	2,00	10,50	28,00	6,40	3,71	4,50	32,50	13,80	70,00
4755/2016	Amostra 91	729/2016	4,50	3,90	0,40	2,00	3,00	3,40	20,20	10,50	6,09	5,40	25,60	21,10	38,60
4756/2016	Amostra 92	729/2016	4,20	2,10	0,40	6,00	3,00	11,80	28,30	5,20	3,02	9,40	37,70	24,90	55,70
4757/2016	Amostra 93	729/2016	4,40	10,60	2,60	4,00	11,00	6,40	57,20	32,90	19,08	17,60	74,80	23,50	26,70
4758/2016	Amostra 94	729/2016	4,10	2,70	0,50	2,00	2,00	22,50	93,60	22,30	12,94	4,50	98,10	4,60	83,30
4759/2016	Amostra 95	729/2016	5,90	21,20	0,50	16,00	8,00	0,00	14,40	14,60	8,47	24,50	38,90	63,00	0,00
4760/2016	Amostra 96	729/2016	4,70	2,70	0,30	6,00	2,00	2,70	19,00	6,40	3,71	8,30	27,30	30,40	24,50
4761/2016	Amostra 97	729/2016	4,20	10,20	1,20	4,00	3,00	5,50	33,40	13,70	7,95	8,20	41,60	19,70	40,10
4762/2016	Amostra 98	729/2016	4,20	2,70	1,20	2,00	2,00	10,40	26,00	6,70	3,89	5,20	31,20	16,70	66,70
4763/2016	Amostra 99	729/2016	5,10	12,80	1,10	9,00	8,00	0,00	18,60	13,40	7,77	18,10	36,70	49,30	0,00

Cod.Lab.	Descrição	Laudo (n°)	pH	P (resina)	K	Ca	Mg	Al	H+Al	MO	CO	SB	T	V	m
			(CaCl2)	mg.dm-3	mmolc dm-3					g kg-1		mmolc dm-3		%	
4764/2016	Amostra 100	729/2016	4,50	3,10	2,20	2,00	3,00	6,60	21,70	6,10	3,54	7,20	28,90	24,90	47,80
4765/2016	Amostra 101	729/2016	4,80	2,10	0,40	11,00	8,00	3,60	20,20	7,30	4,23	19,40	39,60	49,00	15,70
4766/2016	Amostra 102	729/2016	4,70	5,00	1,00	4,00	5,00	2,30	23,20	17,00	9,86	10,00	33,20	30,10	18,70
4767/2016	Amostra 103	729/2016	4,00	7,00	0,60	2,00	3,00	16,00	78,30	24,30	14,10	5,60	83,90	6,70	74,10
4768/2016	Amostra 104	729/2016	3,90	2,90	0,60	3,00	9,00	36,50	241,00	5,20	3,02	12,60	253,60	5,00	74,30
4769/2016	Amostra 105	729/2016	6,10	2,90	3,40	29,00	17,00	0,00	13,60	10,20	5,92	49,40	63,00	78,40	0,00
4770/2016	Amostra 106	729/2016	4,00	2,30	2,10	5,00	9,00	48,00	160,00	4,90	2,84	16,10	176,10	9,10	74,90
4771/2016	Amostra 107	729/2016	3,90	16,80	1,60	2,00	1,00	11,20	32,80	9,00	5,22	4,60	37,40	12,30	70,90
4772/2016	Amostra 108	729/2016	3,90	2,70	0,60	2,00	1,00	25,20	80,00	6,10	3,54	3,60	83,60	4,30	87,50
4773/2016	Amostra 109	729/2016	6,00	229,90	1,50	56,00	9,00	0,00	15,10	16,10	9,34	66,50	81,60	81,50	0,00
4774/2016	Amostra 110	729/2016	4,30	8,80	0,40	5,00	4,00	5,40	36,00	7,30	4,23	9,40	45,40	20,70	36,50
4775/2016	Amostra 111	729/2016	6,60	356,60	4,30	181,00	21,00	0,00	14,30	36,40	21,11	206,30	220,60	93,50	0,00
4776/2016	Amostra 112	729/2016	6,00	37,80	5,80	33,00	9,00	0,00	19,40	10,50	6,09	47,80	67,20	71,10	0,00
4777/2016	Amostra 113	729/2016	5,00	8,40	1,80	22,00	5,00	0,00	24,20	15,50	8,99	28,80	53,00	54,30	0,00
4778/2016	Amostra 114	729/2016	4,50	3,10	0,30	3,00	1,00	6,70	26,30	7,00	4,06	4,30	30,60	14,10	60,90
4779/2016	Amostra 115	729/2016	5,70	19,00	4,30	70,00	22,00	0,00	26,00	50,20	29,12	96,30	122,30	78,70	0,00
4780/2016	Amostra 116	729/2016	5,30	7,60	3,10	26,00	12,00	0,00	28,30	35,20	20,42	41,10	69,40	59,20	0,00
4781/2016	Amostra 117	729/2016	5,20	23,80	1,60	34,00	16,00	0,00	43,00	39,10	22,68	51,60	94,60	54,50	0,00
4782/2016	Amostra 118	729/2016	6,00	4,30	0,20	11,00	7,00	0,00	16,00	9,60	5,57	18,20	34,20	53,20	0,00
4783/2016	Amostra 119	729/2016	5,20	12,00	0,90	6,00	6,00	0,00	15,90	9,00	5,22	12,90	28,80	44,80	0,00
4784/2016	Amostra 120	729/2016	4,30	2,50	0,30	2,00	1,00	10,50	27,40	6,10	3,54	3,30	30,70	10,70	76,10
4785/2016	Amostra 121	729/2016	5,40	23,80	1,20	15,00	3,00	0,00	15,10	10,20	5,92	19,20	34,30	56,00	0,00
4786/2016	Amostra 122	729/2016	4,20	3,30	0,20	3,00	2,00	15,50	27,10	4,60	2,67	5,20	32,30	16,10	74,90
4787/2016	Amostra 123	729/2016	6,30	9,40	0,20	21,00	9,00	0,00	10,60	10,50	6,09	30,20	40,80	74,00	0,00
4788/2016	Amostra 124	729/2016	4,20	2,50	0,30	2,00	1,00	12,20	22,40	4,30	2,49	3,30	25,70	12,80	78,70
4789/2016	Amostra 125	729/2016	5,40	5,20	1,00	11,00	7,00	0,00	16,00	13,40	7,77	19,00	35,00	54,30	0,00
4790/2016	Amostra 126	729/2016	4,30	2,50	0,10	3,00	2,00	8,70	21,10	5,50	3,19	5,10	26,20	19,50	63,00
4791/2016	Amostra 127	729/2016	4,80	6,60	1,50	22,00	11,00	1,00	44,40	26,10	15,14	34,50	78,90	43,70	2,80
4792/2016	Amostra 128	729/2016	4,20	3,70	0,90	8,00	4,00	6,50	38,70	9,60	5,57	12,90	51,60	25,00	33,50
4793/2016	Amostra 129	729/2016	4,40	3,10	0,50	3,00	1,00	3,20	16,20	6,10	3,54	4,50	20,70	21,70	41,60
4794/2016	Amostra 130	729/2016	4,20	2,70	0,40	7,00	3,00	8,70	29,80	5,80	3,36	10,40	40,20	25,90	45,50
4795/2016	Amostra 131	729/2016	4,90	3,30	0,40	6,00	7,00	0,60	17,10	9,00	5,22	13,40	30,50	43,90	4,30
4796/2016	Amostra 132	729/2016	4,10	2,50	0,10	2,00	3,00	16,00	31,40	5,50	3,19	5,10	36,50	14,00	75,80
4797/2016	Amostra 133	729/2016	4,70	2,90	0,70	4,00	2,00	1,50	15,90	8,10	4,70	6,70	22,60	29,60	18,30
4798/2016	Amostra 134	729/2016	4,70	2,10	1,30	10,00	5,00	3,60	20,00	5,20	3,02	16,30	36,30	44,90	18,10

Cod.Lab.	Descrição	Laudo (n°)	pH	P (resina)	K	Ca	Mg	Al	H+Al	MO	CO	SB	T	V	m
			(CaCl2)	mg.dm-3	mmolc dm-3					g kg-1		mmolc dm-3		%	
8419/2017	Amostra 135	1489/2017	4,60	5,00	1,50	10,00	6,00	16,70	24,90	16,70	9,69	17,50	42,40	41,30	48,80
8420/2017	Amostra 136	1489/2017	5,10	1,90	3,30	9,00	3,00	0,00	15,50	7,60	4,41	15,30	30,80	49,70	0,00
8421/2017	Amostra 137	1489/2017	3,90	5,20	1,00	4,00	1,00	15,00	64,80	17,00	9,86	6,00	70,80	8,50	71,40
8422/2017	Amostra 138	1489/2017	4,10	2,50	0,70	27,00	1,00	0,00	76,70	12,60	7,31	28,70	105,40	27,20	0,00
8423/2017	Amostra 139	1489/2017	4,80	2,50	1,00	9,00	6,00	0,00	17,60	10,20	5,92	16,00	33,60	47,60	0,00
8424/2017	Amostra 140	1489/2017	4,20	1,30	0,70	5,00	2,00	11,00	29,50	6,10	3,54	7,70	37,20	20,70	58,80
8425/2017	Amostra 141	1489/2017	4,10	2,50	1,10	4,00	1,00	7,50	21,50	8,10	4,70	6,10	27,60	22,10	55,10
8426/2017	Amostra 142	1489/2017	4,30	1,50	0,70	10,00	2,00	6,40	23,70	5,50	3,19	12,70	36,40	34,90	33,50
8427/2017	Amostra 143	1489/2017	5,40	25,00	1,40	39,00	14,00	0,00	27,10	25,20	14,62	54,40	81,50	66,70	0,00
8428/2017	Amostra 144	1489/2017	4,40	1,30	0,70	9,00	4,00	9,50	57,20	14,30	8,29	13,70	70,90	19,30	40,90
8429/2017	Amostra 145	1489/2017	4,60	5,60	6,30	11,00	13,00	4,70	53,10	35,50	20,59	30,30	83,40	36,30	13,40
8430/2017	Amostra 146	1489/2017	4,20	1,30	0,90	5,00	2,00	15,90	66,90	16,10	9,34	7,90	74,80	10,60	66,80
8431/2017	Amostra 147	1489/2017	4,90	6,00	1,10	12,00	8,00	0,00	25,50	16,70	9,69	21,10	46,60	45,30	0,00
8432/2017	Amostra 148	1489/2017	4,30	1,70	1,10	7,00	3,00	8,00	34,90	8,10	4,70	11,10	46,00	24,10	41,90
8433/2017	Amostra 149	1489/2017	4,40	45,40	1,40	9,00	2,00	3,50	26,00	12,00	6,96	12,40	38,40	32,30	22,00
8434/2017	Amostra 150	1489/2017	4,20	3,30	0,90	12,00	3,00	10,70	39,60	7,60	4,41	15,90	55,50	28,60	40,20

ANEXO VII

Tabela 70. Calibração do modelo WaTEM/SEDEM para os eventos de chuva de 28/02 e 13/03/2018 – kTc alto: produção, deposição e exportação de sedimentos e coeficientes Nash-Suttclife e RSR

28/02/2018						13/03/2018						Coeficientes	
kTc baixo	kTc alto	kTc limite	Prod. sedim (t)	Depos. sedim (t)	Export. sedim (t)	kTc baixo	kTc alto	kTc limite	Prod. sedim (t)	Depos. sedim (t)	Export. sedim (t)	Nash-Suttclife	RSR
Calibração do coeficiente kTc alto													
23	74	0,1	9,944	7,008	2,936	23,5	74	0,1	12,949	9,417	3,532	0,9381	0,2487
23	74,5	0,1	9,957	7,012	2,945	23,5	74,5	0,1	12,977	9,430	3,547	0,9561	0,2095
23	75	0,1	9,969	7,015	2,954	23,5	75	0,1	13,005	9,443	3,562	0,9710	0,1703
23	75,5	0,1	9,981	7,017	2,964	23,5	75,5	0,1	13,033	9,456	3,577	0,9831	0,1300
23	76	0,1	9,993	7,020	2,973	23,5	76	0,1	13,061	9,469	3,592	0,9918	0,0908
23	76,5	0,1	10,004	7,022	2,982	23,5	76,5	0,1	13,089	9,482	3,607	0,9973	0,0516
23	77	0,1	10,015	7,024	2,991	23,5	77	0,1	13,118	9,495	3,623	0,9999	0,0112
23	77,5	0,1	10,026	7,026	3,000	23,5	77,5	0,1	13,145	9,508	3,637	0,9993	0,0271
23	78	0,1	10,037	7,028	3,009	23,5	78	0,1	13,172	9,520	3,652	0,9956	0,0662
23	78,5	0,1	10,048	7,030	3,018	23,5	78,5	0,1	13,199	9,532	3,667	0,9889	0,1054
23	79	0,1	10,059	7,033	3,026	23,5	79	0,1	13,225	9,544	3,681	0,9800	0,1415
23	79,5	0,1	10,070	7,034	3,036	23,5	79,5	0,1	13,251	9,555	3,696	0,9669	0,1818
23	80	0,1	10,080	7,036	3,044	23,5	80	0,1	13,276	9,566	3,710	0,9525	0,2180
Exportação de sedimentos observada – 28/02/2018:						2,995 t							
Exportação de sedimentos observada – 13/03/2018:						3,626 t							

Tabela 71. Calibração do modelo WaTEM/SEDEM para os eventos de chuva de 28/02 e 13/03/2018 – kTc baixo: produção, deposição e exportação de sedimentos e coeficientes Nash-Suttclife e RSR

28/02/2018						13/03/2018						Coeficientes	
kTc baixo	**kTc alto**	**kTc limite**	**Prod. sedim (t)**	**Depos. sedim (t)**	**Export. sedim (t)**	**kTc baixo**	**kTc alto**	**kTc limite**	**Prod. sedim (t)**	**Depos. sedim (t)**	**Export. sedim (t)**	**Nash-Suttclife**	**RSR**
Calibração do coeficiente kTc baixo													
20	77	0,1	9,973	7,075	2,898	20	77	0,1	13,105	9,541	3,564	0,9334	0,2580
20,5	77	0,1	9,980	7,066	2,914	20,5	77	0,1	13,107	9,534	3,573	0,9529	0,2169
21	77	0,1	9,987	7,058	2,929	21	77	0,1	13,109	9,528	3,581	0,9679	0,1790
21,5	77	0,1	9,995	7,050	2,945	21,5	77	0,1	13,111	9,522	3,589	0,9806	0,1394
22	77	0,1	10,002	7,041	2,961	22	77	0,1	13,113	9,515	3,598	0,9903	0,0987
22,5	77	0,1	10,009	7,033	2,976	22,5	77	0,1	13,115	9,509	3,606	0,9962	0,0618
23	77	0,1	10,015	7,024	2,991	23	77	0,1	13,116	9,502	3,614	0,9992	0,0283
23,5	77	0,1	10,021	7,015	3,006	23,5	77	0,1	13,118	9,495	3,623	0,9993	0,0256
24	77	0,1	10,027	7,007	3,020	24	77	0,1	13,118	9,488	3,630	0,9968	0,0567
24,5	77	0,1	10,033	6,999	3,034	24,5	77	0,1	13,119	9,481	3,638	0,9916	0,0915
25	77	0,1	10,038	6,989	3,049	25	77	0,1	13,120	9,474	3,646	0,9833	0,1291
25,5	77	0,1	10,042	6,979	3,063	25,5	77	0,1	13,121	9,467	3,654	0,9728	0,1648
26	77	0,1	10,047	6,970	3,077	26	77	0,1	13,121	9,459	3,662	0,9597	0,2007
26,5	77	0,1	10,051	6,961	3,090	26,5	77	0,1	13,121	9,452	3,669	0,9454	0,2337
27	77	0,1	10,056	6,953	3,103	27	77	0,1	13,122	9,445	3,677	0,9283	0,2677
Exportação de sedimentos observada – 28/02/2018:						2,995 t							
Exportação de sedimentos observada – 13/03/2018:						3,626 t							

Tabela 72. Calibração do modelo WaTEM/SEDEM para os eventos de chuva de 20/02 e 20/09/2018 – kTc alto: produção, deposição e exportação de sedimentos e coeficientes Nash-Suttclife e RSR

20/02/2018						20/09/2018						Coeficientes	
kTc baixo	kTc alto	kTc limite	Prod. sedim (t)	Depos. sedim (t)	Export. sedim (t)	kTc baixo	kTc alto	kTc limite	Prod. sedim (t)	Depos. sedim (t)	Export. sedim (t)	Nash-Suttclife	RSR
Calibração do coeficiente kTc alto													
18,5	55	0,1	17,856	13,200	4,656	18,5	55	0,1	24,183	18,701	5,482	0,6614	0,5819
18,5	55,5	0,1	17,900	13,221	4,679	18,5	55,5	0,1	24,305	18,782	5,523	0,7171	0,5319
18,5	56	0,1	17,944	13,243	4,701	18,5	56	0,1	24,424	18,862	5,562	0,7648	0,4850
18,5	56,5	0,1	17,987	13,264	4,723	18,5	56,5	0,1	24,543	18,941	5,602	0,8083	0,4379
18,5	57	0,1	18,029	13,284	4,745	18,5	57	0,1	24,659	19,018	5,641	0,8455	0,3930
18,5	57,5	0,1	18,069	13,303	4,766	18,5	57,5	0,1	24,774	19,094	5,680	0,8776	0,3498
18,5	58	0,1	18,108	13,321	4,787	18,5	58	0,1	24,889	19,170	5,719	0,9047	0,3087
18,5	58,5	0,1	18,146	13,338	4,808	18,5	58,5	0,1	25,005	19,247	5,758	0,9267	0,2707
18,5	59	0,1	18,183	13,354	4,829	18,5	59	0,1	25,120	19,322	5,798	0,9441	0,2363
18,5	59,5	0,1	18,219	13,370	4,849	18,5	59,5	0,1	25,232	19,395	5,837	0,9562	0,2093
18,5	60	0,1	18,255	13,385	4,870	18,5	60	0,1	25,343	19,467	5,876	0,9630	0,1925
18,5	60,5	0,1	18,290	13,400	4,890	18,5	60,5	0,1	25,453	19,538	5,915	0,9650	0,1870
18,5	61	0,1	18,324	13,415	4,909	18,5	61	0,1	25,561	19,607	5,954	0,9626	0,1934
18,5	61,5	0,1	18,359	13,429	4,930	18,5	61,5	0,1	25,667	19,675	5,992	0,9544	0,2136
18,5	62	0,1	18,393	13,444	4,949	18,5	62	0,1	25,772	19,741	6,031	0,9422	0,2404
18,5	62,5	0,1	18,428	13,458	4,970	18,5	62,5	0,1	25,875	19,805	6,070	0,9240	0,2756
18,5	63	0,1	18,462	13,472	4,990	18,5	63	0,1	25,977	19,869	6,108	0,9017	0,3134
18,5	63,5	0,1	18,495	13,486	5,009	18,5	63,5	0,1	26,076	19,930	6,146	0,8754	0,3530
18,5	64	0,1	18,528	13,499	5,029	18,5	64	0,1	26,174	19,989	6,185	0,8431	0,3961
Exportação de sedimentos observada – 20/02/2018:						4,742 t							
Exportação de sedimentos observada – 20/09/2018:						5.987 t							

Tabela 73. Calibração do modelo WaTEM/SEDEM para os eventos de chuva de 20/02 e 20/09/2018 – kTc baixo: produção, deposição e exportação de sedimentos e coeficientes Nash-Suttclife e RSR

20/02/2018						20/09/2018						Coeficientes	
kTc baixo	**kTc alto**	**kTc limite**	**Prod. sedim (t)**	**Depos. sedim (t)**	**Export. sedim (t)**	**kTc baixo**	**kTc alto**	**kTc limite**	**Prod. sedim (t)**	**Depos. sedim (t)**	**Export. sedim (t)**	**Nash-Suttclife**	**RSR**
Calibração do coeficiente kTc baixo													
16	57	0,1	17,932	13,340	4,592	16	61,5	0,1	25,665	19,706	5,959	0,9700	0,1733
16,5	57	0,1	17,955	13,331	4,624	16,5	61,5	0,1	25,665	19,699	5,966	0,9815	0,1361
17	57	0,1	17,975	13,320	4,655	17	61,5	0,1	25,665	19,693	5,972	0,9899	0,1003
17,5	57	0,1	17,994	13,309	4,685	17,5	61,5	0,1	25,665	19,686	5,979	0,9957	0,0654
18	57	0,1	18,012	13,296	4,716	18	61,5	0,1	25,666	19,680	5,986	0,9991	0,0296
18,5	57	0,1	18,029	13,284	4,745	18,5	61,5	0,1	25,667	19,675	5,992	1,0000	0,0066
19	57	0,1	18,046	13,273	4,773	19	61,5	0,1	25,668	19,669	5,999	0,9986	0,0378
19,5	57	0,1	18,060	13,261	4,799	19,5	61,5	0,1	25,669	19,663	6,006	0,9953	0,0682
20	57	0,1	18,075	13,249	4,826	20	61,5	0,1	25,669	19,658	6,011	0,9902	0,0992
20,5	57	0,1	18,088	13,236	4,852	20,5	61,5	0,1	25,670	19,652	6,018	0,9831	0,1298
21	57	0,1	18,100	13,223	4,877	21	61,5	0,1	25,671	19,647	6,024	0,9747	0,1590
Exportação de sedimentos observada – 20/02/2018:						4,742 t							
Exportação de sedimentos observada – 20/09/2018:						5.987 t							