

Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro

Pós-doutoramento a título individual

RELATÓRIO CIRCUNSTANCIADO DAS ATIVIDADES REALIZADAS

Profa. Dra. Teresa Cristina Tarlé Pissarra

Orientador: Prof. Dr. Fernando António Leal Pacheco

Coorientador: Prof. Dr. Luís Filipe Sanches Fernandes



Vila Real, 2021

Pós-doutoramento a título individual

Relatório circunstanciado das atividades realizadas

Investigadora: Profa. Dra. Teresa Cristina Tarlé Pissarra

Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV), Câmpus de Jaboticabal, Departamento de Engenharia e Ciências Exatas, Jaboticabal, Estado de São Paulo, Brasil.

Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (UTAD)

Data final do Pós-Doutoramento: 15 de janeiro de 2021.

Orientador: Prof. Dr. Fernando António Leal Pacheco, Docente da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro – UTAD, Escola de Ciências da Vida e do Ambiente, Departamento de Geologia. Área Disciplinar/Científica das Ciências da Terra e do Ambiente, sub-área de Geologia/Geociências Aplicadas e Sociedade. Membro Integrado do CQVR – Centro de Química de Vila Real.

Coorientador: Prof. Dr. Luís Filipe Sanches Fernandes, Docente da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro – UTAD, Escola de Ciências e Tecnologia, Departamento de Engenharias. Área Disciplinar/Científica Engenharia Civil, sub-área de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente. Membro Integrado do CITAB – Centro de Investigação e Tecnologias Agroambientais e Biológicas.

ÍNDICE

	p
1. Relatório circunstanciado das atividades realizadas.....	1
1.1. Contextualização geral dos trabalhos realizados.....	1
1.1.1. Produção Científica.....	1
1.1.2. Aulas e Palestras Ministradas.....	3
1.1.3. Participação em Grupos de Trabalho.....	4
1.1.4. Participação em Reuniões.....	5
1.1.5. Participação em Visitas Técnicas.....	5
1.1.6. Integração da Linha de Investigação.....	7
1.1.7. Participação no Projeto: EcoCampus Living Lab - Educação para o Desenvolvimento Sustentável.....	8
1.1.8. Relatório do Projeto de Investigação (ANEXO 1).....	9
1.1.9. Artigo Científico (ANEXO 2).....	9
2. Outros Apoios.....	11
3. Síntese Conclusiva	11
4. Cronograma das atividades.....	13
5. ANEXO 1.....	14
6. ANEXO 2.....	70

1. Relatório circunstanciado das atividades realizadas

O relatório circunstanciado consta da compilação de trabalhos publicados no âmbito do programa de pós –doutoramento, em uma contextualização geral dos trabalhos realizados e uma síntese conclusiva. As atividades no Programa de Pós-Doutoramento da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro – UTAD, Vila Real – Portugal foram realizadas sob a supervisão do Prof. Dr. Fernando Antônio Leal Pacheco da Escola de Ciências da Vida e do Ambiente, Departamento de Geologia e do Prof. Dr. Luís Fílipe Sanches Fernandes – Escola de Ciências e Tecnologia, Departamento de Engenharias.

O programa de atividades foi pautado na relação de trabalho e do acompanhamento nas atividades, o que possibilitou uma aproximação e um diálogo importante no campo de estudos em hidrogeologia, engenharia, bacias hidrográficas e política de uso do solo com técnicas de análise em geomática e sensoriamento remoto. O principal objetivo foi fortalecer e expandir as redes intelectuais e fomentar o conhecimento para uma visão mais ampla e extensa do conteúdo técnico e científico profissional.

1.1. Contextualização geral dos trabalhos realizados

As atividades atenderam critérios de rigor científico de ensino, pesquisa e extensão que permitiram a formulação e o desenvolvimento de artigos científicos, ministração de aulas, desenvolvimento de projetos e visitas técnicas. Os resultados obtidos estão sendo publicados em revistas científicas indexadas. A contextualização geral dos trabalhos desenvolvidos consta nos próximos itens.

1.1.1. Produção Científica

Para a elaboração dos artigos, foram realizadas as atividades de coleta e análise de dados e de escrita para a apresentação sintética dos resultados das investigações realizadas a respeito de hidrogeologia, engenharia, bacias hidrográficas e política de uso do solo com técnicas de

análise em geomática e sensoriamento remoto. Os textos do referencial teórico (teorias que serviam de base para orientar a pesquisa), a metodologia empregada, os resultados alcançados e as principais dificuldades encontradas no processo de investigação ou na análise das questões elaboradas foram discutidos para o envio do artigo. Foram realizadas as atividades de correções sugeridas pelos relatores, tais como: análises estatísticas, revisão bibliográfica e aprimoramento da escrita dos itens referentes ao texto do artigo: introdução, material e métodos, resultados e discussão e conclusão. O principal objetivo foi divulgar e tornar conhecidos, através de sua publicação em periódicos especializados os principais resultados das pesquisas que realizamos em conjunto.

Artigos publicados

1. Vieira, I.F.B.; Rolim Neto, F.C.; Carvalho, M.N.; Caldas, A.M.; Costa, R.C.A.; Silva, K.S.; Parahyba, R.B.V.; **Pacheco, F.A.L.; Fernandes, L.F.S.; Pissarra, T.C.T.** Water Security Assessment of Groundwater Quality in an Anthropized Rural Area from the Atlantic Forest Biome in Brazil. **Water**, v. 12, n. 3, p. 623, 2020. doi: 10.3390/w12030623
2. Parras, R.; de Mendonça, G. C.; Araújo Costa, R. C.; **Pissarra, T. C. T.**; Valera, C. A., **Fernandes, L. F. S.**; **Leal Pacheco, F. A.** The Configuration of Forest Cover in Ribeirão Preto: A Diagnosis of Brazil's Forest Code Implementation. **Sustainability**, v. 12, n. 14, p. 5686, 2020. doi: 10.3390/su12145686
3. Lopes Simedo, M. B.; **Pissarra, T. C. T.**; Mello Martins, A. L.; Lopes, M. C.; Costa, R. C. A.; Zanata, M.; **Pacheco, F.A.L.**; **Fernandes, L. F. S.** The assessment of hydrological availability and the payment for ecosystem services: A pilot study in a brazilian headwater catchment. **Water**, v. 12, n. 10, p. 2726, 2020.
4. Lopes, M. C.; Martins, A. L. M.; Simedo, M. B. L.; Martins Filho, M. V.; Costa, R. C. A.; do Valle Júnior, R. F.; Rojas, N. E. T.; **Fernandes, L. F. S.**; **Pacheco, F. A. L.**; **Pissarra, T. C. T.** A case study of factors controlling water quality in two warm monomictic tropical reservoirs located in contrasting agricultural watersheds. **Science of The Total Environment**, v. 762, p. 144511, 2021. ISSN 0048-9697, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144511.

Artigos enviados para publicação

1. Laís Caroline Marianno de Olivera; Gislaine Costa de Mendonça; Renata Cristina Costa de Araújo; Regina Aparecida Leite de Camargo; **Luís Filipe Sanches Fernandes; Fernando António Leal Pacheco; Teresa Cristina Tarlé Pissarra**. Impacts of urban sprawl: assessing the food–water–environment nexus in the Administrative Region of Ribeirão Preto (Brazil) to assist efficient policymaking

Revista Científica: **Environmental Science and Policy**

2. **Teresa Cristina Tarlé Pissarra; Luís Filipe Sanches Fernandes; Fernando Antonio Leal Pacheco**. Sustainable Agriculture for Clean Water Production: A model based on the payment for environmental services.

Revista Científica: **Journal of Cleaner Production**

1.1.2. Aulas e Palestras Ministradas

- Aula ministrada no dia 17 de junho de 2020, total de 3 horas, no tema “Risco e ordenamento do uso do solo em bacias hidrográficas”, na disciplina de Riscos e Ordenamento do Território integrada ao curso de Pós-Graduação em Desastres Naturais e Redução de Riscos da UTAD.
- Aula ministrada na disciplina de Análise Espacial e modelos raster integrada no Mestrado em Sistemas de Informação Geográfica em Ciências Agronómicas e Florestais – Turma Ensino Teórico-Prático, à distância, no dia 19 de junho de 2020, relativa à delimitação de redes de drenagem e bacias hidrográficas utilizando sistemas de informação geográfica e apresentação das ferramentas do Google Earth e do ArcGis e dados a utilizar. Explicação do método e sua aplicação. Exercício realizado em conjunto com a turma de alunos para a consolidação de conhecimentos.
- Palestra proferida no dia 25 de junho de 2020, no Seminário sobre “A bacia hidrográfica como unidade territorial para o planeamento do recurso hídrico e uso do solo”, enquadrado nos seminários da unidade curricular de Projeto II do plano curricular do 1º Ciclo (Licenciatura) em Engenharia Civil da UTAD. O seminário teve uma duração 2 horas.

- Aula ministrada online para os alunos do 5º ano H, do Agrupamento de Escolas Soares dos Reis, Escola Básica de Soares dos Reis em Vila Nova de Gaia, Portugal, no tema sobre o trabalho desenvolvido no Brasil em Biodiversidade, Bacias Hidrográficas e técnicas de Geomática.

1.1.3. Participação em Grupos de Trabalho

- **Grupo de Trabalho** para elaborar o texto da reestruturação do Projeto Político Pedagógico do Programa Ciência do Solo do Curso de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, em consonância com o Plano Nacional de Pós-graduação 2011–2020, designadamente no que tange ao alinhamento do curso com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da Organização das Nações Unidas, com a participação do Prof. Dr. Fernando Antônio Leal Pacheco
- Participação em reunião do **Grupo de Trabalho** para discussão sobre o texto elaborado da reestruturação do Projeto Político Pedagógico do Programa Ciência do Solo do Curso de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, no dia 14 de maio de 2020, por video conferência. A discussão foi pautada 1- fluxograma do novo sistema de avaliação da Capes; ações transversais do processo de formação; 2- escolha e descrição da realização de práticas pedagógica do programa; 3- realinhamento de áreas temáticas baseados nas ODS da ONU, lançando com as linhas de pesquisa, nomes e programas das disciplinas e artigos publicados, em consonância com o Plano Nacional de Pós-graduação 2011–2020, designadamente no que tange ao alinhamento do curso com os **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da Organização das Nações Unidas**.
- Participação no **Grupo de Trabalho** para elaborar a redação de um projeto temático que será enviado a Fapesp. Reuniões virtuais com Dra. Flávia Fernanda Simili, pesquisadora Dra. do Instituto de Zootecnia, da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, As reuniões foram realizadas nos dias: 28 de maio, 22 de junho, 01, 11, 16, 24 e 31 de julho e 04 de agosto de 2020.

1.1.4. Participação em Reuniões

- Reuniões periódicas com os supervisores do pós-doutorado. As reuniões foram realizadas no sistema online e/ou presencial em todas as semanas do período do pós-doutorado.

1.1.5. Participação em Visitas Técnicas

- Visita técnica “*Geologia e Geomorfologia do Parque Nacional da Serra do Gerês*”, que decorreu no dia 31 de maio de 2020 e teve a duração de 8 horas. A visita teve por objetivo a observação dos relevos graníticos vigorosos e desnudados da Serra Peneda-Gerês e avaliação das suas implicações nas características climáticas do Noroeste de Portugal e na hidrologia das bacias hidrográficas dos Rios Lima e Cávado. Foram ainda observados testemunhos de alterações paleo climáticas registadas na forma de vales em U e moreias glaciares.
- Visita técnica “*Arouca Geopark*”, no dia 7 de junho de 2020 e teve a duração de 12 horas. Foi realizada uma visita guiada ao “Museu das Trilobites” de Canelas e um percurso por diversos geossítios da Serra da Freita (“Frecha da Mizarela”, “Pedras Parideiras”). Foi ainda possível observar aspetos típicos da alteração física e química dos maciços graníticos e suas implicações geomorfológicas (caos de blocos).
- Visita técnica “*Hidrogeologia de Bacias Hidrográficas de Montanha*”, que decorreu no dia 14 de junho de 2020 e teve a duração de 6 horas. Durante a visita, foram observados aspetos geológicos, geomorfológicos e estruturais que condicionam o armazenamento, o fluxo e a descarga de água subterrânea em maciços fraturados, e realizada a respetiva interpretação hidrológica.
- Visita técnica “*Serra d’Arga e Lagoas de Bertandos: uma história de geodiversidade e biodiversidade*”, no dia 21 de junho de 2020 e teve a duração de 12 horas. Foi realizado um transecto geológico – topográfico onde se visualizaram os relevos ondulados do sopé e a planura do cume da Serra d’Arga, que se desenvolveram sobre unidades metamórficas e graníticas, respetivamente. Foram discutidas implicações climáticas e

para a formação dos solos resultantes da Serra d'Arga se localizar na “barreira de condensação” do Noroeste Português, onde ocorrem elevados gradientes pluviométricos anuais em altitude, atingindo-se cerca de 2800 mm de precipitação no topo da serra. Foi realizada uma visita à zona declarada “Paisagem Protegida das Lagoas de Bertandos e São Pedro de Arcos”, na qual se registam endemismos ibéricos, nomeadamente algumas espécies raras e ameaçadas, e onde os bosques higrófilos, as pastagens naturais e os sistemas lagunares apresentam relevância para a conservação da natureza e da biodiversidade.

- Visita técnica “***Parque Natural de Montesinho: um ambiente de soutos, carvalhais e vegetação ultrabásica***”, que decorreu no dia 5 de julho de 2020 e teve a duração de 12 horas. Foram observados extensos soutos de castanheiro e matas de carvalho negral conservados neste parque como testemunhos do património natural da região. Testemunhou-se a apresentação dos soutos nas áreas de declividade menor e dos carvalhais nas encostas. Observou-se ainda a vegetação típica de ambientes onde afloram rochas ultrabásicas (serpentinitos), que originam solos muito seletivos, com altos níveis de magnésio, baixa disponibilidade de azoto, potássio e fósforo, e elevada toxicidade imposta pela presença de metais pesados como o manganês, o níquel e o crómio.
- Visita técnica “**Sistema de Abastecimento Público de Água ao Município de Vila Pouca de Aguiar**”, que decorreu no dia 25 de julho de 2020 (parte da manhã) e teve a duração de 5 horas. Durante a visita, foi realizado um roteiro por diversas captações de água subterrânea utilizadas no abastecimento público, designadamente a captação aluvionar do Rio Torno, diversas galerias de mina escavadas na rocha e vários furos artesianos. Observou-se ainda a estação de tratamento de água da Serra da Padrela, utilizada para redução das concentrações em ferro. Além das observações, foram avaliadas as vazões e características físico-químicas da água (temperatura, pH, condutividade elétrica) de algumas das galerias de mina
- Visita técnica “**Hidrogeologia de rochas básicas e ultrabásicas do Maciço de Morais (Macedo de Cavaleiros)**”, que decorreu no dia 25 de julho de 2020 (parte da tarde) e teve a duração de 6 horas. Foram observadas diversas nascentes emergentes de rochas básicas e ultrabásicas (serpentinitos, anfíbolitos), medindo-se as vazões e avaliando-se as características físico-químicas da água, designadamente a condutividade elétrica,

interpretando-se os resultados (valores muito elevados) no contexto da alterabilidade elevada destas rochas. Realizou-se ainda um roteiro pelo maciço para observação das tipologias litológicas presentes e interpretação da história geológica do maciço.

- Visita técnica “**Arte rupestre no Vale do Rio Côa**”, que decorreu no dia 26 de julho de 2020 e teve a duração de 12 horas. Durante o dia, foi realizada uma visita ao Museu de Arte Rupestre do Vale do Rio Côa onde foi possível observar aspetos da vida das sociedades de caçadores-recoletores nómadas ou semi-nómadas da Idade do Ferro instaladas no Vale do Rio Côa, preservados nas gravuras rupestres. Observaram-se ainda diversos aspetos paisagísticos da bacia hidrográfica e da rede de drenagem.

1.1.6. Integração da Linha de Investigação

- Integração na linha de investigação 1) **Sustainability of Agri-food and Forestry Ecosystems in a changing environment**, nas tarefas 1.1 “*Integrated monitoring of climate and environmental impacts*” e 1.2 “*Ecological sustainability in agri-food and forestry ecosystems*”; e a linha de investigação 2) **Technology & innovation in Agri-food and Forestry chains for a more competitive bioeconomy** na tarefa 2.2 *Valorisation of bio-based products and and co-products* do Centre for the Research and Technology of Agro- Environmental and Biological Sciences – CITAB realizado de 27 de julho a 30 de agosto 2020 nas atividades laboratoriais/campo e acompanhamento de estudantes de 2º Ciclo de Estudos (Mestrados) no Departamento de Ciências Florestais e Arquitectura Paisagista, Laboratório de Ecologia Fluvial (LEF-UTAD) e no Departamento de Ciências Veterinárias, Laboratório de Microbiologia Médica.
- Atividade de extensão/ensino/ investigação: Estágios de Verão Ciência Viva, financiada pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) com o título e “*Análise microbiológica e perfil de suscetibilidade a antibióticos de águas de rios e bivalves: Impacto ambiental*” com saídas de campo para locais na Bacia Hidrográfica do Tua, Norte de Portugal.
- Participação nas atividades técnicas e científicas na Escola de Ciências da Vida e do Ambiente (ECVA) da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, Portugal.

1.1.7. Participação no Projeto: EcoCampus Living Lab - Educação para o Desenvolvimento Sustentável

Os trabalhos desenvolvidos foram alinhados com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas. A atividade foi de Supervisão de Monografia de compilação dos projetos apresentados à Fundação para a Ciência e Tecnologia, de conclusão das Bolsas de Início à Investigação atribuídas aos formandos da Escola de Verão “EcoCampus Living Lab - Educação para o Desenvolvimento Sustentável”, no projeto desenvolvido pelo Investigador Ariyibi Peter “Relationship between springs and the geological setting of the ultramafic and felsic rocks in the Morais massif: A hydrochemical and isotopic approach”. A monografia foi publicada no livro “Monografia. EcoCampus Living Lab - Educação para o Desenvolvimento Sustentável, 2020. pp.8-60”. Supervisores: Dr. Fernando Pacheco e Dra. Teresa Pissarra

Entidades Financiadoras: Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) e Direção Geral do Ensino Superior (DGES). A FCT é o órgão do Ministério da Educação e Ciência de Portugal que avalia e financia actividades de investigação científica no país em todas as áreas científicas, em particular nas áreas das ciências naturais, exactas, sociais e humanas. A DGES é o serviço central do Ministério da Educação e Ciência de Portugal que tem por missão assegurar a conceção, a execução e a coordenação das políticas que, no âmbito do ensino superior, cabem àquele ministério.

ID de Acolhimento: Centro de Investigação e de Tecnologias AgroAmbientais e Biológicas (CITAB), Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (UTAD): Universidade pública localizada na cidade de Vila Real, em Portugal. O Centro de Investigação e Tecnologias Agroambientais e Biológicas (CITAB) tem carácter multidisciplinar nas áreas agroalimentar, ambiental e florestal, sediado na Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.

A monografia foi o resultado de um esforço coletivo envolvendo jovens investigadores da UTAD e respetivos supervisores. Ficha Técnica: Editora: Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (UTAD); Edição e Revisão: Professor Doutor Carlos Afonso Teixeira (Coordenador); Design e Edição Gráfica: Beatriz Teixeira de Mendonça Bettencourt; Local: Vila Real; Ano de Publicação: 2020, ISBN: 978-989-704-420-5; Suporte: Eletrónico/PDF; Edição Única.

1.1.8. Relatório do Projeto de Investigação (ANEXO 1)

No relatório do projeto de investigação científica consta as atividades realizadas conforme proposto no projeto de investigação. O objetivo principal foi investigar a disponibilidade hídrica no espaço geográfico de bacias hidrográficas no intuito de propor um manejo de práticas conservacionistas e mais sustentáveis aos produtores rurais para garantir água de melhor qualidade e evitar situações futuras de escassez. Esta pesquisa analisou o efeito do impacto das mudanças climáticas associado às ações antrópicas na produção de água em bacias hidrográficas e como esses se relacionam e são distribuídos espacialmente, no intuito de definir métricas para o pagamento por serviços ambientais. Diante da percepção de alteração nos sistemas naturais advindos dos efeitos da degradação ambiental, o aporte teórico-metodológico desta pesquisa relacionou a disponibilidade hídrica com a vulnerabilidade ambiental e o conflito de uso do solo. Este projeto de pesquisa individual reforçou os laços técnicos-científicos entre as Instituições de Ensino UNESP e UTAD, já iniciados desde 2014, principalmente com pesquisadores do grupo PolUS, desde 2016, e que resultaram em diversos artigos científicos e participação em grupos de pesquisa. Essa cooperação internacional acrescentou muito conhecimento para o aprimoramento de métodos de análise inovadores e atuais no âmbito da gestão sustentável dos recursos hídricos, do solo e do uso do solo na escala geográfica de bacia hidrográfica.

1.1.9. Artigo Científico (ANEXO 2)

Este artigo, oriundo das atividades realizadas no projeto de investigação, teve como objetivo verificar as ações antrópicas e os processos naturais no ecossistema de bacias hidrográficas e produção de água e como esses se relacionam e são distribuídos espacialmente, no intuito de definir métricas para o pagamento por serviços ambientais.

2. Outros Apoios

O projeto de pesquisa proposto contou com o apoio técnico:

- Da instituição de pesquisa Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (APTA)- Polo Regional Centro Norte em Pindorama, SP e Polo Regional Vale do Paraíba em Pindamonhangaba, SP, Brasil, órgão da Secretaria de Agricultura e Abastecimento - SAA do Estado de São Paulo, Brasil, no auxílio para a coleta dos dados;
- Grupo de Pesquisa de Política de Uso do Solo (PolUS) da Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV), Câmpus de Jaboticabal, Brasil, na discussão de diretrizes corretas de parâmetros de políticas de uso do solo;
- Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (UTAD), Portugal, na coleta, análise, discussão dos resultados e escrita dos artigos em Revista Indexada com Fator de Impacto > 2,0.
- Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) em nome dos Professores Anildo Monteiro Caldas e Fernando Rolim Cartaxo; Instituto Florestal do Estado de São Paulo (IF) em nome do Pesquisador Marcelo Zanata; e do Mestrado em Análise Geoambiental - Universidade de Guarulhos – UNG, em nome da Professora Renata Cristina Araújo Costa, Brasil.

3. Síntese Conclusiva

A relevância do aprendizado/treinamento na supervisão e no acompanhamento dos supervisores de acordo com as atividades programadas trouxe grandes benefícios nas experiências técnica, científica e pessoal do período associado à perspectiva interdisciplinar com outros professores da UTAD e profissionais no plano de trabalho e nas atividades acadêmicas, atividades de extensão e atividades de pesquisa. As atividades realizadas foram, também, associadas ao Grupo de Pesquisa em Política de Uso do Solo – Grupo PolUS (<https://www.grupopolus.com/>) com integrantes de diversas áreas de conhecimento e em diferentes níveis de formação.

O período de afastamento constituiu-se em uma experiência importante na minha formação como pesquisadora e professora. O momento foi de intensa e diversificada produção acadêmica, o que conduziu-me a um crescimento do meu quadro conceitual e metodológico. O

conhecimento adquirido me possibilitou compreender novas metodologias de pesquisa, de atividades de ensino e de condução de atividades de extensão.

A oportunidade de encontrar pessoas com um saber multidisciplinar e participar de suas experiências trouxe benefícios para mim, tanto profissionais como pessoais. Os professores – pesquisadores, os bolseiros, os funcionários e os estudantes das diferentes graduações e ciclos de estudos – foram de extrema competência, e em diversos momentos me auxiliaram no desenvolvimento das atividades. Um registro importante é agradecer aos professores e pesquisadores, ao corpo de funcionários e aos alunos da UTAD, pelo precioso apoio durante o período que estive na realização das atividades do pós-doutorado. Em especial:

Supervisor: Prof. Dr. Fernando António Leal Pacheco, Docente da Instituição de Ensino Superior Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro – UTAD, Escola das Ciências da Terra e da Vida, Departamento de Geologia. Área Disciplinar/Científica das Ciências da Terra e do Ambiente, sub-área de Geologia/Geociências Aplicadas e Sociedade. Membro Integrado do CQVR – Centro de Química de Vila Real.

Supervisor: Prof. Dr. Luís Filipe Sanches Fernandes, Docente da Instituição de Ensino Superior Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro – UTAD, Escola de Ciências e Tecnologia, Departamento de Engenharias. Área Disciplinar/Científica Engenharia Civil, sub-área de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente. Membro Integrado do CITAB – Centro de Investigação e Tecnologias Agroambientais e Biológicas.

Professores:

Prof. Dr. João Paulo Fonseca da Costa Moura. Docente da Instituição de Ensino Superior Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro – UTAD, Escola de Ciências e Tecnologia, Departamento de Engenharias.

Prof.^a Dr.^a Simone Varandas. Docente da Instituição de Ensino Superior Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro – UTAD, Escola de Ciências Agrárias e Veterinárias (ECAV), Departamento de Ciências Florestais e Arquitectura Paisagista.

Prof.^a Dr.^a Maria José Saavedra. Docente da Instituição de Ensino Superior Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro – UTAD da Escola de Ciências Agrárias e Veterinárias – ECAV, Departamento de Ciências Veterinárias.

Profa. Dra. Cristina Madureira dos Reis - Diretora de Curso de 1o Ciclo em Engenharia Civil. Docente da Instituição de Ensino Superior Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro – UTAD, Escola de Ciências e Tecnologia, Departamento de Engenharias.

Prof. Dr. Rui Cortes - Docente da Instituição de Ensino Superior Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro – UTAD, Escola de Ciências Agrárias e Veterinárias (ECAV), Departamento de Ciências Florestais e Arquitectura Paisagista.

Agradeço, aos outros professores, discentes e funcionários, no convívio diário, anterior ao processo de pandemia – COVID 19. Em especial aos Bolseiros: Daniela Patrícia Salgado Terêncio; Regina Maria Bessa Santos; António Pinheiro Fernandes e Lisa Martins, no convívio diário nas atividades desenvolvidas no Laboratório *Open Space* do Edifício Polo I da ECT - Escola de Ciências e Tecnologia.

O conjunto de procedimentos e informações adquiridas foi fundamental para tornar o período de convivência extremamente agradável e profícuo. Tornei-me melhor profissional, melhor pessoa e amadureci muito, em parte, à possibilidade que tive de acompanhar a apresentação de trabalhos realizados pelos supervisores e outros colegas de trabalho.

O incremento no processo de ensino-aprendizagem ocorreu na experiência na tríade pesquisa-ensino-extensão, conduzida com ética e compromisso, com o incentivo e capacitação para o crescimento de carreira profissional.

Do ponto de vista dos resultados da pesquisa, considero que houve um avanço conceitual e metodológico significativos. Os frutos deste trabalho de pesquisa, acredito, podem contribuir na rede ampla de outros trabalhos de pesquisa que se debruçam sobre as temáticas em perspectiva interdisciplinar.

4. Cronograma das atividades

Atividades	2020												2021
	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	
Ida – UTAD – Vila Real													
Levantamento de Dados													
Elaboração dos Mapas no SIG													
Análise de Dados													
Escrita dos Artigos Científicos													
Relatório Final													

Data final do Pós-Doutoramento: 15 de janeiro de 2021.

O cronograma foi cumprido de acordo com o proposto no projeto de investigação.



Teresa Cristina Tarlé Pissarra

19 de janeiro de 2021.

Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro

ANEXO 1

Relatório do Projeto de Investigação

Impacto das mudanças climáticas e da interferência humana na disponibilidade hídrica da bacia Rio Paraíba do Sul, no Corredor Sudeste da Mata Atlântica Brasileira

Profa. Dra. Teresa Cristina Tarlé Pissarra

Orientador: Prof. Dr. Fernando António Leal Pacheco

Coorientador: Prof. Dr. Luís Filipe Sanches Fernandes



Vila Real, 2021

te

ÍNDICE

	p
LISTA DE FIGURAS.....	16
LISTA DE TABELAS.....	17
1. RESUMO.....	18
2. ABSTRACT.....	19
3. INTRODUÇÃO.....	20
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	24
4.1. Caracterização da Área de Estudo.....	24
4.2. Material e Métodos.....	27
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	37
6. CONCLUSÃO.....	58
7. BIBLIOGRAFIA.....	60

LISTA DE FIGURAS

	P
Figura 1. Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul (BHRPS). Fonte: ANA (2020).....	24
Figura 2. Localização da área de estudo, Estado de São Paulo, Brasil.....	26
Figura 3. Fluxograma da metodologia para a determinação do conflito de uso e da vulnerabilidade ambiental nas sub-bacias.....	31
Figura 4. Sub-bacias e pontos de monitoramento das sub-bacias da BHRPS – SP....	37
Figura 5. Geologia, solos, uso do solo e biomas das sub-bacias da BHRPS – SP.....	40
Figura 6. Altitude e declividade das sub-bacias da BHRPS – SP.....	41
Figura 7. Valores da vazão na BHRPS – SP.....	44
Figura 8. Curva de permanência de vazão (m^3/s) ao longo dos 100 anos.....	45
Figura 9. Vazão específica (Q_e ; $L.s^{-1}.km^{-2}$) dos onze compartimentos (A) e das doze sub-bacias (B) da BHRPS – SP.....	47
Figura 10. Classe de capacidade de uso do solo da BHRPS.....	49
Figura 11. Conflito de Uso (A) e Vulnerabilidade Ambiental (B) da BHRPS – SP....	50
Figura 12. Análise de cluster considerando o uso do solo, declividade e solo.....	52
Figura 13. Análise de cluster considerando o uso do solo, declividade e solo nos compartimentos hidrológicos.....	53
Figura 14. Propriedades Rurais nas sub-bacias da BHRPS – SP.....	55

LISTA DE TABELAS

	P
Tabela 1. Características morfométricas a serem determinadas em cada sub-bacia hidrográfica.....	30
Tabela 2. Classes de conflito de uso do solo.....	31
Tabela 3. Índices de suscetibilidade à erosão para o fator densidade de drenagem.....	33
Tabela 4. Características físicas das sub-bacias e dos compartimentos da BHRPS – SP.....	34
Tabela 5. Valores estatísticos das variáveis climáticas.....	42
Tabela 6. Valores estatísticos de vazão – Q_{90} , Q_{95} , Q_{98} , $Q_{7,10}$, Q_m	43

1. RESUMO

A investigação da disponibilidade hídrica no espaço geográfico de bacias hidrográficas é de suma importância para garantir água de melhor qualidade e evitar situações futuras de escassez. Esta pesquisa teve como objetivo verificar o efeito do impacto das mudanças climáticas associado às ações antrópicas na produção de água em bacias hidrográficas e como esses se relacionam e são distribuídos espacialmente, no intuito de definir métricas para o pagamento por serviços ambientais. Diante da percepção de alteração nos sistemas naturais advindos dos efeitos da degradação ambiental, o aporte teórico-metodológico desta pesquisa relacionou a disponibilidade hídrica com a vulnerabilidade ambiental e o conflito de uso do solo. Com o uso de técnicas de sensoriamento remoto e de sistema de informações geográficas foi realizada a divisão hidrogeológica de duas bacias hidrográficas e foram coletados os dados espaciais de fatores ambientais como geologia, solo, rede hídrica, morfometria, vazão e clima (temperatura (°C), precipitação (mm), velocidade do vento (m/s), umidade relativa do ar (fração), radiação solar (MJ/m²)), em escala regional. A partir do processo de álgebra de mapas e análise hierárquica de processos (*Analytic Hierarchy Process-AHP*) foram realizadas comparações pareadas dos fatores para criar uma matriz de razão. As variáveis métricas foram definidas de acordo com a importância relativa da vulnerabilidade ambiental, no intuito de definir quais sub-bacias são mais suscetíveis aos processos de erosão natural e de disponibilidade hídrica. Espera-se que estes indicadores de vulnerabilidade, de conflito e de disponibilidade hídrica na unidade territorial de sub-bacias possam servir como parâmetros no sistema de suporte à decisão nos esquemas de pagamento por serviços ambientais aos produtores rurais da região. Este projeto de pesquisa individual reforçou os laços técnicos-científicos entre as Instituições de Ensino UNESP e UTAD, já iniciados a mais de cinco anos, e que resultaram em diversos artigos científicos e participação em grupos de pesquisa. Essa cooperação internacional acrescentou muito conhecimento para o aprimoramento de métodos de análise inovadores e atuais no âmbito da gestão sustentável dos recursos hídricos, solo e uso do solo na escala de bacia hidrográfica.

Palavras-chave: hidrogeologia, vazão, serviços ecossistêmicos, ações antrópicas, sistema de suporte à decisão, pagamento por serviços ambientais.

2. ABSTRACT

The investigation of water availability in the territorial unit of hydrographic basins is extremely important to guarantee better quality water and to avoid future situations of water scarcity. This research aimed to verify the effect of the impact of climate change associated with anthropic actions on water production in hydrographic basins and how these are related and are spatially distributed, in order to define metrics for payment for environmental services. The perception of changes in natural systems from the effects of environmental degradation, the theoretical and methodological contribution of this research related to water availability to environmental vulnerability and land use conflict used remote sensing techniques and a geographic information system. The hydrogeological division of two hydrographic basins was performed and spatial data on environmental factors such as geology, soil, water network, morphometry, flow and climate (temperature ($^{\circ}\text{C}$), precipitation (mm), wind speed (m/s), relative humidity (fraction), solar radiation (MJ / m^2)), were collected. on a regional scale. From map algebra process and Analytic Hierarchy Process (AHP), paired comparisons of the environmental factors were performed to create a ratio matrix. Metric variables were defined according to the relative importance of environmental vulnerability, in order to define which sub-basins are more susceptible to the processes of natural erosion and water availability. It is expected that these indicators of vulnerability, conflict and water availability in the territorial unit of sub-basins can serve as parameters in the decision support system in payment schemes for environmental services to rural producers in the region. This individual research project reinforced the technical-scientific researches between the UNESP and the UTAD Educational Institutions, which start more than five years ago, and which resulted in several scientific articles and participation in research groups. This international cooperation added a lot of knowledge for the improvement of innovative and current methods of analysis in the scope of sustainable management of water resources, soil and land use at the hydrographic basin scale.

Keyword: hydrogeology, flow, ecosystem services, anthropic actions, decision support system, payment for environmental services.

3. INTRODUÇÃO

As ações exercidas pelo homem no desenvolvimento das atividades sociais e econômicas causam alterações e geram impactos no meio ambiente. O termo “impacto” refere-se às consequências das alterações provocadas no meio, sejam estas positivas ou negativas. Entretanto, o desenvolvimento das atividades realizadas na sociedade apresenta um modo de produção e ação sobre o meio ambiente cada vez mais insustentável (Araújo; Chrispim, 2017).

A análise de fenômenos naturais e da ocupação geográfica no espaço territorial dos ecossistemas associada às variações do clima e ações antrópicas ao longo do tempo é de extrema importância para compreender o efeito das ações nos recursos naturais (Pissarra et al., 2019). A água e o solo se constituem em recursos naturais fundamentais no espaço geográfico, que é ocupado na relação entre a sociedade e a natureza (UNESCO, 2016; Tundisi, 2014; MEA, 2005). Contudo, as ações antrópicas têm impactado negativamente o planeta, o que poderá prejudicar as gerações futuras.

Para investigar estes fenômenos é necessário definir parcelas experimentais no intuito de melhor compreender a interação dos fenômenos, como na unidade territorial de bacias hidrográficas (Pacheco, 2018), que é uma área de drenagem que sustenta o habitat de seres vivos. A proteção dos recursos naturais nestas unidades territoriais é essencial para manter a saúde e o bem-estar da sociedade. Todavia, o impacto das mudanças climáticas pode afetar o desenvolvimento em inúmeros setores da economia, tendo em vista que diversos processos ocorrem como uma progressão de eventos de causas e efeitos.

Investigar a intensidade dos processos em um determinado tempo de ocorrência e verificar qual é o efeito que ocorre no ecossistema natural/e antrópico em bacias hidrográficas, a partir da mudança da cobertura vegetal por um uso do solo decorrente das atividades antrópicas têm sido alvo de vários grupos de pesquisa no mundo. As alterações provocadas nos padrões climáticos ao longo prazo com base nas alternâncias meteorológicas observadas por um período podem ser ocasionadas por processos naturais e também pela ação do homem no manejo inadequado das atividade de produção (Dong et al., 2020; Gebresilassie et al., 2020; Daneshi et al., 2020).

As mudanças climáticas e de uso da terra afetam o ciclo hidrológico, alterando as respostas hidrológicas (ANA, 2005; ANA, 2015). A análise do ciclo da água demonstra que os

componentes hidrológicos individuais são sensíveis às mudanças climáticas e podem variar ao longo do gradiente de usos da terra, como ambientes de áreas urbanas para áreas agrícolas (Dong et al., 2020; Daneshi et al., 2020).

O efeito do uso do solo ocasiona uma modificação no conteúdo de água armazenado no solo nas bacias agrícolas (Andrade et al., 2020) e a probabilidade de condições de seca mais intensas nas áreas de cultivo pode ocasionar perdas económicas intensas (Dong et al., 2020; Gebresilassie et al., 2020). A mudança climática apresenta um maior efeito nas respostas hidrológicas do que a mudança no uso da terra (Nyatuame et al., 2020; Qiu et al., 2019). Entretanto, ainda é incipiente a investigação da causa deste efeito na disponibilidade hídrica nos ecossistemas em bacias hidrográficas e como indicar áreas prioritárias para um manejo adequado do solo para minimizar o impacto causado pelos sistemas de produção agrícola e animal (Oliveira et al., 2019).

Nos estudos realizados, as mudanças climáticas são causadas por processos tais como queima de combustíveis fósseis, o que emite à atmosfera gases de efeito estufa; retirada da cobertura vegetal; emissão de gases poluentes à atmosfera por indústrias e automóveis e poluição do solo e dos recursos hídricos (IPCC, 2018; Fernandes et al., 2018), o que altera o equilíbrio ambiental, ocasionando uma mudança no cenário de produção. Estas atividades geram uma série de consequências ambientais graves como o aumento do nível médio dos mar, enchentes (Caldas et al., 2018; Terêncio et al., 2019), focos de incêndio (Pereira et al., 2016), escassez de água (Martins et al., 2019), entre outros.

Nos relatórios mundiais que apontam um aumento de temperatura intenso nos últimos 150 anos, é relatado que o processo das atividades antrópicas ocasiona um aquecimento global. De acordo com o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2018), os danos causados pelas mudanças climáticas podem ser evitados com a mudança de comportamento humano para um desenvolvimento com atividades mais sustentáveis. Um exemplo, é a criação da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (UNFCCC), que tem como principal objetivo reduzir temperaturas para que ocorra menor perda de biodiversidade, perda de habitat, diminuição das calotas polares etc. Entretanto, ainda é necessário o estudo de processos naturais em áreas que tenham a ação humana com as questões referentes às mudanças climáticas e suas consequências são discutidas na sociedade acadêmica por meio de diversas conferências ambientais. As possíveis ações que possam amenizar os problemas causados pelas mudanças climáticas devem ser analisadas e os resultados deste

estudo podem ser úteis para tomadores de decisão e planejadores na concepção de medidas adaptativas às mudanças climáticas e do uso da terra.

Na avaliação do impacto das mudanças climáticas e da interferência humana na disponibilidade hídrica de bacias hidrográficas deve-se considerar a crescente demanda por estratégias de desenvolvimento socioeconômico alinhados a proteção ambiental e as pressões globais pela conservação dos serviços ecossistêmicos (MEA, 2005; IUCN, 2017; Pacheco, 2018). É necessário o desenvolvimento de ações e o estabelecimento de critérios para a conservação e uso sustentável dos recursos naturais (Pacheco et al., 2018; Chazdon, 2019). Os aquíferos abertos e confinados são utilizados nas regiões com distintas finalidades. Algumas situações de estresse hídrico ocorreram no Brasil, representando um sério problema no desenvolvimento das atividades humanas. As bacias de cabeceiras são as mais afetadas. Sendo urgente a necessidade de recomposição florestal destas áreas para a manutenção da qualidade e da quantidade do recurso hídrico e a melhoria na qualidade do solo (Settre et al., 2019; Sheng et al., 2019; SIGRH, 2020; Simedo et al., 2020).

O desenvolvimento de abordagens para reconhecer, medir e integrar os indicadores de sustentabilidade (Tauk, 1991; Simões, 1997; Rocha, 1997; Tucci, 2006; Valle Júnio et al., 2014; Rocha, 2020) e formar os serviços na tomada de decisões públicas e privadas passa por iniciativas de esquemas elaborados que incluem nas atividades os serviços ambientais (SA), que contribuem para a manutenção, a recuperação ou melhoria dos serviços ecossistêmicos (SE) (Thomson et al., 2014; Bellver-Domingo et al., 2016).

O SA é uma atividade prática desenvolvida pelos seres humanos que afeta a natureza, mas favorece a disponibilidade do SE, que são os bens e os serviços que a humanidade pode obter direta ou indiretamente dos ecossistemas a partir de ações sustentáveis, tais como os fluxos hidrológicos (Alexander et al., 2007) e atmosféricos (Muñoz et al., 2013), a proteção do solo e a preservação de áreas com função ambiental de conservação da biodiversidade (Moraes et al., 2017). As ações devem se ater a relação do poluidor-pagador (Valera et al., 2017) no respeito e adequação à legislação ambiental a partir de leis ambientais, tais como o Código Florestal brasileiro (BRASIL, 2012).

Considerando que a relação entre o uso e a ocupação do solo e a quantidade e/ou a qualidade da água a montante de uma bacia é um SA (Costanza et al., 1997; Tundisi, 2010; Biénabe et al., 2018; Tsur, 2020), as ações para determinar métricas que indiquem os SAs

podem ser realizadas tanto no meio rural, quanto no meio urbano, e a efetividade da realização do serviço está intimamente ligada a demanda de alimento e de água pela população.

A adoção dos SAs como estratégia de proteção ambiental e como função sócioeconômica pode ocorrer por meio da definição de áreas de proteção, mudança das práticas agrícolas, extrativismo sustentável, reflorestamentos, entre outros (Farley; Constanza., 2010). Estas práticas devem ressaltar os ganhos para os sistemas naturais e serem estimuladas para que possam proporcionar ganhos aos envolvidos no sistema de produção (Ola, et al., 2019), desde os prestadores do serviço até aos beneficiados pelos serviços.

As práticas de SAs devem ser estimuladas para que possam proporcionar ganhos no que tange a diminuição da pobreza na sociedade regional (Ola et al., 2019) e também ao incremento de áreas com função ecológica. Uma forma de compensação no que diz respeito as ações dos atores sociais com base na perda de rendimentos dos produtores, custos de oportunidade ou no valor econômico geral dos serviços ecossistêmicos (Batker et al., 2008; Bateman et al., 2013) é elaborar os esquemas por pagamento por serviços ambientais.

No Brasil e mundialmente, os incentivos a prestação desses serviços ocorre com a implementação de dispositivos econômicos suportados por políticas públicas de valoração ambiental, traduzidos em Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) (Parkhurst, 2011; Oliveira et al., 2013; Setti et al., 2019). Estes programas compensam os administradores de terras que adotam práticas mais sustentáveis de gestão e ações de proteção ou aprimoramento da prestação dos SA. O objetivo do esquema de PSA é traduzir em valores não mercantis do ambiente em incentivos financeiros para os atores locais, a fim de prestar mais serviços ambientais e reduzir a degradação ambiental (Alcon et al., 2020).

Contudo, as incertezas quanto ao nível de valoração dos serviços ecossistêmicos e efetividade dos serviços ambientais, representam uma grande lacuna para o estabelecimento dos PSAs e a respectiva inclusão nas tomadas de decisões econômicas (Engel, 2016; Börner et al., 2017).

A composição de esquemas para a valoração dos SAs também deve considerar as dimensões contextuais e espaciais de uma região e a implantação de sistemas agroflorestais visando a recomposição florestal ao longo das redes de drenagens e nascentes (Alves-Pinto, 2017; ou unidade, como condições políticas, socioeconômicas e a heterogeneidade da paisagem. Tratando especificamente dos serviços de bacias hidrográficas, os fatores associados à cobertura e uso do solo, topografia, hidrologia, demografia e instituições de um país

influenciam significativamente a provisão dos SAs e adoção de PSAs (Clements et al., 2015; Bösch et al., 2019). Portanto, a priorização espacial se torna essencial para as avaliações e intervenções de gerenciamento dos serviços ambientais (Wünscher et al., 2008).

A investigação da disponibilidade hídrica na unidade territorial de bacias hidrográficas é de suma importância para garantir água de melhor qualidade e evitar situações futuras de escassez de água. Esta pesquisa teve como objetivo verificar o efeito do impacto das mudanças climáticas associado às ações antrópicas na produção de água em bacias hidrográficas e como esses se relacionam e são distribuídos espacialmente, no intuito de definir métricas para o pagamento por serviços ambientais e verificar às consequências das alterações provocadas no meio.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Caracterização da Área de Estudo

A bacia do rio Paraíba do Sul possui área de drenagem de cerca de 55.500 km² distribuída pelos estados de São Paulo (13.900 km²), Rio de Janeiro (20.900 km²) e Minas Gerais (20.700 km²). O comprimento do rio Paraíba do Sul, calculado a partir da nascente do Paraitinga, é de mais de 1.100 km (Figura 1) (ANA, 2020).

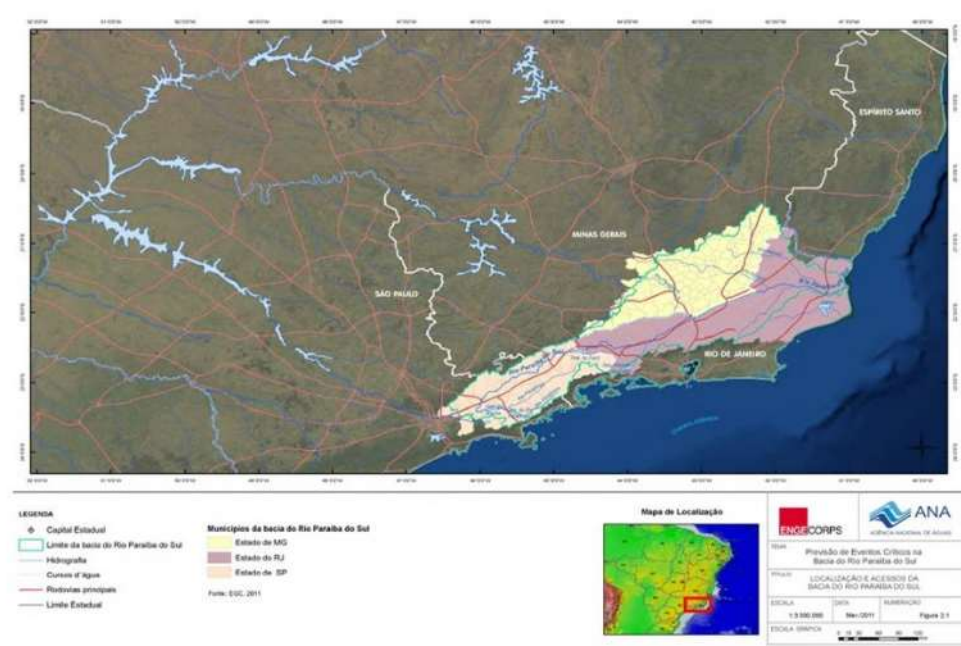


Figura 1. Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul. Fonte: ANA (2020).

A bacia do Paraíba do Sul drena uma das regiões mais desenvolvidas do do Brasil, abrangendo parte do Estado de São Paulo, na região conhecida como Vale do Paraíba Paulista, parte do Estado de Minas Gerais, denominada Zona da Mata Mineira, e metade do Estado do Rio de Janeiro. Em toda essa extensão há 180 municípios, 36 dos quais estão parcialmente inseridos na bacia. A população urbana total da bacia é 4.922.779 habitantes, segundo o Censo 2000 do IBGE, sendo que desses, 2.142.397 vivem no Estado do Rio de Janeiro, 1.632.670 em Minas Gerais 1.147.712 em São Paulo (ANA, 2020).

No período entre as décadas de 1930 a 1960 foram construídas as principais barragens ao longo do rio, quais sejam: Paraibuna/Paraitinga, Santa Branca, Funil, Santa Cecília e Ilha dos Pombos. Deve-se destacar o sistema Paraíba do Sul/Guandu, que é responsável por suprir de energia elétrica e água a cidade do Rio de Janeiro. Este sistema se subdivide em dois subsistemas: Paraíba: compreende a transposição das águas do rio Paraíba do Sul em Santa Cecília. Esse subsistema é composto pela estação elevatória de Santa Cecília, barragem de Santana, estação elevatória de Vigário, usinas hidrelétricas Nilo Peçanha e Fontes Nova, reservatório de Ponte Coberta e usina hidrelétrica Pereira Passos; Lajes: consiste das barragens de Tocos e Lajes, calha da CEDAE e das Usinas Fontes Nova e Fontes Velha (esta atualmente desativada) (ANA, 2020).

Na bacia do Rio Paraíba do Sul, no Corredor Sudeste do Bioma da Mata Atlântica Brasileira (Veloso et al., 1991; MMA, 2009) foi determinada uma Área de Proteção Ambiental Bacia do Rio Paraíba do Sul, com 292.599,92 hectares, a partir do Decreto nº 87.561 de 13 de setembro de 1982. A região é banhada pelo Rio Paraíba do Sul e seus afluentes.

A bacia do Rio Paraíba do Sul faz parte da região hidrográfica conhecida como Atlântico-Sudeste. O Vale do Paraíba e a Zona da Mata Mineira são as principais regiões beneficiadas por essa bacia. O rio nasce no estado de São Paulo e deságua no oceano atlântico na cidade de São João da Barra, no Rio de Janeiro, o que o torna um rio pertencente à União que abastece partes dos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais.

O rio Paraíba do Sul é o resultado da junção entre os rios Paraibuna e Paraitinga. Em 2012, a bacia do rio Paraíba do Sul correspondeu a mais de 60 bilhões de reais no PIB. Todos os setores da economia são impactados pela bacia do rio Paraíba do Sul, com destaque para as indústrias e os serviços. Com população de mais de 3 milhões de pessoas, a região do Vale do Paraíba é naturalmente um acidente geográfico que abrange parte das regiões dos estados de

São Paulo e do Rio de Janeiro, tendo grande importância no Produto Interno Brasileiro (PIB). Existem 34 áreas de preservação do meio ambiente na Bacia.

Para a realização desta investigação foi selecionada a área da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (BHRPS) no território do Estado de São Paulo. O estado é dividido em 645 municípios agrupados em 22 bacias hidrográficas. De acordo com a divisão hidrológica do Estado de São Paulo, a área pertence à Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UHGRH) número 02, UHGRG do rio Paraíba do Sul – SP (ANA, 2020; BRASIL, 1997).

A área da BHRPS está localizada à montante da Represa do Funil, no Corredor Sudeste da Mata Atlântica Brasileira, no estado de São Paulo, na quadrícula de coordenadas de projeção Universal Transverso de Mercator (UTM), Longitudes 290.159,83 m E e 338.603,71 m E, e Latitudes 7.753.489,00 m S e 7.361.362,45 m N, Fuso 23K, apresenta uma área de 12605.59 km², que pertence aos municípios de Aparecida, Areias, Arujá, Caçapava, Cachoeira Paulista, Canas, Cruzeiro, Cunha, Guararema, Guaratinguetá, Igaratá, Jacareí, Jambuí, Lagoinha, Lavrinhas, Lorena, Monteiro Lobato, Natividade da Serra, Paraibuna, Pindamonhangaba, Piquete, Potim, Queluz, Redenção da Serra, Roseira, Santa Branca, Santa Isabel, São José dos Campos, São Luís do Paraitinga, Silveiras, Taubaté, Tremembé, e os municípios de Arujá, Guarulhos, Itaquaquecetuba*, Mogi das Cruzes*, Salesópolis*. (*Município da UGRHI 06 (Alto Tietê) com trecho na UGRHI 02 (Paraíba do Sul) (ANA, 2020) (Figura 2).

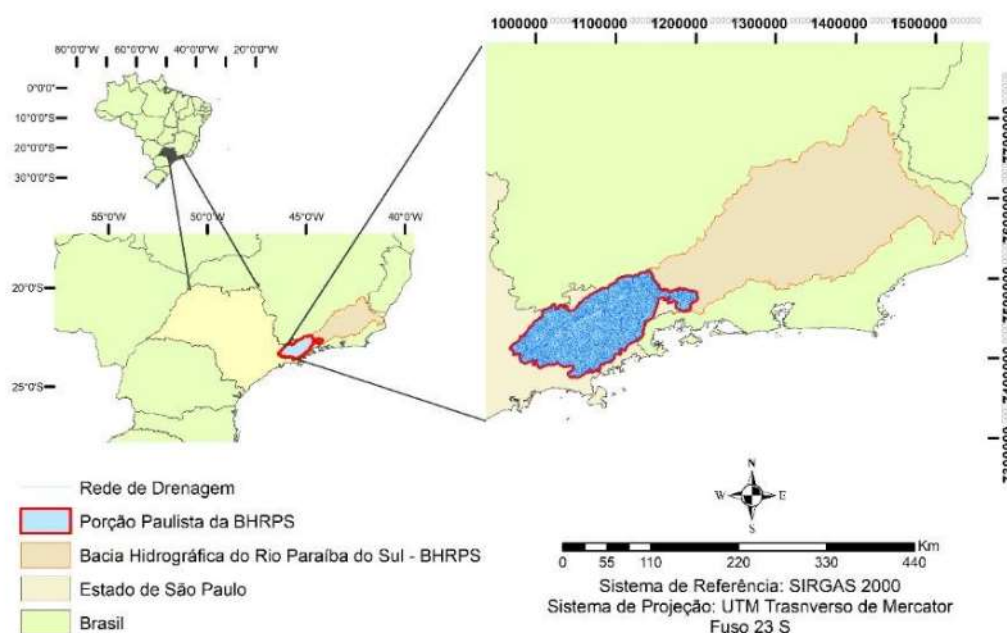


Figura 2. Localização da área de estudo, Estado de São Paulo, Brasil.

É uma área de alta importância na produção de águas para uma das regiões mais desenvolvidas do país, com inúmeros tributários e afluentes. (IBGE, 2016). O clima é classificado por Köppen como subtropical quente, com temperatura média anual oscilando entre 18°C e 24°C. As máximas precipitações ocorrem nas cabeceiras mineiras da bacia e nos pontos mais altos das serras do Mar e Mantiqueira, chegando a valores de 2250 mm/ano (Alvares et al., 2013). Geomorfologicamente, as unidades morfoestruturais são denominadas de Cinturão Orogênico do Atlântico e Bacias Sedimentares Cenozóicas. As unidades morfoesculturais são denominadas Planalto Atlântico 1-Planalto e Serra da Mantiqueira, 2-Planalto do Médio Vale do Paraíba e 3-Planalto de Paraitinga/Paraibuna. As formas do relevo são de escarpas, morros altos, altos e alongados e morros baixos. As principais formações litológicas são Granitos, Gnaisses e Magnatitos. Os solos dominantes são: Cambissolos, Litossolos, Afloramentos rochosos, Litólicos e Latossolo Vermelho Amarelo (Oliveira, 1999; Ross; Moroz, 2011).

A vegetação remanescente que parte encontra-se fora da bacia apresenta 3.846 km² de vegetação natural nas categorias de maior ocorrência são Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila Mista. A cobertura vegetal natural hoje existente é composta pelas seguintes formações com os respectivos percentuais de ocorrência em relação à área de estudo: (i) Matas (17,35%); (ii) Campo Natural de Altitude (0,65%) e Capoeiras (13,43%), conforme dados citados no Portal Conexão Mata Atlântica (<https://conexaomataatlantica.mctic.gov.br/cma/portal/>)

As atividades econômicas mais importantes são agropecuária, indústria e pesquisa em tecnologia (principalmente os setores automobilístico e aeroespacial), mineração de areia, turismo religioso, serviços, entre outros (IBGE, 2016).

4.2. Material e Métodos

Para a investigação do impacto das mudanças climáticas e da interferência humana na disponibilidade hídrica da bacia Rio Paraíba do Sul, no Corredor Sudeste da Mata Atlântica Brasileira foi determinada a sobreposição, a vizinhança e a conectividade dos dados no intuito de verificar as funções e respostas da bacia. O resultado foi elaborado para auxiliar na tomada de decisão e na aplicação de ações que irão considerar as relações espaciais entre os elementos,

na topologia dos dados da descrição da localização, da geometria cartográfica e do diagnóstico da região.

A análise integrada da bacia hidrográfica foi efetuada com base nas proposições contidas na determinação da rede de drenagem e do divisor topográfico e constou da aplicação da metodologia proposta por Pissarra et al. (2009) e Zanata; Pissarra (2012), na divisão em compartimentos hidrológicos a partir dos dados de altitude e da amplitude altimétrica nos Modelos de Elevação Digital (MDE) do terreno.

Para a obtenção dos dados de altitude foi definido um MDE de dados de radar a bordo da nave espacial *Endeavour da National Imagery and Mapping Agency* (NIMA) e da *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) na Missão Topográfica *Radar Shuttle* (acrônimo em inglês SRTM), em formato raster processados pelo *EROS Data Center*, controlado pelo *United States Geological Survey* (USGS), acessados em formato HGT, com resolução radiométrica de 16 bits, organizados em quadriculas de 1°x1° com 30m de resolução vertical, processados de dados de 90 m de resolução vertical, do projeto Topodata (www.dsr.inpe.br/topodata), por técnicas de geoestatística de interpolação por krigagem (Valeriano e Rossetti, 2010).

As cenas correspondentes à bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, à montante da Represa do Funil, no Corredor Sudeste da Mata Atlântica Brasileira, no estado de São Paulo foram processadas no programa ArcGIS 10.1. O mosaico das imagens foi projetado, passando do sistema de coordenadas geográficas para o sistema de coordenadas planas, procedimento necessário para a determinação das variáveis lineares e de superfície. A delimitação da bacia de estudo foi efetuada no MDE a partir de um ponto na Represa do Funil, que caracterizou a extensão de contribuição água à montante e as vertentes da bacia hidrográfica.

A partir da derivação do MDE, foram geradas as declividades da área, conforme Santos et al. (2018) seguindo as normas do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006) nas fases que qualificam as condições de declividade, comprimento de encostas e configuração superficial dos terrenos, que afetam as formas de modelado (formas topográficas) de áreas de ocorrência das unidades de solo. Foram reconhecidas as seguintes classes de relevo: **Plano** – superfície de topografia esbatida ou horizontal, onde os desnivelamentos são muito pequenos, com declividades variáveis de 0% a 3%. / **Suave ondulado** – superfície de topografia pouco movimentada, constituída por conjunto de colinas e/ou outeiros (elevações de altitudes relativas até 50 m e de 50 m a 100 m, respectivamente), apresentando declives suaves,

predominantemente variáveis de 3% a 8%. / **Ondulado** – superfície de topografia pouco movimentada, constituída por conjunto de colinas e/ou outeiros, apresentando declives moderados, predominantemente variáveis de 8% a 20%. / **Forte ondulado** – superfície de topografia movimentada, formada por outeiros e/ou morros (elevações de altitudes relativas de 50 m a 100 m e de 100 m a 200 m, respectivamente) e raramente colinas, com declives fortes, predominantemente variáveis de 20% a 45%. / **Montanhoso** – superfície de topografia vigorosa, com predomínio de formas acidentadas, usualmente constituídas por morros, montanhas, maciços montanhosos e alinhamentos montanhosos, apresentando desnivelamentos relativamente grandes e declives fortes e muito fortes, predominantemente variáveis de 45% a 75%. / **Escarpado** – áreas com predomínio de formas abruptas, compreendendo superfícies muito íngremes e escarpamentos, tais como: aparados, itaimbés, frentes de cuestras, falésias, vertentes de declives muito fortes, usualmente com declividades superiores a 75%.

Os dados de geologia com as unidades morfoestruturais e morfoesculturais foram obtidas dos trabalhos de Ross e Moroz (2011) e Alemida (1981). A descrição das unidades de solos e o mapa de solo foram obtidos a partir dos trabalhos desenvolvidos por Rossi (2017), realizado na interpretação de ortofotos digitais, o que propiciou um maior refinamento para a interpretação dos atributos do solo, na escala 1:100.000. Esse mapa é utilizado para zoneamentos ecológico/econômico ou zoneamento florestal, onde se recomendam espécies em relação a um tipo de solo ou atributo específico, sempre vinculados a um tipo climático, onde essas espécies se dão melhor (Rossi, 2017). O mapa de vegetação natural originária foi analisado e verificado pelos Biomas Brasileiros predominantes nas áreas de estudo a partir dos mapas de vegetação natural e uso antrópico, escala 1:250.000 (MMA, 2017; IBGE, 1991; IBGE, 2009).

O levantamento das características da bacia hidrográfica e a divisão da área em sub-bacias e compartimentos hidrológicos foi efetuada no modelo hidrológico *Soil and Water Assessment Tool – SWAT* no programa de sistema de informação geográfica – SIG ArcGis, com a metodologia de modelagem hidrológica (Tucci, 1998; Yu, 2018). Para determinar os cálculos do dados morfométricos em cada sub-bacia determinada, as principais características morfométricas dimensionais, do padrão de drenagem e do relevo, no nível hierárquico de sub-bacias foram calculadas de acordo com trabalhos desenvolvidos por Pissarra et al (2004), conforme Tabela 1.

Cada sub-bacia foi caracterizada por um ponto de foz cadastrado pelas coordenadas geográficas de latitude e longitude, localizado a partir da hierarquia da bacia hidrográfica do Paraíba do Sul, no Estado de São Paulo classificadas em sub-bacias pelo processo de delineamento de bacias do modelo hidrológico SWAT.

Tabela 1. Características morfométricas a serem determinadas em cada sub-bacia hidrográfica.

Características Morfométricas	Símbolo	Descrição	Fórmula	Fonte
Características do Padrão de Drenagem				
Densidade de drenagem	Dd	relação entre o comprimento da rede de drenagem (Cr) e a área da bacia (A)	$Dd = Cr / A$ (km/km ²):	Horton, 1945
Frequência de rios	F	relação entre o número de segmentos de rios (Nt) e a área da bacia (A)	$F = Nt / A$ (Nt/km ²)	Horton, 1945
Razão de textura	T	relação entre o número de segmentos de rios (Nt) e o perímetro da bacia (P)	$T = Nt / P$ (Nt/km)	França, 1968; Smith, 1950
Extensão de percurso superficial	Eps	função da densidade de drenagem	$Eps = 1 / (2Dd)$ (Km)	Horton, 1945
Coefficiente de manutenção	Cm	função da densidade de drenagem, proporciona uma estimativa da área mínima que é exigida para que o canal de drenagem possa se implementar e desenvolver	$Cm = (1 / Dd) \times 1000$ (m ²)	Schumm, 1956
Características do relevo*				
Amplitude altimétrica	H	diferença de altitudes entre o ponto mais baixo da bacia (fz) e o ponto de maior altitude	(m)	Strahler, 1952
Razão de relevo	Rr	relação entre amplitude altimétrica e maior comprimento da bacia	$Rr = H / C$ (m/m)	Schumm, 1956
Razão de relevo relativo	Rrl	relação entre amplitude altimétrica e perímetro da bacia	$Rrl = H / P$ (m/m)	Strahler, 1958
Índice de rugosidade	HD	produto entre amplitude altimétrica e densidade de drenagem	$HD = H \times Dd$	Strahler, 1958
Coefficiente de Rugosidade	CR	Produto entre a densidade de drenagem e declividade média da microbacia		Rocha, 1997

* para o cálculo destas características foram utilizadas as cartas topográficas do Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo - IGGSP (1971). As metodologia e as referências estão descritas em Pissarra et al. (2004).

O coeficiente de rugosidade (CR) foi determinado de acordo com Sicco Smit (Rocha, 1991; Valle Junior, 2008; Rocha, 2020). Os valores de CR de cada sub-bacia foram definidos a partir da metodologia do uso potencial do solo, em quatro classes (A, B, C e D), em função do cálculo da amplitude e intervalo de domínio entre os valores de CR, nas classes: Classe A (solos apropriados para a agricultura) CR < 23; para a Classe B (solos apropriados para pastagens/pecuária) CR entre 23 a 43, inclusive; para a Classe C (solos apropriados para pastagem/reflorestamento) CR entre 44 a 63; e para a Classe D (solos apropriados para reflorestamento) CR > 63.

Conforme o fluxograma (Figura 3) foram calculados o conflito de uso e a vulnerabilidade ambiental de cada sub-bacia (Costa et al., 2019; Machado et al., 2018; Nascimento et al., 2016; Valle Júnior et al., 2013).

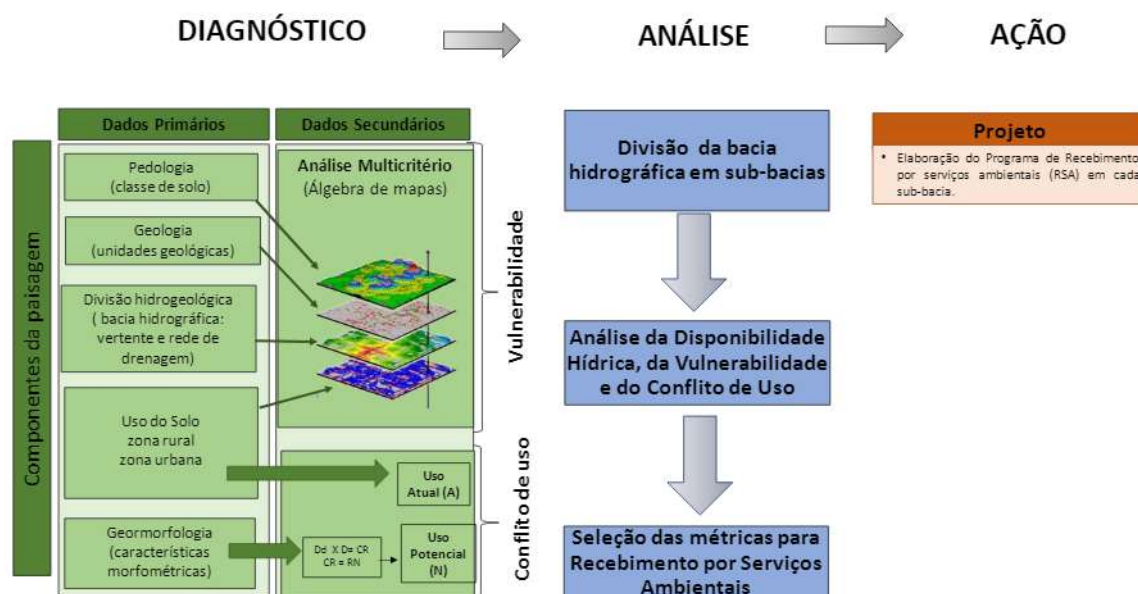


Figura 3. Fluxograma da metodologia para a determinação do conflito de uso e da vulnerabilidade ambiental nas sub-bacias.

A partir do uso potencial do solo foi determinado o conflito de uso do solo de acordo com a metodologia de Valle Junior (2008), Valle Júnior et al., 2014). O conflito de uso nas sub-bacias foi analisado mediante a sobreposição de dois planos de informação dos mapas de uso potencial do solo e do uso atual. Se o indicativo proposto pelo valor de CR for para a atividade de florestas, e atualmente a respectiva área é usada para agricultura, após a definição dos pesos ($4-1=3$) pode-se definir a existência de um conflito classe 3 e assim sucessivamente (Tabela 2).

Tabela 2. Classes de conflito de uso do solo.

Classes de Conflito	RN – Uso Atual	Recomendação
Classe 1	$-3 = 1$	presentam riscos ou limitações permanentes severas quando usadas para culturas anuais e pastagens, seu uso deve ser norteado pela implementação de técnicas conjuntas de conservação do solo(caráter vegetativo e mecânico)
	$-2 = 1$	
	$-1 = 1$	
Classe 2	$-2 = 2$	áreas impróprias para cultivos intensivos, mas ainda adaptadas para pastagem nativa, reflorestamento e preservação ambiental
	$-1 = 2$	
Classe 3	$-1 = 3$	áreas impróprias para cultivos intensivos e pastagens ainda adaptadas para reflorestamento ou preservação ambiental

A representação espacial das Classes de Capacidade de Uso (Lepsh, 1985; Valle Junior et al., 2015a, 2015b), para efeito de planejamento refere-se à condição máxima de uso das terras sob determinada intensidade de prática conservacionista, visando sua aplicação no planejamento territorial estratégico. O mapa é utilizado, além da necessidade da obtenção de outros fatores limitantes, de ocorrência local, tais como os relacionados à ocorrência de erosão, excesso de água, fertilidade e pedregosidade (São Paulo, 2020; Lepsch, 1985). As classes são nomeadas por algarismos romanos de I a VIII, os quais indicam o grau de limitação de uso. As subclasses indicam o tipo de limitação, agrupado nas subclasses: erosão, solo, água e clima e as unidades especificam a natureza da limitação da subclasse e são importantes para orientar a recomendação de uso, e as práticas de manejo específicas. A recomendação de Uso, Manejo e Práticas Conservacionistas está estabelecida conforme segue: Classe I – Apta para quaisquer culturas, sem práticas de conservação e correção do solo. Classe II – Apta para quaisquer culturas, desde que adotadas práticas simples de conservação e correção do solo. Classe III – Apta para culturas, com práticas complexas de conservação e correção do solo. Classe IV – Apta para cultivos com mínimo revolvimento do solo; adotando práticas complexas de conservação do solo, pode ser utilizada para manejos que expõem o solo ou mantêm o solo sem cobertura em algum período, apenas em cultivos ocasionais ou em extensão bastante limitada. Classe V – Culturas, pastagens e reflorestamento apenas em situações especiais, indicadas em função do tipo de limitação, em geral excesso de água, com práticas de conservação do solo e da água. Classe VI – Apta para culturas permanentes, protetoras do solo ou cultivos de pequena extensão com boa cobertura no solo, para pastagens bem manejadas e reflorestamentos com práticas de conservação do solo. Classe VII – Apta apenas para pastagens bem manejadas, reflorestamentos e cultivos perenes de espécies arbóreas com práticas complexas de conservação do solo e manutenção constante de cobertura no solo. Classe VIII – Impróprias para culturas, pastagens ou reflorestamentos. Servem como abrigo e proteção para a fauna e flora silvestres, ambiente para recreação e armazenamento de água. Encontram-se também nesta classe as áreas com restrição ao uso agrícola estabelecidas pela legislação, denominadas de Áreas de Preservação Permanente - APP.

A vulnerabilidade à erosão hídrica foi definida considerando os índices, de acordo com a metodologia proposta por Crepani et al. (2001), Valle Júnior et al. (2013); Nascimento et al. (2016). A análise foi baseada em processamento, classificação e integração das características geológicas, geomorfológicas, pedológicas, vegetativas e climáticas. Cada característica representou um fator de vulnerabilidade (Santos et al., 2016). Por meio de álgebra de mapas,

equacionado pela média aritmética de todos os fatores, obteve-se o valor de índice para a suscetibilidade à erosão. A base de dados foi composta pelo MDE, geologia, solo, uso do solo e dados de clima. O grau de dissecação do relevo foi avaliado pela drenagem, declividade e densidade de drenagem (Dd). Cada índice foi definido pela reclassificação de pixels do arquivo da declividade, agrupando-os de acordo com os índices tabelados propostos por Crepani et al. (2001).

O valor de índice adaptado com base na classificação qualitativa foi de Florenzano (2008), que considera a densidade de drenagem como muito baixa (menor que 0,5 km), baixa (entre 0,5 e 3,0 km), média (entre 3,0 e 6,0 km), alta (entre 6,0 a 10 km) e muito alta (maior que 10 km). Os índices para o subfator densidade de drenagem, por não serem especificados pela metodologia, seguem uma relação qualitativa conforme a Tabela 3.

Tabela 3. Índices de suscetibilidade à erosão para o fator densidade de drenagem.

Densidade de drenagem (km)	Índice	Densidade de drenagem (km)	Índice	Densidade de drenagem (km)	Índice
<0,125	1,0	2,375- 3,0	1,7	7,0 - 8,0	2,4
0,125- 0,25	1,1	3,0 - 3,6	1,8	8,0 - 9,0	2,5
0,25- 0,375	1,2	3,6- 4,2	1,9	9,0 - 10,0	2,6
0,375- 0,5	1,3	4,2- 4,8	2,0	10,0 - 12,5	2,7
0,5- 1,125	1,4	4,8- 5,4	2,1	12,5 - 15,0	2,8
1,125- 1,75	1,5	5,4- 6,00	2,2	15,0 - 17,5	2,9
1,75 - 2,375	1,6	6,0 - 7,0	2,3	> 17,5	3,0

Fonte: adaptado de Florenzano (2008).

O grau de vulnerabilidade foi estabelecido por Crepani et al. (2001) em estável (intervalo de índice de 1,0 a 1,3); moderadamente estável (1,4 a 1,7); medianamente vulnerável (1,8 a 2,2); moderadamente vulnerável (2,3 a 2,6) e; vulnerável (2,7 a 3,0).

A identificação da rede de drenagem, do uso/ocupação, do relevo e da geomorfologia para cada sub-bacia foi realizada SIG/ArcGis. As informações obtidas foram transformadas em dados para consulta, integração e análise conjunta (Aronoff, 1989; Assad; Sano, 1993). Para tanto, as informações foram organizadas e sistematizadas no SIG/ArcGis, não só para facilitar o acesso ao usuário, mas para auxiliar na tomada de decisão sobre a condução de práticas agrícolas na área minimizando o impacto gerado pelas atividades. Esclarecemos que o método pode ser adaptado para qualquer bacia hidrográfica.

Com base nos dados de seis estações climatológicas localizadas nos arredores e na região da bacia de estudo, datados de 1/1/1979 a 31/7/2014 de Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), Precipitação (mm), Velocidade do Vento (m/s), Umidade Relativa do Ar (fração) e radiação solar (MJ/m^2), e a partir da distribuição dos valores pelo inverso da distância ao quadrado (Barbosa, 2006) foi obtido os dados das variáveis climáticas da região.

Para o cálculo hidrológico das sub-bacias foi utilizado o “Estudo de Regionalização de Variáveis Hidrológicas”, foram consultados os trabalhos desenvolvidos pelo DAEE (1994) e por Vilella; Mattos, (1975); Tucci (1998); Tucci (2002). Os valores obtidos foram da vazão em volume (Vazão – Q), que é considerada a quantidade em volume de água que atravessa a secção do rio principal (ponto de monitoramento) por unidade de tempo, nos valores da vazão $Q_{7,10}$, Q_{98} , Q_{95} e Q_{90} e Q_m . Os valores de vazão $Q_{7,10}$ correspondem à vazão mínima com sete dias consecutivos de duração no tempo de retorno de dez anos. Os valores de Q_{98} , Q_{95} e Q_{90} indicam que a vazão do ponto de monitoramento do rio é atendida pelo menos durante 90%, 95% e 98% do tempo. Os valores de vazão Q_m indicam a vazão média de longo período. Os valores foram obtidos com base no período de medição de índices de chuva e de fluviometria, aplicando-se métodos estatísticos, conforme metodologia preconizada pelo DAEE (1994).

As vazões mínimas anuais de sete dias consecutivos ($Q_{7,10}$) com o período de retorno (T) de dez anos foram calculadas tendo em vista que a Resolução do CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece os critérios de classificação dos rios para enquadramento para uma vazão de referência na condição da vazão mais crítica, que é de estiagem, quando a capacidade de diluição do rio se reduz (menor vazão do rio para diluir a carga que entra). Nesta situação a literatura tem utilizado a vazão $Q_{7,10}$, que é a vazão mínima de 7 dias de duração e 10 anos de tempo de recorrência (com um risco de 10% ocorrer valores menores ou iguais a este em qualquer ano) (DAEE, 1994). As probabilidades devem ser consideradas como fatores de risco, visto que o dano e a destruição de um projeto elaborado podem ocorrer em uma estrutura de drenagem (DAEE, 1994). Segundo a metodologia, a vazão mínima anual de sete dias consecutivos é utilizada com frequência como indicador da disponibilidade hídrica natural de um curso d'água. A vazão determinada com várias metodologias pode apresentar resultados díspares e o conhecimento das vazões é essencial para o dimensionamento de obras hidráulicas. O conhecimento da vazão mínima conduz a verificação da necessidade de execução de barragem de regularização ou não (DAEE, 1994).

A disponibilidade hídrica foi avaliada a partir das descargas líquidas calculadas nos exutórios dos cursos de água de cada sub-bacia da bacia hidrográfica em estudo, o que exemplifica a aplicabilidade dos conceitos de disponibilidade hídrica respaldando a tomada de decisão e a aplicação dos planos diretores de desenvolvimento regional. Os resultados da avaliação são aplicáveis na região para que o uso da água seja mais eficiente e poder-se-á caracterizar as sub-bacias com alta, média e baixa disponibilidade hídrica.

O cálculo da vazão específica (q) foi realizado conforme estabelecido por Tucci (1998; Tucci, 2002) pela equação: $q = Q_m/A$; onde q , é a vazão específica ((l/s)/km²); Q_m , é a vazão média (Q_m) convertida para (l/s); A é a área de cada sub-bacia e compartimento da BHRPS (km²).

A obtenção de um modelo de dados suficientemente coerente com os dados de vazão específica obtidos na BHRPS se constitui importante para observar a coerência entre a área de abrangência do curso principal da bacia hidrográfica com os dados de vazão específica, não respondendo, portanto às expectativas de um estudo integrado com os afluentes. Para tal seria necessário obter pelo menos uma amostra em cada afluente dos variados tamanhos, incluindo alguns de primeira ordem. Tais procedimentos consistem na regionalização da bacia hidrográfica em bacias de 1ª ordem de magnitude, que fazem parte de uma área de manancial de água. Os resultados da área piloto em sub-bacias hidrográficas de menor tamanho estão apresentados no ANEXO 2, deste relatório.

A identificação da rede de drenagem, do uso/ocupação, do relevo e da geomorfologia (Christofolletti, 1970) para cada microbacia hidrográfica foi realizada para posterior transferência da tecnologia no sistema de informação geográfica (SIG). As informações obtidas foram transformadas em dados para consulta, integração e análise conjunta. As informações foram organizadas e sistematizadas em sistemas de informação geográfica (SIGs), não só para facilitar o acesso ao usuário, mas para auxiliar na tomada de decisão sobre a condução de práticas agrícolas na área minimizando o impacto gerado pelas atividades. Esclarecemos que o método pode ser adaptado para qualquer microbacia.

Após a integração dos dados foi realizada a avaliação da disponibilidade hídrica. A partir dos dados obtidos, neste projeto, e foi realizada a estatística descritiva com valor máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão, coeficiente de variação e amplitude, para comparações quantitativas de cada ponto analisado.

Para verificar as diferenças significativas, a avaliação foi realizada pelos múltiplos testes de comparação para detectar diferenças significantes entre as médias. A homogeneidade das variações foi verificada pelo teste de Cochran, que determina se há uma diferença entre as variâncias de um grupo de amostras usando a razão entre a maior variância e a soma de todas as variâncias das amostras (incluindo a maior). O teste procurou uma variância excessivamente grande, um problema comum em amostragens hidrológicas. A transformação do logaritmo foi usada sempre que necessário. O tratamento de um processo aleatório pressupõem inicialmente sua quantificação. Esta quantificação foi realizada por variáveis (parâmetros descritos do corpo do projeto) ditas aleatórias. Sendo estocástico o processo hidrológico trataremos as variáveis como aleatórias hidrológicas (Tucci, 1998; Marengo et al., 2007). Foram aplicadas técnicas de estatística multivariada (Vulevic; Dragovic, 2017), para traçar um panorama dos dados correlacionando-os com os dados socio ambientais que serão obtidos no projeto Processo FAPESP: [2018/17044-4](#), com preservação de mata e recuperação de nascentes.

O resultado final foi a construção do processo de conhecimento adquirido nas coletas e análises dos parâmetros no intuito de comparar a diferença entre as variáveis morfométricas e climáticas, no intuito de verificar o impacto das mudanças climáticas e da interferência humana na disponibilidade hídrica da bacia Rio Paraíba do Sul, no Corredor Sudeste da Mata Atlântica Brasileira.

A Álgebra de Mapas foi realizada para determinar as classes de conflito utilizando as técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto, no conjunto de operadores de campos geográficos (imagens, mapas temáticos do potencial de uso e modelos numéricos de terreno). Os dados foram avaliados partir do processo de álgebra de mapas e análise hierárquica de processos (Analytic Hierarchy Process-AHP) (Koschke et al., 2012; Saaty, 1977). A análise de agrupamento seguiu a metodologia proposta por Curi (1983 a) e Curi (1983b)

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A elaboração do diagnóstico (Figura 3) foi pautada na caracterização da qualidade ambiental atual da área de abrangência da investigação, de modo a fornecer conhecimento suficiente para embasar a identificação e a avaliação dos impactos no ecossistema da bacia. Nos componentes da paisagem, os dados primários constam das características morfométricas e dos mapas de pedologia (solo), geologia, uso do solo e geomorfologia.

O delineamento das unidades experimentais foi realizado na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul (BHRPS) (Figura 4A). O alinhamento que perfaz a rede de drenagem principal (Rio Paraíba do Sul) é formado pelos pontos de menores altitudes do sistema aberto, tem início no ponto de foz (Represa do Funil – menor altitude) e segue até o ponto de nascente principal (maior altitude do sistema de drenagem do rio), e forma a calha do rio principal com afluentes e sub-afluentes. A BHRPS é limitada por um alinhamento que contém os pontos de maiores altitudes do sistema caracterizado pelo divisor topográfico (limite) (Figura 4A).

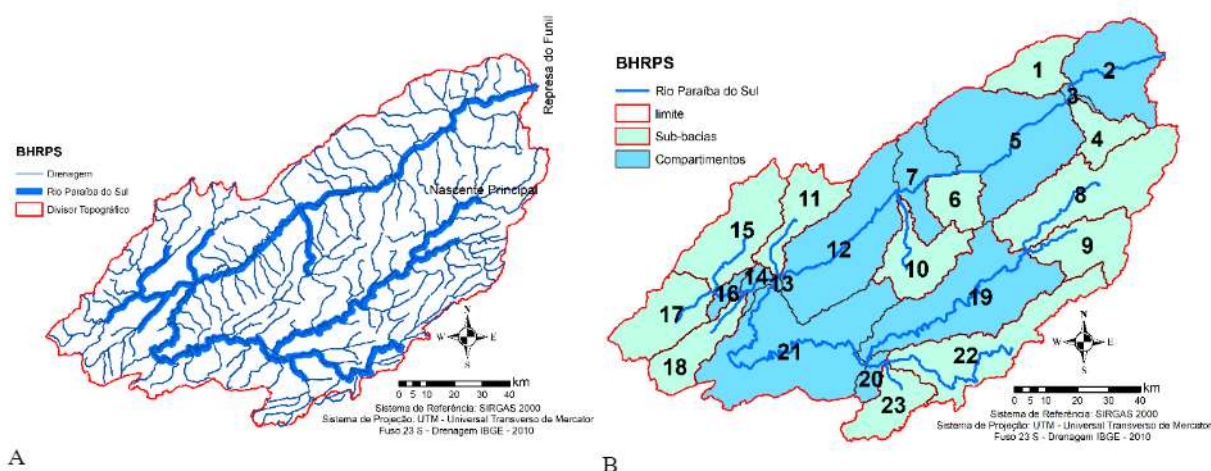


Figura 4. Sub-bacias e pontos de monitoramento da BHRPS – SP.

O delineamento das unidades experimentais foi idealizado em dois espaços geográficos para o desenvolvimento da investigação, caracterizado por compartimentos hidrológicos (CH): doze sub-bacias: 1, 4, 6, 8, 9, 10, 11, 15, 17, 18, 22 e 23 e onze sub-compartimentos hidrológicos: 2, 3, 5, 7, 12, 13, 14, 16, 19, 20 e 21 (Figura 4B).

As doze áreas consideradas como sub-bacias (Figura 4B) apresentam no seu interior um rio principal que é caracterizado por uma linha de drenagem que tem início no ponto de nascente e término no ponto de foz (Ponto de Monitoramento), isto é, o ponto de confluência com outra

rede de drenagem. Esta linha de drenagem principal apresenta seus afluentes e subafluentes. Esta região é delimitada por uma linha caracterizada geograficamente pelos valores de maiores altitudes, conformando a linha do divisor topográfico (limite). Esta área é uma unidade hidrológica independente e conforma uma região onde as águas oriundas do ciclo hidrológico desaguam apresenta um efeito direto da relação infiltração/deflúvio. Segundo Costa et al. (2020), os CHs são regiões que contêm as redes de drenagem que interagem entre si e armazenam as águas que contribuem para a vazão do rio e compõem o sistema de drenagem superficial que irá desaguar suas águas no ponto de foz daquela região.

As onze áreas consideradas como compartimentos (Figura 4B) apresentam no seu interior uma secção da linha de drenagem do rio principal (rio Paraíba do Sul), não contendo o ponto da nascente deste rio no seu interior. Essa região recebe água de seus afluentes e subafluentes na região delimitada pelo divisor topográfico (limite), entretanto, a produção de água não tem origem nesta superfície hidrológica, e a água oriunda da precipitação não apresenta efeito direto na relação infiltração/deflúvio, uma vez que o compartimento recebe águas de nascentes de outras redes de drenagem em seu interior.

O que separa cada unidade experimental caracterizada por sub-bacias e/ou compartimentos, são os divisores de água, que são estruturas do relevo, como morros, serras, chapadas ou picos, que definem o padrão de drenagem das águas da chuva ou nascentes, ou seja, determinam por meio da topografia para onde essas águas escoarão. As águas de cada unidade de análise (sub-bacias e compartimentos) escoam no sentido em direção à porção mais baixa da área topográfica (Represa do Funil), seguindo o padrão do relevo. Essas áreas são elementos naturais de extrema importância para o ecossistema. Cada unidade apresenta territórios com diferentes funções sociais, econômicas e ecológicas e as regiões especificadas são responsáveis pela manutenção do Bioma Mata Atlântica, além de dar base para o desenvolvimento das atividades socioeconômicas ligadas ao setor primário da economia, como a pecuária e a agricultura.

A área considerada pertence a região de drenagem do Estado de São Paulo a montante da Represa de Água do Funil, onde localiza-se a Usina Hidrelétrica de Funil construída no rio Paraíba do Sul, no local conhecido como “Salto do Funil”, na divisa entre o Estado de São Paulo e Estado do Rio de Janeiro, na cidade de Resende. Sua operação teve início em 1969 e, um ano e meio depois, a usina já fornecia ao sistema elétrico de FURNAS com capacidade total: 216 MW. Um aspecto que evidencia a importância desta usina é sua barragem que, ao

possibilitar a regularização do volume de sua vazante, reduz a frequência e a intensidade das cheias que ocorrem nas cidades a jusante.

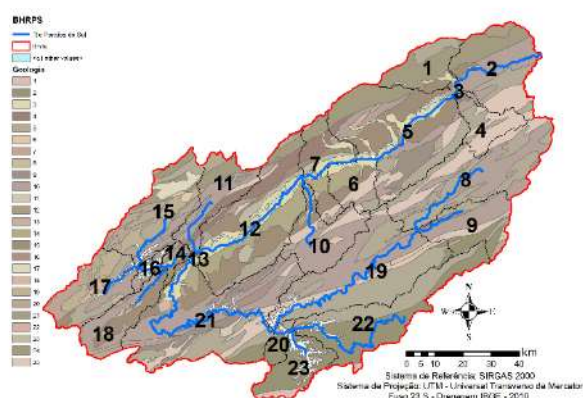
A espacialização das áreas consta na Figura 4B e os principais dados das características físicas estão demonstrados na Tabela 4. A BHPS apresenta uma área total de 1.260km². A menor área consta do compartimento 13 e a maior compartimento 21.

Tabela 4. Características físicas das sub-bacias e dos compartimentos da BHRPS – SP.

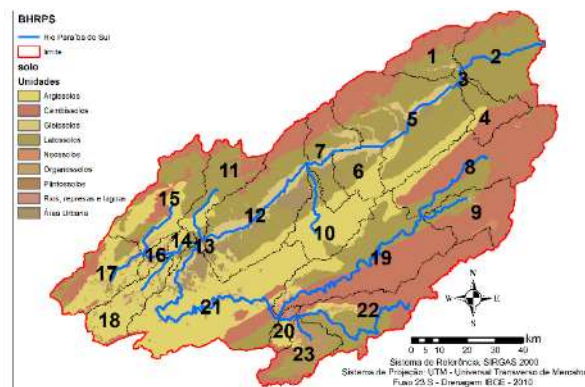
Sub-bacias	Área (ha)	Declividade Média (%)	Latitude	Longitude	Altitude Média (m)	Altitude Mínima (m)	Altitude Máxima (m)	Perímetro (m)
1	34198,22	32,01	-22,56	-45,10	903,44	511	2401	128199.5
2	73065,68	27,59	-22,56	-44,85	785,92	462	2791	179277.1
3	3217,31	20,36	-22,64	-44,97	601,46	510	762	55061.5
4	26092,37	27,75	-22,74	-44,89	884,03	517	1925	133432.1
5	130496,07	19,77	-22,77	-45,19	744,84	515	2005	246468.8
6	27854,12	15,08	-22,93	-45,34	677,68	524	1485	107387.9
7	39377,40	16,04	-22,87	-45,45	721,28	521	1984	194618.2
8	101904,32	24,61	-22,90	-44,93	1097,68	768	2055	273523.9
9	46421,30	24,17	-23,07	-44,93	1031,56	768	1682	165779.3
10	47790,85	24,08	-23,10	-45,45	744,32	531	1473	201575.2
11	41418,02	30,08	-22,97	-45,82	847,83	551	1737	181477.2
12	115391,23	13,41	-23,05	-45,69	653,57	528	1919	250214.9
13	1087,76	5,85	-23,17	-45,90	570,09	550	636	22119.8
14	7792,23	16,08	-23,17	-45,97	607,90	549	788	75100.1
15	68680,00	28,72	-23,02	-46,02	857,46	584	2022	192358.7
16	8593,60	20,62	-23,20	-46,06	667,39	559	839	85743.8
17	52385,84	20,28	-23,27	-46,25	756,61	597	1424	154600.5
18	37081,32	15,65	-23,36	-46,16	678,24	559	1156	157633.0
19	118238,97	24,74	-23,21	-45,31	905,02	631	1648	294097.6
20	10090,08	21,08	-23,44	-45,61	772,44	629	1202	73554.1
21	149627,19	20,48	-23,36	-45,84	720,35	529	1207	330072.0
22	83556,18	26,91	-23,35	-45,25	958,47	683	1662	322223.0
23	36198,63	24,11	-23,52	-45,55	800,48	685	1279	148178.6
Área total	1260558.69							
total	1260,6 km²							

Os mapas de geologia, solos, uso do solo e biomas das sub-bacias constam na Figura 5A, 5B, 5C, 5D. No mapa de geologia, os número correspondem as seguintes formações rochosas: (1) Complexo Pico do Papagaio; (2) Costeiro; (3) Depósito Aluvionar; (4) Gnaisses; (5) Granito; (6) Granítico; (7) Milonítica; (8) Morro da Piedade; (9) Ortognássica; (10)

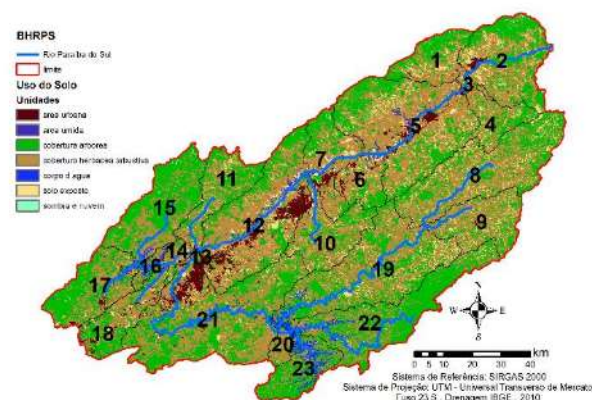
Paragnássica; (11) Paraíba do Sul; (12) Passa Quatro;; (13) Pico do Itapeva; (14) Pindamonhangaba; (15) Resende; (16) Rio Capivari; (17) São Francisco Xavier; (18) São Paulo; (19) São Roque; (20) Serra do Itaberaba; (21) Serra do Trabiju; (22) Taquaral; (23) Tremembé; (24) Varginha-Guaxupé; (25) Xistos.



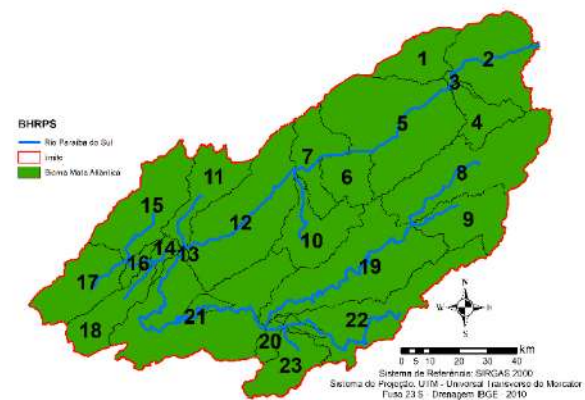
A - Geologia



B - Solo



C - Uso do Solo



D - Bioma

Figura 5. Geologia, solos, uso do solo e biomas das sub-bacias da BHRPS – SP.

A BHRPS apresenta sua economia rural voltada principalmente cobertura arbustiva (áreas de pastagem), áreas com cobertura vegetal arbórea e áreas de solo exposto destinada para a agricultura, que em sua maior extensão é destinada para fornecer subsistência e para consumo local.

A variação espacial dos valores de altitude e declividade pode ser observada na Figura 6.

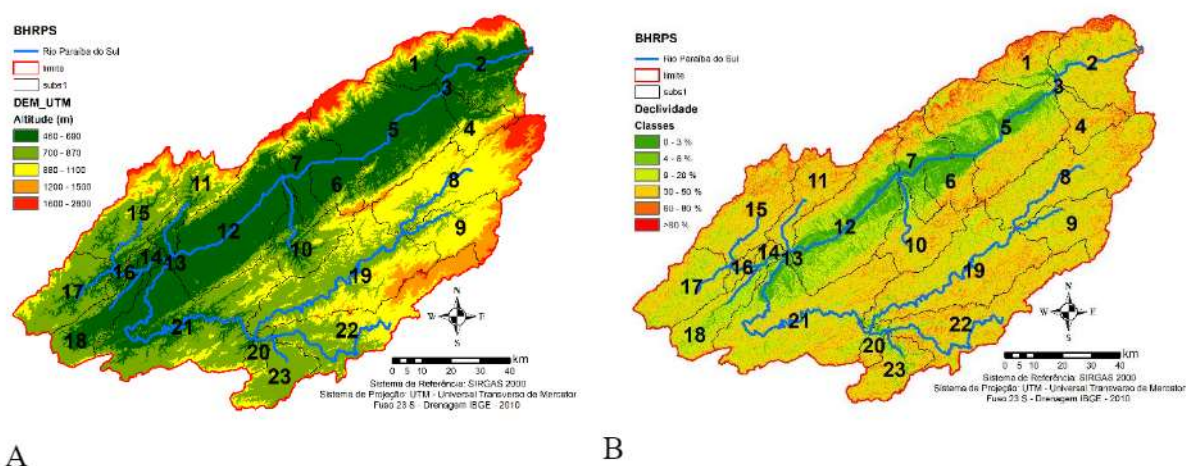


Figura 6. Altitude e declividade das sub-bacias da BHRPS – SP.

Os valores climatológicos na BHRPS estão demonstrados na Tabela 5. Com base nos dados de seis estações climatológicas localizadas na região da bacia de estudo, datados de 1/1/1979 a 31/7/2014, a região apresenta Temperaturas máximas entre 0,1 °C a 37,9°C, Temperaturas mínimas entre -4,5 °C a 21,7 °C; Precipitação mínima de 0mm a máxima de 216,5mm; Velocidade do Vento de 0,26 a 6,42 m/s, Umidade Relativa do Ar (fração) de 9,4 a 99,4 % e Radiação solar de 0 a 33,6 MJ/m². Os valores estatísticos das variáveis climáticas constam na Tabela 5.

Tabela 5. Valores estatísticos das variáveis climáticas – 6 Estações Climatológicas.

Estação	Estatística Descritiva	Temperatura Máxima(°C)	Temperatura Mínima (°C)	Precipitação (mm)	Velocidade do Vento (m s ⁻¹)	Umidade Relativa (%)	Radiação Solar (MJ m ⁻² dia ⁻¹)
226_0450	Mínimo	7.69	-3.76	0.00	0.66	33.61	0.00
	Máximo	36.59	20.48	167.54	5.19	99.33	33.53
	Média	22.79	13.19	6.02	1.87	86.90	16.87
	DP	4.17	3.33	10.47	0.51	9.47	7.98
	CV	0.18	0.25	1.74	0.27	10.90	0.47
226_453	Mínimo	7.59	-4.03	0.00	0.61	32.53	0.00
	Máximo	37.10	20.42	176.78	5.65	99.37	33.61
	Média	22.85	12.91	5.26	1.90	85.86	17.32
	DP	4.11	3.43	10.02	0.53	9.58	7.76
	CV	0.18	0.27	1.90	0.28	11.15	0.45
226_456	Mínimo	8.21	-4.51	0.00	0.54	31.36	0.00
	Máximo	36.76	20.36	137.30	6.08	98.77	33.64
	Média	22.77	12.79	5.05	2.02	85.29	17.62
	DP	3.96	3.43	9.71	0.56	9.77	7.56
	CV	0.17	0.27	1.92	0.28	11.46	0.43
229_450	Mínimo	7.65	-1.84	0.00	0.72	29.13	0.00
	Máximo	37.53	21.66	216.48	5.15	99.05	33.32
	Média	23.56	14.37	6.33	2.02	86.27	17.08
	DP	4.42	3.14	11.06	0.53	9.91	8.34
	CV	0.19	0.22	1.75	0.26	11.48	0.49
229_453	Mínimo	7.14	-2.51	0.00	0.65	30.22	0.00
	Máximo	37.38	21.04	173.40	5.85	98.94	33.39
	Média	23.34	13.77	5.94	1.95	86.08	17.09
	DP	4.40	3.23	10.24	0.53	9.98	8.21
	CV	0.19	0.23	1.72	0.27	11.60	0.48
229_456	Mínimo	6.76	-3.24	0.00	0.46	29.68	0.00
	Máximo	37.96	20.59	139.41	6.42	98.85	33.50
	Média	23.12	13.41	5.75	2.02	85.77	17.18
	DP	4.31	3.29	9.91	0.57	10.15	8.05
	CV	0.19	0.25	1.72	0.28	11.83	0.47
	Mínimo	0.174	-4.511	0.000	0.261	9.472	0.000
	Máximo	37.962	21.664	216.483	6.423	99.365	33.637
	Média	7.618	3.308	5.844	0.629	30.786	8.016
	DP	14.017	9.066	67.915	2.083	38.429	12.722
	CV	184.015	274.072	1162.128	331.290	124.824	158.702

A área de drenagem da BHRPS oficial no Estado de São Paulo é de 13.900 km². A área de estudo está contida na região a jusante da Represa do Funil, totalizando 12.605 km². Como a área do Estado é de 247.706 km², a unidade da BHRPS representa aproximadamente 5,6% da

área total do estado e a unidade de investigação 5,1%. A vazão média de longo período estimada para as bacias interestaduais, é de 9.812 m³/s, enquanto que a do Estado de São Paulo é 3.140 m³/s, ou seja, 32% da vazão das bacias interestaduais.

As informações acerca da disponibilidade dos recursos hídricos espacializados nas unidades experimentais do trabalho na BHRPS no estado de São Paulo, a montante da Represa do Funil, a partir da série histórica de precipitações na determinação das vazões $Q_{7,10}$, Q_m , Q_{98} , Q_{95} e Q_{90} e da divisão geográfica dos compartimentos e sub-bacias com os pontos de monitoramento, constam na Tabela 6 e nas Figuras 7A, 7B, 7C, 7D, 7E e 7F.

Tabela 6. Valores estatísticos de vazão – Q_{90} , Q_{95} , Q_{98} , $Q_{7,10}$, Q_m (m³/s).

	Q_{90}	Q_{95}	Q_{98}	$Q_{7,10}$	Q_m
Maior	1303,00	1100,00	910,00	750,00	3200,00
Menor	10.00	9.04	8.16	6.76	16.72
Média	378.78	326.92	281.42	233.30	793.75
DP	339.69	294.10	254.32	210.83	765.74
CV	111.51	111.16	110.65	110.65	103.66
Mediana	266.95	228.87	183.74	152.32	592.87

A disponibilidade hídrica das águas superficiais pode ser de domínio federal, enquanto que os rios que possuem nascente e foz no mesmo Estado são estaduais. A água superficial é distribuída entre unidades políticas vizinhas de acordo com os fatores como área de drenagem contida em cada unidade, elementos climáticos, utilizações estabelecidas no passado e no presente, necessidades econômicas e sociais, população, custo envolvidos e outros (CATI, 2017).

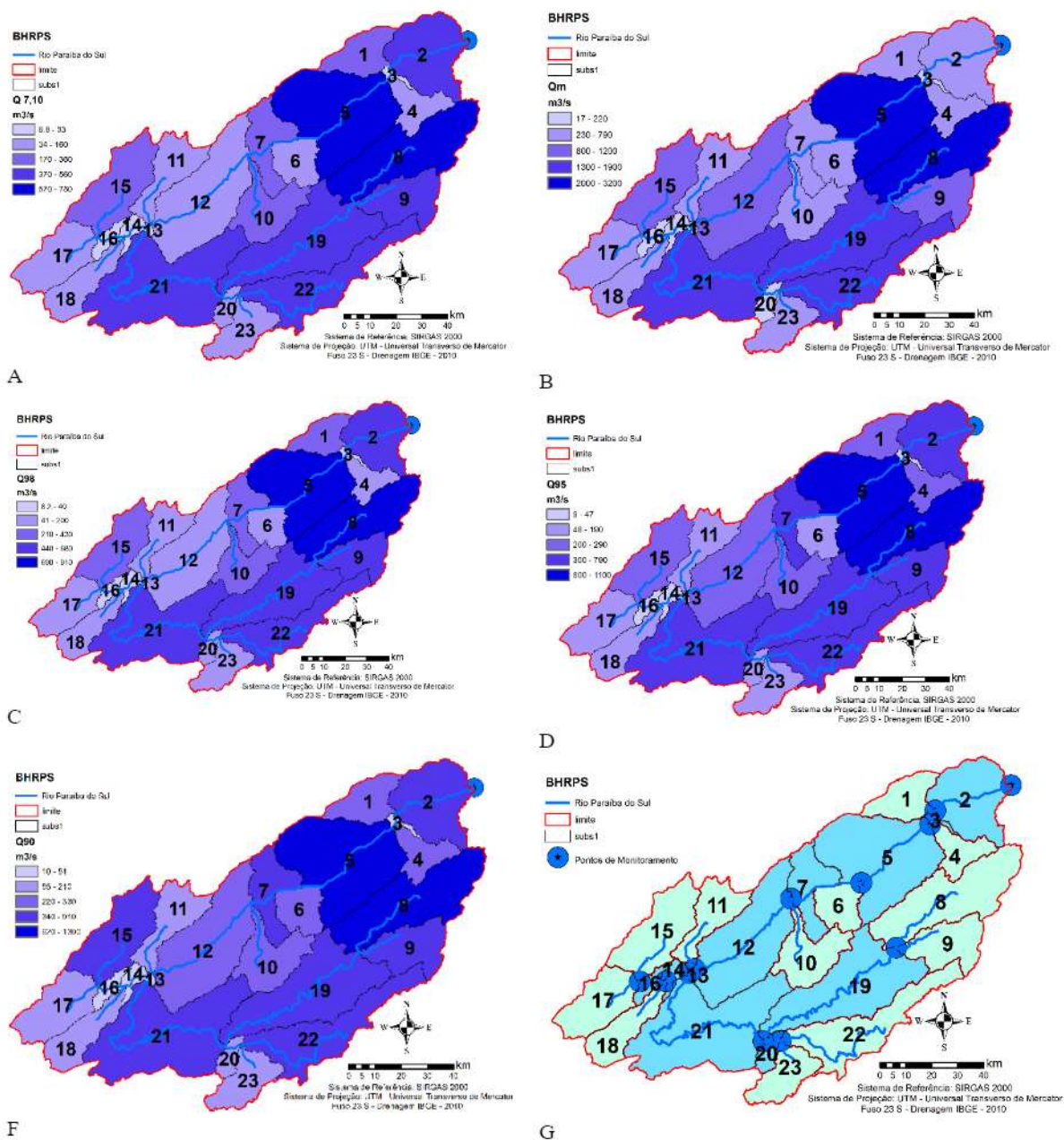


Figura 7. Valores da vazão na BHRPS – SP.

Os valores de $Q_{7,10}$, que correspondem à vazão mínima com sete dias consecutivos de duração no tempo de retorno de dez anos, indicam que a cada dez anos, em média, há o risco de ocorrer em sete dias seguidos vazão mínima de 6,8 a 750 m³/s, com valor médio de 233,30 m³/s (Tabela 6, Figura 7A). A vazão de referência (Q_m) que leva em conta a regularização assegurada por reservatórios mais as contribuições mínimas das áreas das bacias não controladas, é estimada entre os valores de 17 m³/s– 3200 m³/s (Tabela 6, Figura 7B). Segundo ANA (2005), na área total da BHRPS o valor é de 2.105 m³/s, o que estaria, em 100 anos de

período de retorno, em níveis críticos de escassez de água. Na análise teórica do máximo potencial possível de ser explorado considera-se a vazão média de longo período (Q_m), ou seja a permanência de água no sistema da BHRPS para o escoamento total, por razões de ordem econômica, equivale ao potencial de água e deve ser reduzido na prática para cerca de 70% da vazão média (Tucci, 1998; Tucci, 2002).

Os valores que indicam que as vazões são maiores ou iguais a ela durante 98%, 95% e 90% do tempo variaram entre Q_{98} ($8,2\text{m}^3/\text{s} - 910\text{m}^3/\text{s}$), Q_{95} ($9\text{m}^3/\text{s} - 1100\text{m}^3/\text{s}$) e Q_{90} ($10\text{m}^3/\text{s} - 1303\text{m}^3/\text{s}$), apresentando o valor médio de $281,42\text{m}^3/\text{s}$, $326,92\text{m}^3/\text{s}$ e $378,78\text{m}^3/\text{s}$, respectivamente (Tabela 6 e Figuras 7C, 7D, 7E), e representam a probabilidade de 98%, 95% e 90% de as vazões serem igualadas ou superadas no tempo, respectivamente. A vazão para a porcentagem de permanência do tempo é de extrema importância para verificar a vazão de referência e para classificar um rio que terá a vazão atendida pelo menos 95% do tempo. Adicionalmente, pode-se estabelecer que o rio deva ter pelo menos a classe inferior a esta para as vazões entre 95% e 100%, garantindo assim, certos condicionantes do rio. Segundo Tucci (2002), a classe em que o oxigênio dissolvido é $\geq 5\text{ mg/L}$, na classe inferior a condição é de 3 mg/L , o que garantiria vida aquática mesmo nos cenários mais críticos.

Na curva de permanência de vazão (Figura 8), observa-se a porcentagem de tempo que uma dada vazão é igualada no período de 100 anos.

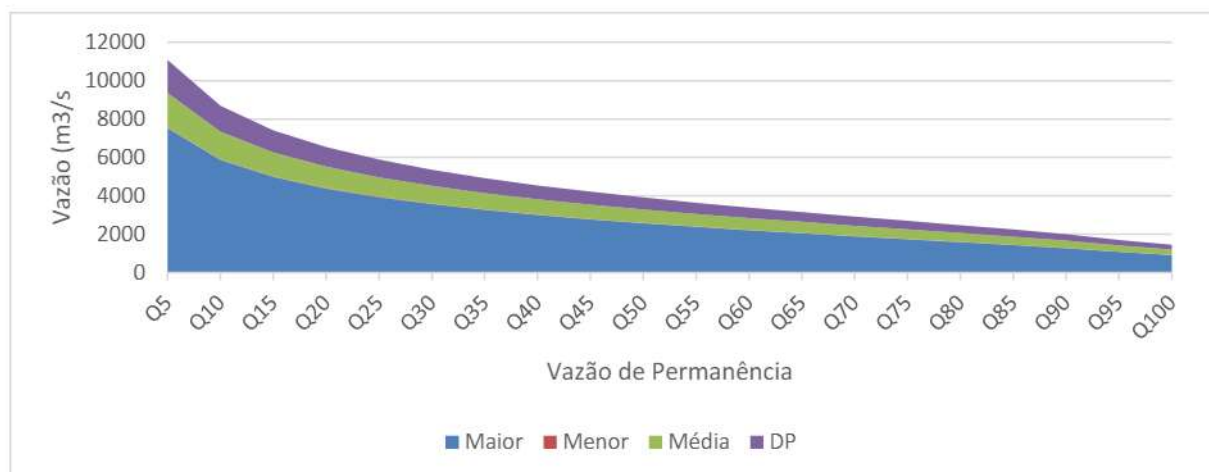


Figura 8. Curva de permanência de vazão (m^3/s) ao longo dos 100 anos.

A curva de permanência de vazões é uma tradicional função hidrológica e por isso as vazões Q_{90} , Q_{95} e Q_{98} dela extraídas têm enfoque hidrológico. Segundo Vilella; Matos (1975)

e Tucci (2002), a vazão de referência é estabelecida para um valor de vazão que representa o limite superior de utilização da água em um curso d'água e é, também, um dos entraves à implementação de um sistema de outorga. Depende da garantia de atendimento à demanda necessária que se considera para os usos a serem instalados em determinada bacia. As vazões mínimas aplicadas como referência são vazões de elevada permanência no tempo, calculadas de forma estatística (ANA, 2015).

Os valores da vazão e o mapeamento das vazões específicas da BHRPS (Tabela 6 Figuras 7A, 7B, 7C, 7D, 7E e 7F) fornecem uma visualização da distribuição espacial das vazões e permite verificar a estimativa da vazão específica desejada em cada compartimento e sub-bacias. As regiões de sub-bacias mais carentes de água são as sub-bacias 11, 17, 18, 20 e 23. Assim, deve-se fazer um estudo regionalizado para obter informações mais específicas destas áreas nos períodos de estiagem (vazão específica mínima), nas áreas sujeitas às maiores enchentes (vazão específica máxima) e na disponibilidade de água da bacia (vazão específica média de longo período).

As vazões mínimas, como a de sete dias de duração e período de retorno de 10 anos ($Q_{7,10}$), e as obtidas da curva de permanência para 98, 95 e 90 por cento de probabilidade (Q_{98} , Q_{95} e Q_{90}) são valores característicos do comportamento da estiagem em uma bacia hidrográfica, enquanto a vazão média de longo período (Q_m), corresponde a síntese de todas as vazões ao longo do tempo. A vazão $Q_{7,10}$ média (233,30 m³/s) apresenta um enfoque estatístico, e é considerada como variável aleatória à qual se aplica técnicas estatísticas para avaliar sua probabilidade de ocorrência. Corresponde a um valor que, em média, a cada 10 anos, será igualado ou inferiorizado pelo escoamento médio de estiagem do rio em quaisquer 7 dias consecutivos (Tucci;Mendes, 2006; Tundisi, 2003).

Estas três modalidades de vazões são utilizadas em vários Estados brasileiros como "vazão de referência", para definição de critérios de outorga de direito de uso de água. Por exemplo, nos Estados de Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo e Paraná utilizam a vazão $Q_{7,10}$ (Tucci, 1998; 2002). De acordo com a Lei Estadual nº 9.034 de 1994, quando a soma das vazões captadas em uma determinada bacia hidrográfica, ou em parte desta, superar 50% (cinquenta por cento) da respectiva vazão de referência, a mesma será considerada crítica e haverá gerenciamento especial que levará em conta a disponibilidade hídrica a partir das descargas líquidas calculadas nos exutórios (Pontos de Monitoramento) dos cursos de água de cada sub-bacia.

Nos valores de vazão que indicam que as vazões são maiores ou iguais a ela durante a porcentagem do tempo para a vazão de referência, a classe do rio é atendida pelo menos à aquela porcentagem do tempo. Adicionalmente, pode-se estabelecer que o rio deva ter pelo menos a classe inferior a esta para as vazões entre 95% e 100%, garantindo assim, certos condicionantes do rio (ANA, 2015; ANA, 2010; Tucci, 2002); Vilella;Matos, 1975). A maior importância para o gerenciamento dos recursos hídricos é a de garantir uma vazão que deva ser mantida no rio. Na comparação dos volumes de água disponíveis é necessário verificar a demanda social estabelecida pela ONU (1000 m³/hab ano) para avaliação da disponibilidade hídrica mundial (global e por país) e nacional (por estado). A bacia apresenta disponibilidade hídrica suficiente para abastecer os reservatórios e a avaliação dos efeitos das medidas de adaptação na alocação ótima de recursos hídricos sob condições variadas de disponibilidade de água deve ser monitorada (Liu et al., 2018).

Para compatibilizar valores das sub-bacias que apresentam as nascentes do rio principal em suas áreas e por terem dimensões diferentes, foi obtida a informação espacial da vazão específica, definida como sendo a vazão dividida pela área de drenagem de cada uma das doze sub-bacias (Figura 9). O índice de vazão específica médio foi determinado pela razão entre a vazão média em uma dada seção de medição e a respectiva área de drenagem (Tucci, 2002). De acordo com este autor, existe uma tendência de redução da vazão específica de montante para jusante, conforme o aumento do tamanho da bacia e o comprimento do rio.

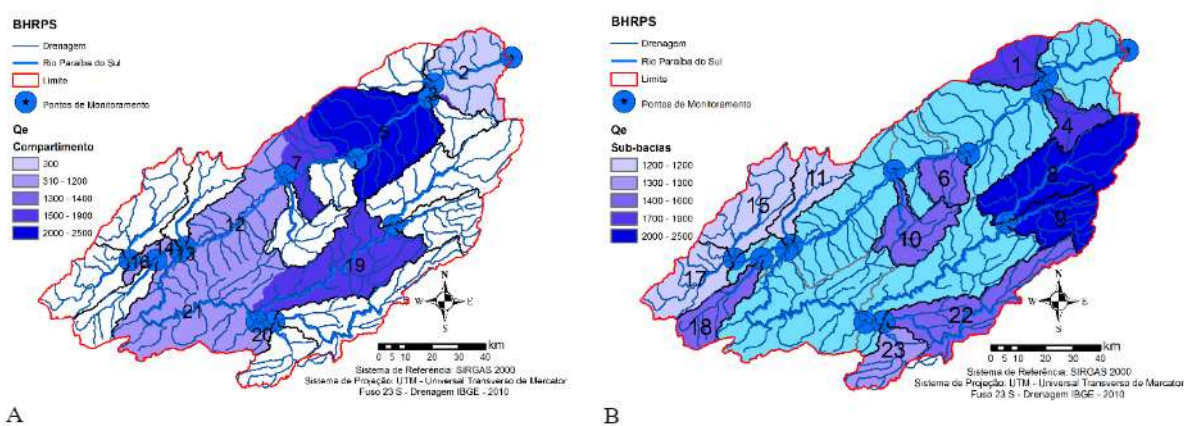


Figura 9. Vazão específica (Q_e ; $L.s^{-1}.km^{-2}$) dos onze compartimentos (A) e das doze sub-bacias (B) da BHRPS – SP.

A apresentação dos dados obtidos para o zoneamento hidrológico foi feita através da análise espacial de cada sub-bacia considerando a posição de cada uma delas no Rio Paraíba do

Sul. O zoneamento, a partir da vazão específica (Figura 9), pode ser utilizado como uma técnica para melhorar o entendimento e qualidade dos dados hidrológicos, tendo em vista que é obtida para a área de influência em cada unidade experimental, tais como as sub-bacias e compartimentos da BHRPS em km². Tucci (1998; 2002) relata em seu trabalho que ocorre uma tendência de redução da vazão específica conforme o aumento do tamanho da bacia e o comprimento do rio. Dessa forma assegura que as cabeceiras (regiões das sub-bacias) costumam apresentar maiores precipitações e declividade, isso reflete no efeito de armazenamento de água no sistema da bacia a jusante de um rio nas áreas de cabeceiras.

A vazão específica é a vazão média distribuída pela área de drenagem de cada unidade experimental para que se possa compatibilizar valores da vazão nas regiões de dimensões diferentes no interior da BHRPS. Neste sentido, a BHRPS apresenta as sub-bacias 8 e 9 com Q_e de maiores valores. Como a Q_e diminui conforme aumenta o tamanho da bacia hidrográfica, estudos utilizando os valores fluviométricos devem ser desenvolvidos na área.

Os valores determinados se constituem em um importante instrumento da Política Nacional dos Recursos Hídricos do Brasil (BRASIL, 1997), bem como em políticas internacionais, corroborado com os trabalhos de Fu et al. (2018); Geussens et al. (2019) e Ghaley et al. (2014) na definição de métricas para serviços ecossistêmicos e por fornecer a estimativa estatística da disponibilidade hídrica dos ecossistemas hidrológicos das sub-bacias e dos compartimentos da BHRPS. A investigação das vazões e dos processos envolvidos é importante no intuito de proporcionar subsídios que fundamentam a tomada de decisões e auxiliam no planejamento e manejo do uso racional dos recursos hídricos, permitindo adequar os fatores socioeconômicos aos ecológicos (FAO, 2017; FAO, 2020), respeitando-se a sazonalidade dos corpos hídricos, de forma a não interferir de maneira negativa na hidrodinâmica da BHRPS.

O recurso hídrico superficial se constitui da origem do escoamento básico dos rios e o aquífero confinado representa uma área de reserva de água nas rochas (Valle Junior et al., 2014). Entretanto, nem todas as formações geológicas possuem características hidroquímicas e hidrodinâmicas (Sreekanth et al., 2018; Martins et al., 2019) que permitam a exploração econômica de águas subterrâneas através de poços tubulares profundos, para médias e grandes vazões. Uma política conseqüente de aproveitamento das águas deve partir da premissa fundamental de que a água subterrânea é um recurso estratégico e sua exaustão e degradação

podem acarretar consequências irreversíveis. Sendo assim, é imprescindível os estudos das vazões superficiais.

No mapa de classes de capacidade potencial do uso do solo, observa-se a ocupação do território da BHRPS referente à atribuição de valores à classe de Capacidade de Uso Potencial, no raster do mapa de densidade de drenagem, declividade, uso potencial e uso atual do solo, operação “álgebra de mapas” nos rasters parciais, com obtenção do mapa final (Figura 10).

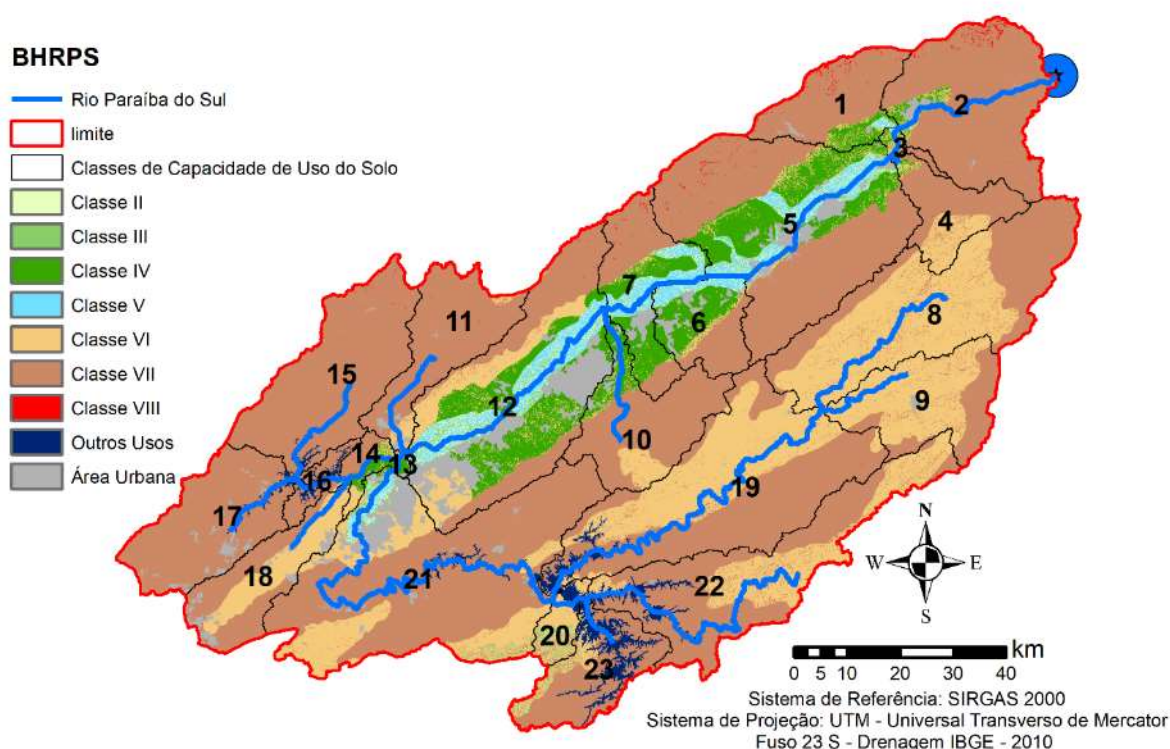


Figura 10. Classe de capacidade de uso do solo da BHRPS.

As classes predominantes na área da BHRPS são VI e VII – apta para culturas permanentes e apta apenas para pastagens bem manejadas, reflorestamentos e cultivos perenes. Na calha no rio Paraíba do Sul observa-se as classes III – Apta para culturas, e IV – Apta para cultivos com mínimo revolvimento do solo; e V – Culturas, pastagens e reflorestamento.

No tocante as outras classes, a região não é recomendada de Uso, Manejo e Práticas Conservacionistas nas classes I e II. Deve-se considerar a classe VIII, que são impróprias para culturas, pastagens ou reflorestamentos. Servem como abrigo e proteção para a fauna e flora silvestres, ambiente para recreação e armazenamento de água. Encontram-se também nesta

classe as áreas com restrição ao uso agrícola estabelecidas pela legislação, denominadas de Áreas de Preservação Permanente - APP.

A vulnerabilidade e o conflito de uso do solo são observados na Figura 11 A e B. A espacialização das áreas denota as regiões mais suscetíveis à erosão, o que possibilita obter informações do ordenamento territorial no que tange aos conflitos de uso e direcionar técnicas para a contenção das perdas de solo e, conseqüentemente, reduzir a produção de sedimentos.

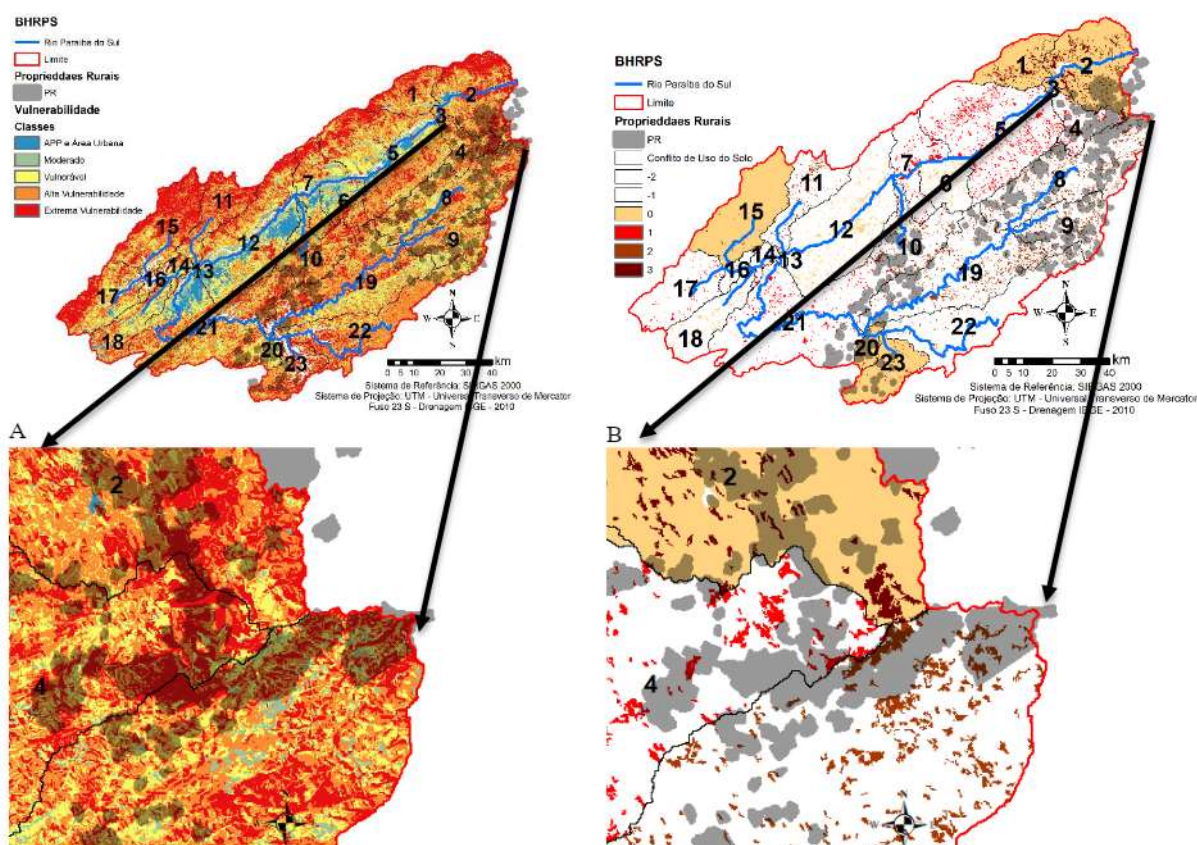


Figura 11. Conflito de Uso (A) e Vulnerabilidade Ambiental (B) da BHRPS – SP.

O grau de vulnerabilidade foi estabelecido em área de preservação permanente – APP e áreas urbanas; moderado; vulnerável, alta vulnerabilidade e extremamente vulnerável. Com base na análise dos dados coletados, o Índice de Vulnerabilidade Ambiental para a BHRPS é mais proeminente nas áreas mais altas e mais íngremes e com a classe de capacidade de uso VII, com intenso conflito de uso (em destaque na Figura 11 A e B). A ausência de uso do solo conforme a capacidade de sustentação ocasiona um impacto negativo na bacia, com oposição de interesses entre as funções econômicas e ambientais (Nguyen; Liou, 2019).

No desenvolvimento das práticas agrícolas nas propriedades rurais, o conflito de uso do solo é o desafio que os produtores precisam resolver para atingir um manejo sustentável do solo. Embora os conflitos nem sempre possam ser resolvidos, tendo em vista a função social no desenvolvimento do trabalho rural, a resolução de uma área com conflito 1, 2 ou 3 caracteriza-se pela elaboração de um planejamento que pode auxiliar os produtores rurais a conservar e preservar os recursos naturais da região.

A compreensão da dinâmica hidrogeomorfológica da área de estudo, a partir dos dados de morfometria, ambientais e climatológicos das sub-bacias possibilitou a elaboração de prognósticos para uma gestão mais eficiente do uso e cobertura natural do solo e dos recursos hídricos. Os mapas temáticos da disponibilidade hídrica e a análise dos ecossistemas naturais das sub-bacias na ótica de valor econômico, social e ecológico podem auxiliar na elaboração de métricas para esquemas de determinação dos serviços ecossistêmicos, corroborando com Núñez-Regueiro et al. (2019), para a produção agrícola e para a conservação ambiental, que irão servir a sociedade como um todo.

Na análise multivariada das métricas estabelecidas pode-se observar o efeito do impacto da interferência humana na disponibilidade hídrica da bacia Rio Paraíba do Sul, no Corredor Sudeste da Mata Atlântica Brasileira (Figura 12).

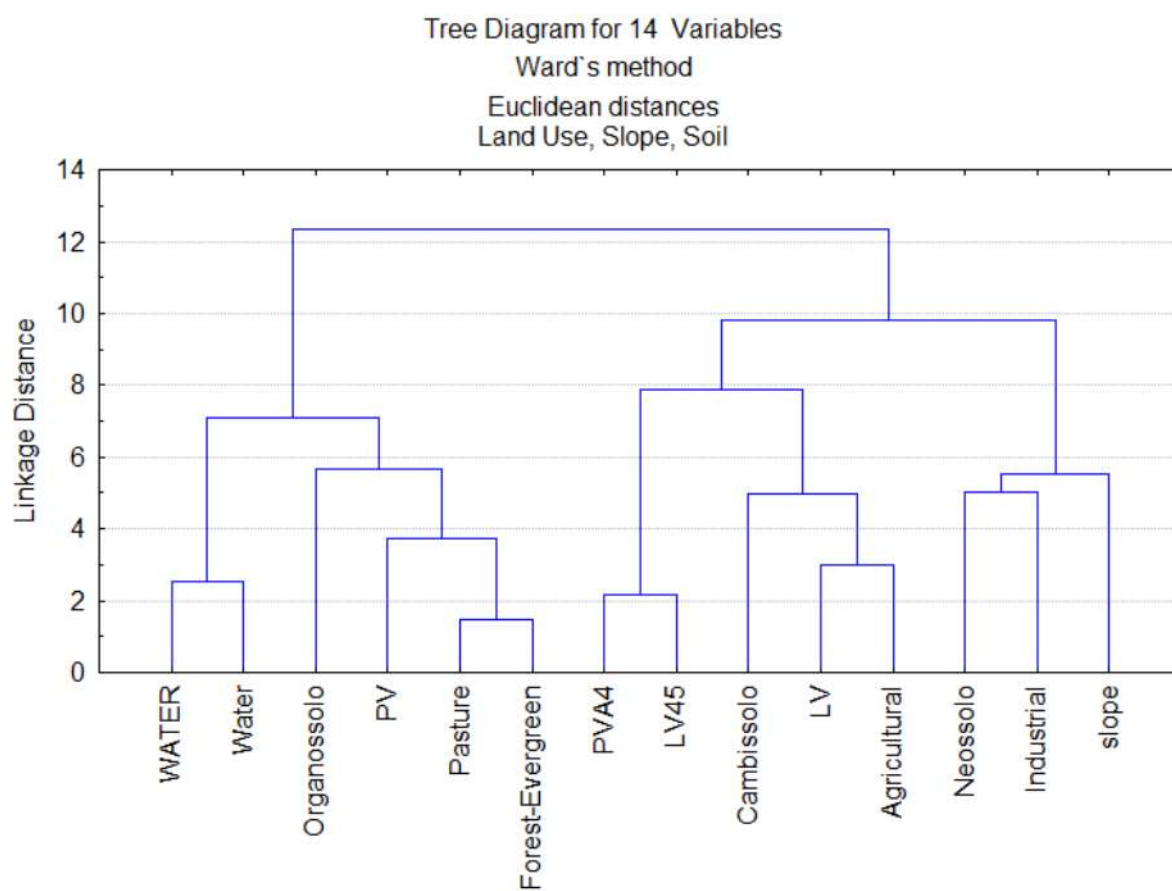


Figura 12. Análise de cluster considerando o uso do solo, declividade e solo.

As variáveis ambientais mais sensíveis às ações antrópicas formaram um grupo específico caracterizado por áreas com água, com solos altamente erosivos como os Argissolos e solos com alto teor de matéria orgânica, áreas de pastagem e áreas com cobertura vegetal arbórea. Na figura 12 ocorre a separação dos grupos das sub-bacias e compartimentos. No grupo com maior vulnerabilidade e áreas de conflito estão as áreas com maior intensidade de declive em solos mais suscetíveis à erosão nas regiões das sub-bacias 21, 12, 5 que estão localizadas próximo a calha do rio principal e as sub-bacias 23, 19, 9, 8, 15, 2 e 1. (Figura 13).

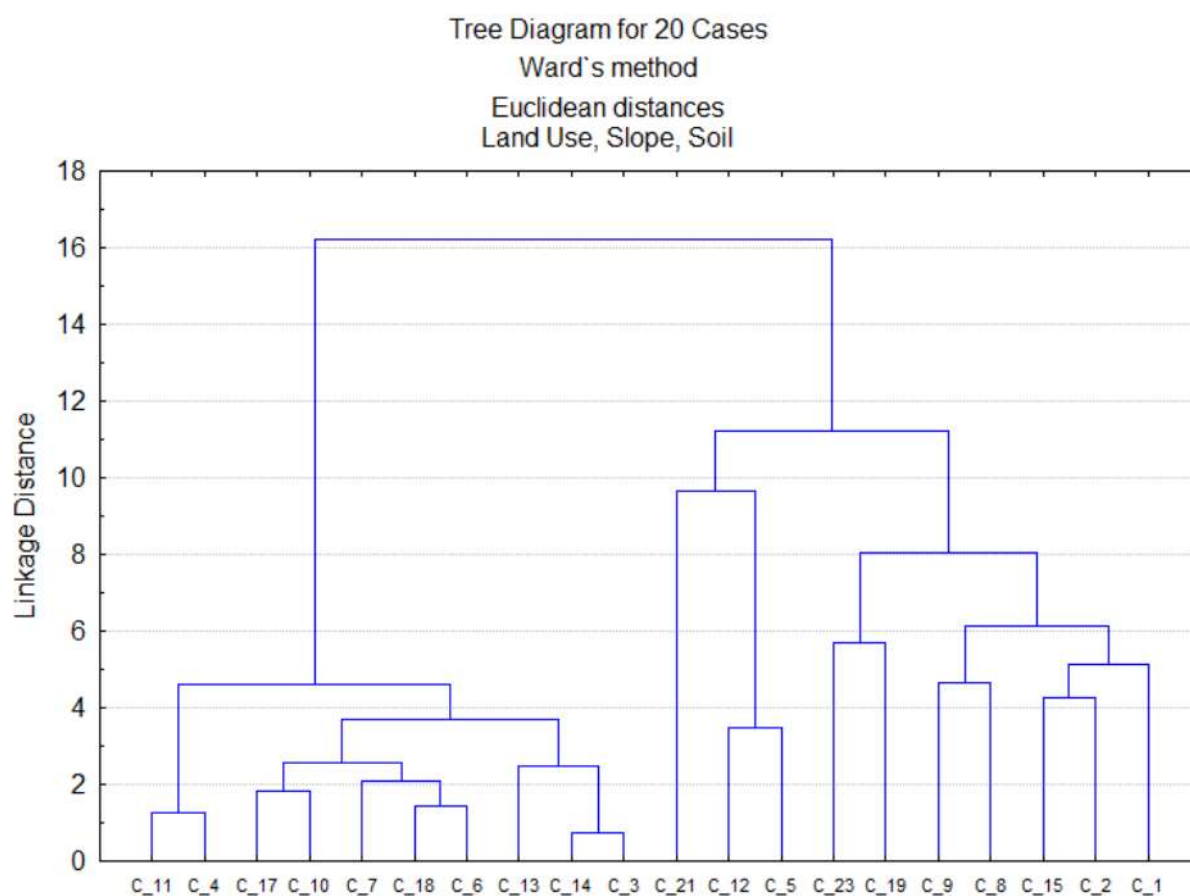


Figura 13. Análise de cluster considerando o uso do solo, declividade e solo nos compartimentos hidrológicos.

Os incentivos econômicos a serem atribuídos a partir da classificação dos valores das métricas hidrológicas podem ser considerados os bens ecossistêmicos produzidos em cada sub-bacia. A capacidade de produção agrícola sustentável e considerando o agronegócio, a formulação de políticas agrícolas que visem as boas práticas de manejo em cada sub-bacia e a restauração das áreas degradadas (Veldman et al., 2019) deve ser compreendida em cada sub-bacia. A partir do cálculo da porcentagem de produção hídrica em cada unidade e do uso do solo, considerando o ecossistema natural, pode-se verificar as áreas mais propícias para tornar áreas de compensação para investimentos ambientais.

As áreas destinadas à compensação ambiental são complexas. Nos casos das sub-bacias que requerem compensação, as atividades de recomposição serão necessárias, e os produtores terão gastos para manter e proteger suas áreas. Uma vez determinada a área que poderá servir como um ambiente ecossistêmico natural, a mesma deverá ter um bem econômico e terá a função ecológica na providência de serviços ecossistêmicos (Westerink et al., 2017; Escobar et

al., 2013), em detrimento de áreas de produção agrícola. Assim, é de suma importância identificar as áreas que são economicamente viáveis e as áreas que servem para proteção (Fan; Chen, 2019). O pagamento por serviços ambientais (PSA) considerando as sub-bacias com mais disponibilidade hídrica serão áreas de Proteção Hídrica e deverão receber incentivos fiscais com geração de incentivos econômicos (Canova et al., 2019; Cheng et al., 2019); Ruffo et al., 2009; Sagoff, 2011).

O projeto para definir as métricas que irão fazer parte do cálculo para gerar os incentivos econômicos para o PSA irá permitir aos produtores rurais a condução mais adequada das atividades de conservação e proteção aos recursos hídricos nas áreas prioritárias. Sartre et al. (2016) enfatiza o desenvolvimento sustentável e a necessidade de políticas públicas para as práticas de manejo do uso do solo nas áreas rurais.

O Produtor de Água será reconhecido como protetor das áreas prioritárias para a produção de água para bens e serviços. A partir deste serviço ecossistêmico, os ambientes naturais serão reconhecidos pela sociedade e o produtor irá ser pago pela produção de água (Maes et al., 2016; Burkhard et al., 2012). A partir dos dados do Levantamento das Propriedades Rurais do Projeto “Recuperação de Serviços de Clima e Biodiversidade no Corredor Sudeste da Mata Atlântica Brasileira” – Conexão Mata Atlântica (<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/conexao/>), que tem como objetivo aumentar a proteção da biodiversidade e da água e combater mudanças climáticas, foram estabelecidas as áreas hidrológicas com as propriedades rurais (Figura 9).

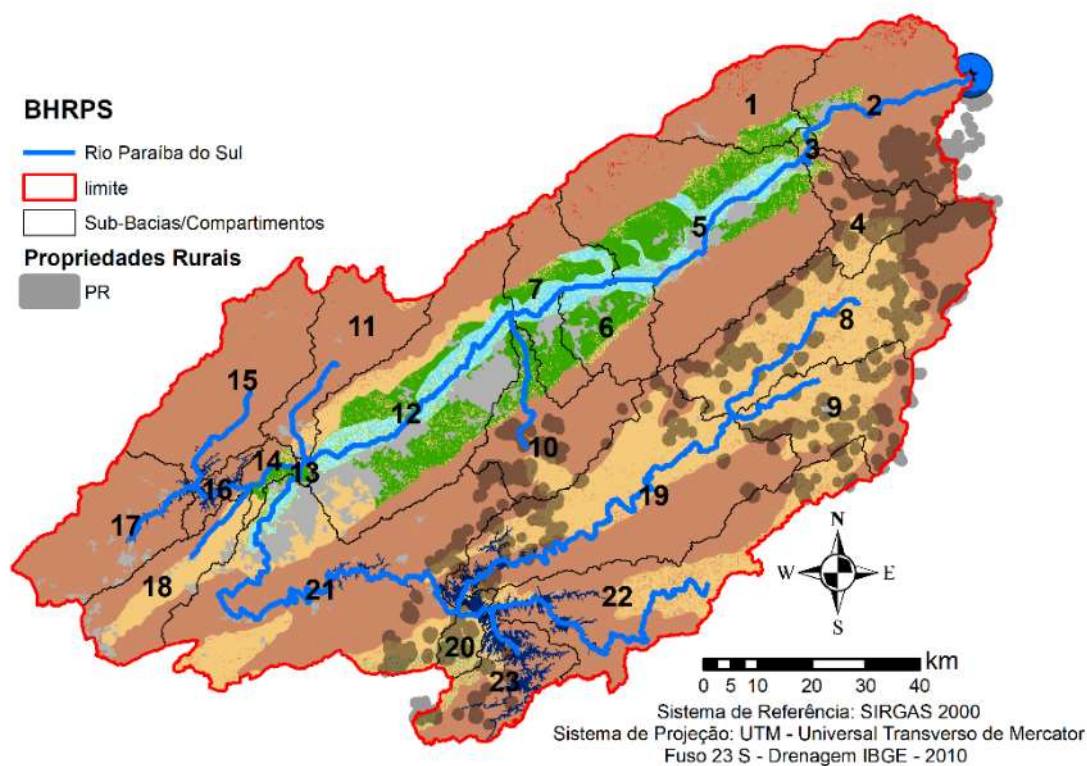


Figura 14. Propriedades Rurais nas sub-bacias da BHRPS – SP.

Para o estudo, foram cadastradas 337 propriedades rurais. As propriedades promovem atividades de conservação da vegetação nativa e adoção de sistemas produtivos.

Usuários da bacia

- Proprietários Rurais e Proprietários Urbanos
- Produtores Rurais
- População urbana e rural
- Empreendedores
- Indústrias
- Cidades
- Uso da água para diversos fins
- Grupos e organizações diversas

Análise dos conflitos com o resultado obtido na modelagem

- Áreas de preservação permanentes com uso diversos
- Implantação de sistemas produtivos sem a aplicação de práticas conservacionistas
- Estradas rurais degradadas
- Processo erosivo intenso

Recomendação de um manejo adequado visando a recuperação sustentável do meio ambiente e melhoria da qualidade da água

A degradação do solo consiste na diminuição da capacidade de produção ocasionada por diferentes processos que conduzem a perda de nutrientes e de matéria orgânica, aumento da acidez e compactação. Assim, quando o processo erosivo torna-se evidente constata-se a formação de sulcos, principalmente pela alteração da textura do solo nas camadas mais superficiais.

Na imagem é visível o processo erosivo à montante da bacia hidrográfica, confirmando os dados obtidos em campo. Nessas áreas, o processo erosivo é muito intenso, removendo os nutrientes e ocasionando a perda de solo para as regiões mais baixas, ao longo da rede de drenagem, enfatizando o processo de sedimentação.

Prioridades para o manejo integrado da bacia hidrográfica:

- Desenvolver planos de ação para melhorar a qualidade do recurso hídrico e do solo
- Monitorar a qualidade do recurso hídrico: coletar água e analisar mensalmente
- Monitorar a qualidade do solo: coletar e realizar análise do solo para verificar sua qualidade
- Monitorar as atividades agropecuárias
- Melhorar o manejo das atividades agrícolas

- Implantar boas práticas conservacionistas no solo para diminuir a intensidade do processo de erosão, como manter a cobertura do vegetal no solo; construir terraços e implantar sistemas produtivos em nível
- Conservar e preservar as matas ciliares
- Fazer uma recomposição florestal, unindo fragmentos de menor tamanho a outros fragmentos e áreas ciliares
- Recuperar áreas degradadas, principalmente algumas áreas de pastagem
- Desenvolver cursos de boas práticas de manejo agrícola e agropecuário
- Desenvolver cursos de uso racional do recurso hídrico
- Aplicar a educação ambiental nas escolas

Exemplos de Boas Práticas de Manejo

Vegetação nas linhas de nível; lagoas de estabilização; valas gramadas; gestão de nutrientes; conservação das zonas úmidas; bacia de filtração; lavoura de conservação; manutenção sistema de fossa séptica; estabilização de voçorocas (Exemplos de *BMPs*: *vegetated filter stipe*, *wet ponds*; *grassy swales*; *nutrient management*; *wetlands*; *filtration basin*; *conservation tillage*; *septic system maintance*; *streambank stabilization*).

6. CONCLUSÃO

A análise estatística multivariada dos resultados das variáveis relacionadas as ações antrópicas no que tange aos impactos revelou contribuições estatisticamente significativas das ações antrópicas para os efeitos do recurso hídricos nas sub-bacias e compartimentos.

A análise dos dados evidencia um papel significativo para a influência das atividades humanas na produção de água em bacias hidrográficas e como esses se relacionam e são distribuídos espacialmente. O dano ambiental causado pelas atividades antrópicas nos locais com vulnerabilidade mais intensa e com conflito de uso deve ser reparado. Assim, este estudo de caso destaca a importância de realizar um monitoramento hidrogeológico e ilustra como uma combinação de ações aumenta o peso das evidências científicas para apoiar a avaliação de risco de deterioração locais, permitindo a tentativa de identificação de associações entre fatores ambientais específicos e efeitos das ações antrópicas negativas.

A influência das ações humanas no clima é caracterizada nas variações naturais que afetam a temperatura, a precipitação e outros aspectos do clima de escala local a global, em escalas de tempo de dias a décadas e mais. A variação espacial geográfica do uso do solo ocasiona uma alternância irregular na qualidade do solo e consequente efeito no recurso hídrico, que causa mudanças regionais significativas nos padrões de temperatura e precipitação.

As métricas definidas para o pagamento por serviços ambientais são a vulnerabilidade e o conflito de uso associadas às ações antrópicas. As mudanças do uso do solo são causam diferentes influências ambientais e levam a diferentes padrões observados na condução das atividades agrícolas e de produção animal.

Nos padrões geográficos e temporais, de acordo com os resultados apresentados conclui-se que é necessário conhecer a disponibilidade hídrica ao longo do tempo para elaborar um plano de gestão de regulação da água e do solo mais eficiente em uma bacia hidrográfica. As estimativas das vazões das regiões dos compartimentos hidrológicos fornecem informações importantes para a tomada de decisão no processo de outorga dos recursos hídricos e as métricas outorgáveis podem ser utilizadas conforme a disponibilidade hídrica para os períodos sazonais definidos no estudo.

- A adoção das vazões de permanência anuais Q95 e Q90 como vazão de referência nos rios pode ser eficiente para o planejamento de esquemas para os serviços ecossistêmicos no que tange à disponibilidade hídrica em cada compartimento hidrológico.

A mudança do uso do solo para um sistema de produção agrícola sustentável deverá ser premissa básica no sentido de propor políticas públicas para criar pontes de cooperação, em benefício da economia do País entre os produtores de água e os consumidores de água.

As métricas definidas neste trabalho podem auxiliar o formato da legislação voltada para as atividades demandadas, no pagamento por serviço ambiental – produtor de água, a partir da abordagem quantitativa.



Teresa Cristina Tarlé Pissarra

19 de janeiro de 2021.

7. BIBLIOGRAFIA – Lista de referências bibliográficas das obras citadas no texto.

ALCON, F.; MARÍN-MIÑANO, C.; ZABALA, J. A.; DE-MIGUEL, M. D.; MARTÍNEZ-PAZ, J. M. Valuing diversification benefits through intercropping in Mediterranean agroecosystems: A choice experiment approach. **Ecological Economics**, v. 171, pp.106593, 2020.

ALEXANDER, R.B.; BOYER, E.W.; SMITH, R.A.; SCHWARZ, G.E.; MOORE, R.B. The role of headwater streams in downstream water quality 1. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v.43, n.1, pp.41-59, 2007.

ALMEIDA, F. F. M. et alii. **Mapa Geológico do Estado de São Paulo**. São Paulo, IPT, 1981. vol. 1, 126p (Nota Explicativa).

ALVARES, C. A., STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., DE MORAES, G., LEONARDO, J., & SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ALVES-PINTO, H. N.; LATAWIEC, A. E.; STRASSBURG, B. B.; BARROS, F. S.; SANSEVERO, J. B.; IRIBARREM, A., ...; SILVA, A. C. Reconciling rural development and ecological restoration: strategies and policy recommendations for the Brazilian Atlantic Forest. **Land Use Policy**, v.60, p. 419-426, 2017.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Estudos auxiliares para a gestão do risco de inundações da bacia do rio Paraíba do Sul. Disponível em <http://gripbsul.ana.gov.br/ABacia.html>. Acesso em 23 de mai. de 2020.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS, 2005. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. Cadernos de Recursos Hídricos, ANA/MMA: Brasília - DF, v. 1, p. 176, 2005. Disponível em: <www.portalpnqa.ana.gov.br/Publicacao/PANORAMA_DA_QUALIDADE_DAS_AGUAS.pdf>. Acesso em: 23 mai. 2020.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS, 2015. **ANA divulga relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil – Informe 2014**. Disponível em: http://www2.ana.gov.br/Paginas/imprensa/noticia.aspx?id_noticia=12683. Acesso em: 23 mai. 2020.

ANDRADE, E. M., GUERREIRO, M. J. S., PALÁCIO, H. A. Q., & CAMPOS, D. A. Ecohydrology in a Brazilian tropical dry forest: thinned vegetation impact on hydrological functions and ecosystem services. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, n.27, p.100649, 2020.

ARAÚJO, R. S., & CHRISPIM, Z. M. P. Anthropic Actions in the Environment: The Idea of “Environmental Underdevelopment”. **Environ Pollut Climate Change**, v.1, n.126, p.2, 2017.

ARONOFF, S. **Geographic Information Systems: a management perspective**. Otowa, WDL Publication, 1989, 295p.

ASSAD, E.D., SANO, E.E. **Sistemas de Informações Geográficas: Aplicações na Agricultura**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, Brasília, 1993. 274p.a

BARBOSA, J. P. M. Utilização de método de interpolação para análise e espacialização de dados climáticos: o SIG como ferramenta. **Caminhos da Geografia**, (UFU), v. 9, n. 17, p. 85-96, 2006. [Links]

BELLVER-DOMINGO, A., HERNÁNDEZ-SANCHO, F., & MOLINOS-SENANTE, M. A review of Payment for Ecosystem Services for the economic internalization of environmental externalities: A water perspective. **Geoforum**, v.70, p.115-118, 2016.

BIÉNABE, E.; DUTILLY-DIANE, C.; KARSENTY, A.; LE COQ, J. F. Ecosystem services, payments for environmental services, and agri-chains: what kind of regulation to enhance sustainability?". **Springer**. 2018.

BÖRNER J, BAYLIS K, CORBERA E, EZZINE-DE-BLAS D, HONEY-ROSÉS J, et al. The effectiveness of payments for environmental services. **World Dev**. v.96, p.359–74, 2017.

BÖSCH M, ELSASSER P, WUNDER S. Why do payments for watershed services emerge? A cross-country analysis of adoption contexts. **World Dev**. v.119, p.111–19, 2019.

BRASIL. Lei 12651/2012. **Código Florestal Brasileiro** [on line] http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm

BRASIL. **Lei das Águas** – Lei nº 9.433, de 8 de Janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei 8.001, de 12 de Março de 1990, que modificou a Lei nº7.990 de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 09 janeiro 1997.

BURKHARD, B., KROLL, F., NEDKOV, S., & MÜLLER, F. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. **Ecological indicators**, v.21, p.17-29, 2012.

CALDAS, A.M.; PISSARRA, T.C.T.; COSTA, R.C.A., NETO, F., ZANATA, M., PARAHYBA, R.; PACHECO, F.A. Flood vulnerability, environmental land use conflicts, and conservation of soil and water: A study in the Batatais SP municipality, Brazil. **Water**, v.10, n.10, p.1357, 2018.

CANOVA, M. A., LAPOLA, D. M., PINHO, P., DICK, J., PATRICIO, G. B., & PRIESS, J. A. Different ecosystem services, same (dis) satisfaction with compensation: A critical comparison between farmers' perception in Scotland and Brazil. **Ecosystem services**, v.35, p.164-172, 2019.

CATI – Coordenadoria de Assistência Técnica Integral – **Mapa de Classes de Capacidade Potencial de Uso das Terras**. São Paulo, 2017.

CHAZDON, R. L. Towards more effective integration of tropical forest restoration and conservation. **Biotropica**, v.51, n. 04, 2019.

CHENG, B., LI, H., YUE, S., & HUANG, K. A conceptual decision-making for the ecological base flow of rivers considering the economic value of ecosystem services of rivers in water shortage area of Northwest China. **Journal of Hydrology**,v.578, p.124126, 2019.

CHRISTOFOLETTI, A. **Análise morfométrica das bacias hidrográficas do Planalto de Poços de Caldas**. Rio Claro, 1970. 215p. Tese (Livre-Docência) - Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade Estadual Paulista.

CLEMENTS T, MILNER-GULLAND EJ. Impact of payments for environmental services and protected areas on local livelihoods and forest conservation in northern Cambodia. **Conserv. Biol**. v.29, n.1, p.78–87, 2015.

COSTA, R. C. A., PEREIRA, G. T., PISSARRA, T. C. T., SIQUEIRA, D. S., FERNANDES, L. F. S., VASCONCELOS, V., ... & PACHECO, F. A. L. Land capability of multiple-landform watersheds with environmental land use conflicts. **Land use policy**,v. 81, p.689-704, 2019.

COSTA, R. C. A.; PISSARRA, T. C. T.; CALDAS, A. M.; VALLE JUNIOR, R. F. do. Land use conflict and morphometric indicators for land use policy management. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S. l.], v. 25, n. 3, p. 467–476, 2020. DOI: 10.1590/s1413-41522020154825.

COSTANZA R, D'ARGE R, DE GROOT R, FARBER S, GRASSO M, HANNON B, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v.387, p.253–260, 1997.

CREPANI, E., MEDEIROS, J. D., HERNANDEZ FILHO, P., FLORENZANO, T. G., DUARTE, V., & BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos: INPE, 124p., 2001.

CURI, P. R. A similaridade na análise de agrupamento: coeficiente de correlação e distância.. **Ciênc. Cult.**, São Paulo, v.35, n.11, p.1678 - 1685, 1983b.

CURI, P. R. Análise de agrupamento: métodos sequenciais, aglomerativos e hierárquicos. **Ciênc. Cult.**, São Paulo, v.35, n.10, p.1416 - 1429, 1983a.

DAEE, **Regionalização Hidrológica**. Metodologia para a determinação de variáveis hidrológicas. http://www.daee.sp.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=745. 1994.

DANESHI, A., BROUWER, R., NAJAFINEJAD, A., PANAH, M., ZARANDIAN, A., & MAGHSOOD, F. F. Modelling the impacts of climate and land use change on water security in a semi-arid forested watershed using InVEST. **Journal of Hydrology**, p. 125621, 2020.

DONG, F., JAVED, A., SABER, A., NEUMANN, A., ARNILLAS, C. A., KALTENECKER, G., & ARHONDITSIS, G. A. Flow-Weighted Ensemble Strategy To Assess The Impacts Of Climate Change On Watershed Hydrology. **Journal of Hydrology**, p. 125898, 2020.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro, 2ª edição, 2006. 367p.

ENGEL S. The devil in the detail: a practical guide on designing payments for environmental services. **Int. Rev. Environ. Resour. Econ.** V.9, n.1–2, p.179–207, 2016.

ESCOBAR, M. M., HOLLAENDER, R., & WEFER, C. P. Institutional durability of payments for watershed ecosystem services: Lessons from two case studies from Colombia and Germany. **Ecosystem Services**, v.6, p.46-53, 2013.

FAN, M., & CHEN, L. Spatial characteristics of land uses and ecological compensations based on payment for ecosystem services model from 2000 to 2015 in Sichuan Province, China. **Ecological informatics**, v.50, p.162-183, 2019.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Strategic programme to make agriculture, forestry and fisheries more productive and sustainable**. p. 1-28, 2017. Disponível em: <http://www.fao.org/publications/card/en/c/021f962-c228-4c99-b8b0-01f70ed85293/>. Acesso em: 25 nov. 2020..

FAO, http://www.fao.org/tempref/FI/CDrom/FAO_Training/FAO_Training/General/x6705e/x6705e03.htm (There are a number of good ways to measure the amount of water in a stream or a canal. What method of measurement you should use will depend on several factors: (2020)

- FARLEY, J., COSTANZA, R. **Payments for ecosystem services: from local to global**. 2010.
- FERNANDES, A., FERREIRA, A., SANCHES FERNANDES, L.F, CORTES, R.M.V., PACHECO, F.A.L. Path modelling analysis of pollution sources and environmental consequences in river basins. **WIT Transactions on Ecology and the Environment** 228, 79–87, 2018.
- FLORENZANO, T. G. Cartografia. **Geomorfologia: conceitos e tecnologias atuais**. São Paulo: Oficina de Textos. p. 105-128, 2008. [Links]
- FRANÇA, G.V. **Interpretação fotográfica de bacias e de rede de drenagem aplicada a solos da região de Piracicaba, SP**. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 1968. 151p. (Tese de Doutorado)
- FU, Y., ZHANG, J., ZHANG, C., ZANG, W., GUO, W., QIAN, Z., ... & FENG, J. Payments for Ecosystem Services for watershed water resource allocations. **Journal of hydrology**, 556, 689-700, 2018.
- GEBRESILASSIE, A., TADDELE, Y. D., HAILU, D., BAYABIL, H., & SISAY, K. Impacts of Climate and Land Use Change on Hydrological Response in Gumara Watershed, Ethiopia. **Authorea Preprints**, 2020..
- GEUSSENS, K., VAN DEN BROECK, G., VANDERHAEGEN, K., VERBIST, B., & MAERTENS, M. Farmers' perspectives on payments for ecosystem services in Uganda. **Land use policy**, v.84, 316-327, 2019.
- GHALEY, B. B., VESTERDAL, L., & PORTER, J. R. Quantification and valuation of ecosystem services in diverse production systems for informed decision-making. **Environmental science & policy**, n.39, 139-149, 2014.
- HORTON, R.E. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Bull. Geol. Soc. Amer.**, Colorado, v. 56, n. 3, p. 275 - 370, 1945.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Informações sobre os municípios brasileiros**, 2016. Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br>. Acesso em: 23 nov. 2020.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa da Vegetação Brasileira**, 2009. Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br>. Acesso em: 23 nov. 2020.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 92p. (Manual Técnico de Geociências).
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA **Censo Demográfico 2010**, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. Disponível em: <http://www.censo2010.ibge.gov.br>. Acesso em: 31 March, 2020.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, IBGE, São Paulo, 1972. **Carta do Brasil ao Milionésimo**. Cartas Topográficas em Escala 1:50.000.
- IGG-SP-INSTITUTO GEOLÓGICO E GEOGRÁFICO, IGG, São Paulo, 1963; 1971. **Mapeamento do Estado de São Paulo – SP - Brasil**.
- IPCC - The Intergovernmental Panel on Climate Change **Global Warming of 1.5°C: An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5°C Above Pre-Industrial Levels and**

Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty, V. Masson-Delmotte *et al.*, Eds. (World Meteorological Organization, Geneva, 2018).

IPT. INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO - **Mapa Geológico do Estado de São Paulo**. Divisão de Minas e Geologia Aplicada. São Paulo, 1981. v.1-2.

IUCN, 2017. International Union for Conservation of Nature. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2016.3. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acesso em 27, ago. 2020.

KOSCHKE, L., FÜRST, C., FRANK, S., & MAKESCHIN, F. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. **Ecological indicators**, v. 21, p. 54-66, 2012.

LEPSCH, I.F. O inventário de solos como base ao planejamento racional do uso da terra. In: FUNDAÇÃO CARGILL. **Aspectos de manejo do solo**. Campinas, 1985. p.1-42.

LIU, D., GUO, S., SHAO, Q., LIU, P., XIONG, L., WANG, L., ... & WANG, Z. Assessing the effects of adaptation measures on optimal water resources allocation under varied water availability conditions. **Journal of Hydrology**, v.556, p.759-774, 2018.

MACHADO, E. R., DO VALLE JÚNIOR, R. F., FERNANDES, L. F. S., & PACHECO, F. A. L. The vulnerability of the environment to spills of dangerous substances on highways: A diagnosis based on Multi Criteria Modeling. **Transportation research part D: transport and environment**, v.62, p.748-759, 2018.

MAES, J., LIQUETE, C., TELLER, A., ERHARD, M., PARACCHINI, M. L., BARREDO, J. I., ... & MEINER, A. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. **Ecosystem services**, n.17, p.14-23, 2016.

MMA – Ministério do Meio Ambiente – **Mapa de Cobertura Vegetal dos Biomas Brasileiros**, disponível em http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/mapas_cobertura_vegetal.pdf, acessado em julho de 2009.

MARTINS, L., PEREIRA, A., OLIVEIRA, A., SANCHES FERNANDES, L.F., PACHECO, F.A.L. A New Framework for the Management and Radiological Protection of Groundwater Resources: The Implementation of a Portuguese Action Plan for Radon in Drinking Water and Impacts on Human Health. **Water**, v.11, 2019.

MEA. Millennium Ecosystem Assessment, 2005. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Island Press, Washington, DC. Copyright © 2005 World Resources Institute. <https://www.millenniumassessment.org/en/index.html>

MORAES, M. C. P. DE, MELLO, K. DE, & TOPPA, R. H.. Protected areas and agricultural expansion: Biodiversity conservation versus economic growth in the Southeast of Brazil. **Journal of environmental management**, v.188, p.73-84, 2017.

MUÑOZ, J.C., AERTS, R., THIJS, K.W., STEVENSON, P.R., MUYS, B., SEKERCIOGLU, C.H. Contribution of woody habitat islands to the conservation of birds and their potential ecosystem services in an extensive Colombian rangeland. **Agric. Ecosyst. Environ**, v.173, p. 13–19, 2013.

NASCIMENTO, N. S., VIEIRA, E. M., GONÇALVES, J. A. C., & CUNHA, G. D. P. Q. Estudo da vulnerabilidade ambiental em uma micro bacia hidrográfica empregando hierarquia nominal e operador local. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.9, n.03, p.897-916, 2016.

- NGUYEN, K. A., & LIOU, Y. A. Global mapping of eco-environmental vulnerability from human and nature disturbances. **Science of The Total Environment**, n.664, 995-1004, 2019.
- NÚÑEZ-REGUEIRO, M. M., FLETCHER, R. J., PIENAAR, E. F., BRANCH, L. C., VOLANTE, J., & RIFAI, S. Adding the temporal dimension to spatial patterns of payment for ecosystem services enrollment. **Ecosystem Services**, n.36(C), p.1-1, 2019.
- NYATUAME, M., AMEKUDZI, L. K., & AGODZO, S. K. Assessing the land use/land cover and climate change impact on water balance on Tordzie watershed. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 20, p. 100381, 2020.
- OLA, O., MENAPACE, L., BENJAMIN, E., & LANG, H. Determinants of the environmental conservation and poverty alleviation objectives of Payments for Ecosystem Services (PES) programs. **Ecosystem services**, v.35, p.52-66, 2019.
- OLIVEIRA, C. DE, CAROLINA, A., BARBOSA VILAR, M., GONÇALVES JACOVINE, L. A., OLIVEIRA SANTOS, M., & DANIELE JACON, A. Histórico e implementação de sistemas de Pagamentos Por Serviços Ambientais no Estado de Minas Gerais. **Sustainability in Debate/Sustentabilidade em Debate**, v.4, p.1, 2013.
- OLIVEIRA, C. F., DO VALLE JUNIOR, R. F., VALERA, C. A., RODRIGUES, V. S., FERNANDES, L. F. S., & PACHECO, F. A. L. The modeling of pasture conservation and of its impact on stream water quality using Partial Least Squares-Path Modeling. **Science of The Total Environment**, n.697, p.134081, 2019.
- OLIVEIRA, J.B. **Mapa de Solos do Estado de São Paulo**: descrição das classes registradas no mapa pedológico. Campinas: Instituto Agrônomo, 1999. 112p. (Boletim Científico, 45)
- PACHECO, F. A. L., FERNANDES, L. F. S., JUNIOR, R. F. V., VALERA, C. A., & PISSARRA, T. C. T. Land degradation: Multiple environmental consequences and routes to neutrality. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, n.5, p.79-86, 2018.
- PACHECO, F.A.L. Path modelling analysis of pollution sources and environmental consequences in river basins. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, v.228, p.79–87, 2018.
- PARKHURST, G. M. **Payments for ecosystem services**: mechanisms to achieve desired landscape patterns. Weber State University, 2011.
- PEREIRA, M.G., FERNANDES, L.S., CARVALHO, S. et al. Modelling the impacts of wildfires on runoff at the river basin ecological scale in a changing Mediterranean environment. **Environ Earth Sci**, v.75, p.392, 2016. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-5184-y>
- PISSARRA, T. C. T. et al. **Informações básicas para o planejamento ambiental** - Município de Jaboticabal – SP. Jaboticabal: Funep, 2009. p. 1-70.
- PISSARRA, T. C. T., VALERA, C. A., COSTA, R. C. A., SIQUEIRA, H. E., MARTINS FILHO, M. V., JÚNIOR, V., PACHECO, F. A. L. A Regression Model of Stream Water Quality Based on Interactions between Landscape Composition and Riparian Buffer Width in Small Catchments. **Water**, v.11, n.9, p.1757, 2019.
- PISSARRA, T. C. T.; POLITANO, W.; FERRAUDO, A. S.. Avaliação de características morfológicas na relação solo-superfície da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico, Jaboticabal (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 2, p. 297-305, 2004

QIU, J., SHEN, Z., LENG, G., XIE, H., HOU, X., & WEI, G. Impacts of climate change on watershed systems and potential adaptation through BMPs in a drinking water source area. **Journal of Hydrology**, v. 573, p. 123-135, 2019.

ROCHA, J.S.M. & CARPES, C.M. **Manual de Projetos Ambientais** - 2. ed. - Viçosa, MG: Ed. UFV, 2020. 889 p.: tab., gráf., il. (No Prelo).

ROCHA, J.S.M. da. **Manual de manejo integrado de bacias hidrográficas**. 2.ed, Santa Maria: UFSM, 1991. p.181.

ROSS, J.; MOROZ, I. MAPA GEOMORFOLÓGICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 10, p. 41-58, 6 nov. 2011.

ROSSI, M. Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado. **São Paulo: Instituto Florestal**, v. 1, p. 118, 2017.

RUFFO, S., & KAREIVA, P. M. Using science to assign value to nature. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v.7, n.1, p.3-60, 2009.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of mathematical psychology**, v.15, n.3, p.234-281, 1977.

SAGOFF, M. The quantification and valuation of ecosystem services. **Ecological Economics**, n.70, v.3, 497-502, 2011.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; ARAUJO FILHO, J. C. de; OLIVEIRA, J. B. de; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos** / Humberto Gonçalves dos Santos ... [et al.]. – 5. ed., rev. e ampl. – Brasília, DF : Embrapa, 2018. 356 p. ISBN 978-85-7035-800-4

SANTOS, L. J. C., OKA-FIORI, C., CANALLI, N. E., FIORI, A. P., DA SILVEIRA, C. T., & DA SILVA, J. M. F. Mapeamento da vulnerabilidade geoambiental do estado do Paraná. **Revista Brasileira de Geociências**, n.37, v.4, p.812-820, 2016.

SANTOS, R. M. B., FERNANDES, L. S., MOURA, J. P., PEREIRA, M. G., & PACHECO, F. A. L. The impact of climate change, human interference, scale and modeling uncertainties on the estimation of aquifer properties and river flow components. **Journal of hydrology**, v.519, p.1297-1314, 2014.

SÃO PAULO. Instituto Geográfico e Geológico. **Mapa Geológico do Estado de São Paulo**. Campinas, Instituto Agrônômico, 1974. (Coletânea de Cartas).

SARTRE, X. A. DE, OSZWALD, J., VEIGA, I., CASTRO, M., ASSIS, W. S. DE, MICHELLOTTI, F., ... & LAVELLE, P. Sustainable development policies and the spread of land-sharing practices—A statistical assessment in a frontier region of the Brazilian Amazon. **Journal of rural studies**, n.48, p.65-76, 2016.

SCHUMM, S.A. Evolution of drainage systems and slopes in bedlands at Perth Amboy, New Jersey. **Bull. Geol. Soc. Am.**, v.67, p.597-646, 1956.

SETTI A.F.F.; FILHO W.L.; AZEITEIRO U.M. **Ecosystem Services and Incentive Mechanisms for Environmental Preservation in Brazil**. In: Castro P., Azul A., Leal Filho W., Azeiteiro U. (eds) Climate Change-Resilient Agriculture and Agroforestry. Climate Change Management. Springer, Cham.2019. https://doi.org/10.1007/978-3-319-75004-0_3

SETTRE, C. M., CONNOR, J. D., & WHEELER, S. A. Emerging water and carbon market opportunities for environmental water and climate regulation ecosystem service provision. **Journal of Hydrology**, v.578, p.124077, 2019.

SHENG, J., & WEBBER, M. Incentive-compatible payments for watershed services along the Eastern Route of China's South-North Water Transfer Project. **Ecosystem services**, v.25, p.213-226, 2017.

SIGRH - **Sistema Integrado de Gerenciamento dos Recursos Hídricos**. CBH-MOGI - Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Mogi Guaçu. Coordenadoria de Recursos Hídricos. Acesso, may, 2020). (<http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhmogi/apresentacao>).

SIMEDO, M. B.L.; PISSARRA, T.C.T.; MELLO MARTINS, ANTONIO L.M.; LOPES, MARIA C.; ARAÚJO COSTA, RENATA C.; ZANATA, MARCELO; PACHECO, FERNANDO A.L.; FERNANDES, LUÍS F.S. "The Assessment of Hydrological Availability and the Payment for Ecosystem Services: A Pilot Study in a Brazilian Headwater Catchment" **Water**, v.2, n.10, p.2726, 2020.

SMITH, K.G. Standars for grading texture of erosional topography. **Am. J. Sci.**, v.248, p.655-668, 1950.

SIMÕES, S.J.C. A dinâmica dos sistemas e a caracterização de geoindicadores. In: MAIA, N.B, LESJAK, H. **Indicadores ambientais**. Sorocaba: Bandeirantes Indústria Gráfica, 1997. 266p.

SREEKANTH, J., & MOORE, C. Novel patch modelling method for efficient simulation and prediction uncertainty analysis of multi-scale groundwater flow and transport processes. **Journal of Hydrology**, v.559, p.122-135, 2018.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Trans. Amer. Geophys. Un.**, New Haven, v. 38, p. 913 - 920, 1957.

TAUK, S.M. **Análise ambiental: uma visão multidisciplinar**. São Paulo: Editora Universidade Estadual Paulista/FAPESP/SRT/FUNDUNESP, 1991.169p.

TERÊNCIO, D.P.S., SANCHES FERNANDES, L.F., VITOR CORTES, R.M., MOURA, J.P., LEAL PACHECO, F.A. Can Land Cover Changes Mitigate Large Floods? A Reflection Based on Partial Least Squares-Path Modeling. **Water** 11, 684, 2019.

THOMSON, K., KERLE, S., WAYLENK, K., & MARTIN-ORTEGA, J. Water-based payment for ecosystem services (PES) schemes in Scotland. **Reconciling Theory and Practice**, v.69, n.6, p.1202-1208, 2014.

TUCCI, C.E.M. **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre: UFRGS ABRH, 1998. 652 p.

TUCCI, C. E. M. **Regionalização de vazões**. Porto Alegre: UFRGS, 2002. 256 p.

TUCCI, C.E.M.; MENDES, C.A. **Avaliação Ambiental Integrada de Bacia Hidrográfica**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006. 302 p.

TUNDISI, JG **Água no Século XXI: Enfrentando a Escassez**. IIE. São Paulo, Rima, 2003.

TUNDISI, J.G. **Recursos hídricos no Brasil: problemas, desafios e estratégias para o futuro**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 2014.

TUNDISI, J.G. A situação de recursos hídricos no Brasil envolve problemas de qualidade e quantidade. **Revista Nova Escola**, São Paulo, Maio, 2010. Especial Meio Ambiente.

TSUR, Y. Optimal water pricing: Accounting for environmental externalities. **Ecol. Econ.** v.170, p.106429, 2020.

UNESCO - Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura. **Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos**. P. 1-12, 2016. Disponível em: <http://unesdoc.unesco.org/images/0024/002440/244041por.pdf>. Acesso em: 23 nov. 2020.

VALLE JUNIOR, R. F.; VARANDAS, S. G. P.; SANCHES FERNANDES, L. F.; PACHECO, F.A.L. Groundwater quality in rural watersheds with environmental land use conflicts. **Science of the Total Environment**, v. 493, p. 812-827, 2014.

VALERA, C. A.; PISSARRA, T. C. T.; MARTINS FILHO, M. V.; VALLE JUNIOR, R. F.; SANCHES FERNANDES, L. F.; PACHECO, F. A. L. A legal framework with scientific basis for applying the 'polluter pays principle' to soil conservation in rural watersheds in Brazil. **Land Use Policy**, v. 66, p. 61-71, 2017.

VALERIANO, M. de M.; ROSSETTI, D.F. **Topodata**: seleção de coeficientes geoestatísticos para refinamento unificado de dados SRTM. São José dos Campos: INPE, 2010. 74p.

VALLE JÚNIOR R.F., GALBIATTI J.A., PISSARRA T.C.T., MARTINS FILHO M.V. Diagnóstico do conflito de uso e ocupação do solo na Bacia do Rio Uberaba. **Global Science and Technology**, Rio Verde. v. 6, p. 40-52, 2013.

VALLE JÚNIOR R.F., VARANDAS S.G., FERNANDES L.F.S., PACHECO F.A. Multi Criteria Analysis for the monitoring of aquifer vulnerability: A scientific tool in environmental policy. **Environmental Science & Policy**. v.48, p.250-264, 2015b.

VALLE JÚNIOR R.F., VARANDAS S.G., PACHECO F.A., PEREIRA V.R., SANTOS C.F., CORTES R.M., FERNANDES L.F.S. Impacts of land use conflicts on riverine ecosystems. **Land Use Policy**, v.43, p.48-62, 2015a.

VALLE JUNIOR, R. F. DO, VARANDAS, S. G. P., FERNANDES, L. S., & PACHECO, F. A. L. Environmental land use conflicts: a threat to soil conservation. **Land Use Policy**, v.41, p.172-185, 2014.

VALLE JUNIOR, Renato Farias do. **Diagnóstico de áreas de risco de erosão e conflito de uso dos solos na bacia do rio Uberaba**. 2008. xiii, 220 f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2008. Available at: <<http://hdl.handle.net/11449/105297>>.

VELDMAN, J. W. et al. Technical Comment. The global tree restoration potential. **Science**, v. 365, n. 6448, p. 76-79, 2019. Published on *Science*, n.18, v.366, Issue 6463, eaay7976 DOI: 10.1126/science.aay7976

VELOSO, H. P., RANGEL-FILHO, A. L. R., & LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira**, adaptada a um sistema universal. Ibge. . (1991).

VILLELA, S.M.; MATTOS, A. **Hidrologia Aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245p.

WESTERINK, J., OPDAM, P., VAN ROOIJ, S., & STEINGRÖVER, E. Landscape services as boundary concept in landscape governance: Building social capital in collaboration and adapting the landscape. **Land Use Policy**, v.60, p.408-418, 2017.

WÜNSCHER T, ENGEL S, WUNDER S.. Spatial targeting of payments for environmental services: a tool for boosting conservation benefits. **Ecol. Econ.** v.65, p.822–33, 2008.

www.ana.sp.gov.br

www.sigrh.sp.gov.br.

Yu, S., & Lu, H. An integrated model of water resources optimization allocation based on projection pursuit model–Grey wolf optimization method in a transboundary river basin. **Journal of hydrology**, v.559, p.156-165, 2018.

ZANATA, M.; PISSARRA, T. C. T. **Informações básicas para o planejamento ambiental - Município de Batatais**. Jaboticabal: Funep, 2012. p. 1-70.



Teresa Cristina Tarlé Pissarra

19 de janeiro de 2021.

Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro

ANEXO 2

Artigo Científico

Sustainable Agriculture for Clean Water Production: A model based on the payment for environmental services

Profa. Dra. Teresa Cristina Tarlé Pissarra

Orientador: Prof. Dr. Fernando António Leal Pacheco

Coorientador: Prof. Dr. Luís Filipe Sanches Fernandes



Vila Real, 2021

tc

Sustainable Agriculture for Clean Water Production: A model based on the payment for environmental services

By

**Teresa Cristina Tarlé Pissarra^{1,4,*}, Luis Filipe Sanches Fernandes^{2,4}, Fernando
Antonio Leal Pacheco^{3,4}**

1. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Via de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane, s/n, Jaboticabal SP 14884-900, Brazil; teresa.pissarra@unesp.br
2. CITAB – Centro de Investigação e Tecnologias Agroambientais e Biológicas, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Ap. 1013,5001–801 Vila Real, Portugal; lfilipe@utad.pt
3. CQVR – Centro de Química de Vila Real, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Ap. 1013,5001-801 Vila Real, Portugal; fpacheco@utad.pt
4. POLUS – Grupo de Política de Uso do Solo, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Via de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane, s/n, Jaboticabal SP 14884–900, Brazil

* Correspondence: teresa.pissarra@unesp.br; Tel.: +55(16)3209-7289 (BR)



ABSTRACT

This study aimed to present a payment for ecosystem (PES) model that promotes a symbiotic coexistence between agriculture and clean water production. The model framework highlights the application to headwater catchments, where clean water production is more likely but where invasion by croplands and pastures is frequent. Intensive agriculture production systems in these areas affect water quality endangering the supply to downstream populations/uses. Considering the meaning of food production to human survival, farmers are recognized the possibility to receive a compensation if they are willing to change their intensive production patterns to sustainable counterparts improving headwater quality and supply in the sequel. The proposed Agriculture for Clean Water Yield (ACWY) model suggests conversion of intensive agriculture to agroforestry systems, compensated as function of larger water yields discharged from the catchments and of land conversion costs. In the later case, compensation accounts for cropland (and crop yield) reductions and conversion costs related with land vulnerability. For example, landowners receive more if conversion occurs in slopping than undulated landscapes. The model applied to Fazenda Glória watershed (São Paulo state, Brazil; 18.4 km²), composed of 19 headwater catchments (96.7 hectares on average), proposed financial incentives in the range US\$ 218.73–576.5/hectare.year depending on the catchment's water yield capacity, that rise to US\$ 284.35–749.45/hectare.year if conversions occur in extreme vulnerable areas. In any case, the implementation is to be restricted in time. A successful PES would improve the degraded water of Fazenda Glória that supplies 70 000 people in Jaboticabal city. Monitoring is essential in this regard, to assess performance and adjust the compensation dynamically. Two concerns about implementing the ACWY in Fazenda Glória hinges on the lack of political will in spite of existing Federal and State legal support, as well as on the financial sources to make the ACWY model a real project.

Keywords: headwater catchments; water provision services; land conversion; agroforestry sustainable production; best management practices; payment for ecosystem services.

1. INTRODUCTION

The Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) presented conceptual and methodological approaches capable to enhance the contribution of ecosystems to human welfare. There are many benefits people can obtain from ecosystems (Canova et al., 2019; Ola et al., 2019; Westerink et al., 2017), such as goods and services (Sagoff, 2011; Thomson et al., 2014). However, to keep them in the long-term humanity must change consumption and production towards more sustainable patterns (Lampert and Hastings, 2019).

The ecosystem services rendered by agriculture include the regulation of soil and water quality, carbon sequestration, support for biodiversity and cultural services (Power, 2010). The works of Bellver-Domingo (2016) as well as of Tsur (2020) highlighted the social dimension of water services in general, namely as regards quality and supply. However, agriculture development without adaptation normally causes water quality degradation and affects supply (Pacheco et al., 2018). Thus, reconsidering the sustainability of food production through engaging farmers into water resources protection should be central to land-use policies.

One path towards the coupling of food and clean water production is through the economic valuation of water in headwater catchments used for agriculture and livestock pasturing. These catchments are particularly important for clean water production given their upstream location in the river basin, but can be affected if agriculture and livestock pasturing develop without proper attention over the water resources. Various authors set up nexus between human activities and the economic value of ecosystem services at the catchment scale, including water services. The studies proposed trade-offs between the provision of services and the impacts of anthropic activities, where providers receive compensation from whom causes the impact. The studied activities included deforestation



(Andrade et al., 2020; Araújo and Chrispim, 2017), coal mining (Bay et al., 2011), water uses and the need to maintain ecological river flows (Cheng et al., 2019), cropland declines (Canova et al., 2019), reallocation or diversion of water (Liu et al., 2018; Settre et al., 2019; Yu and Lu, 2018), among others. Some research went beyond the institution of nexus and designed compensation schemes valuable for policymaking and the pursuit of social equity. The most frequent scheme relies on the payment for ecosystem services (PES) concept (Fan and Chen, 2019; Fu et al., 2018; Geussens et al., 2019; Sedghamiz et al., 2018; Sheng and Webber, 2017).

The PES can also be the route to incentive the production of clean water in headwater catchments. Agriculture (Moraes et al., 2017) and livestock pasturing (Oliveira et al., 2019) are human activities that impact water in these upland areas but are also providers of ecosystem goods relevant for the society, namely food (Begossi et al., 2011; Ghaley et al., 2014). Besides, the studies of Alcon et al. (2020), Alves-Pinto et al. (2017) and Sartre et al. (2016) recognized a conflict between agricultural expansion and the natural ecosystem, but also recalled the variety of ecosystem benefits granted by a sustainably managed intercropped forest, agriculture and cattle-ranching production system. Therefore, the use of headwater catchments for food production could be reconciled with the production of clean water if a PES model acknowledged agriculture and livestock pasturing as providers of essential goods and recognized the environmental benefit of implementing these activities sustainably. In practice, the model could estimate the cost of changing intensive to agro-forestry production systems concomitantly with the implementation of best management practices, integrating the result in the PES value. This value would compensate farmers willing to change their production systems to the more sustainable ones, allowing the symbiotic coexistence of an essential economic activity and a healthy environment (Parkhurst, 2013, Ruffo and Kareiva, 2009).

There is plentiful literature on the nexus food production *versus* preservation of water resources in agricultural areas (Burkhard et al., 2012; Koschke et al., 2012; Maes et al., 2016). The contribution of environmental factors to that connection, such as land vulnerability (Santos et al., 2016) or land uses conflicts (Valle Júnior et al., 2014; Valle Júnior et al., 2015; Costa et al., 2019), have also concerned various authors. However, the existing approaches to the PES commonly fail to integrate the full inventory of conversion costs and implementation of best management practices in the evaluation framework, and barely rank conversion costs according to land vulnerability (e.g., conversions are more expensive in steep slopes than in plains). They also frequently fail to index the PES value to the amount of water produced in the catchment. In order to contribute with a framework capable to assess the PES as function of these constraints, the purpose of this study was to present the Agricultural for Clean Water Yield (ACWY) model. In the ACWY model, the reference value for the PES compensation is the net income per hectare that farmers will lose while implementing the conversions, because forest replaces some cropland area reducing crop yields. This net income depends on the crop. Then, the PES value rises for larger headwater yields as well as for larger conversion costs not ruling out those related with the catchment's environmental vulnerability. The ACWY model calculates the PES in the form of a financial incentive to landowners that ensures a better water quality and supply for a production system conversion correctly implemented in the studied watershed.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Study Area

The study area comprises headwater catchments of Fazenda Glória stream watershed (area: 18.4 km²), located in the municipal district of Taquaritinga, State of São Paulo,

Brazil (Figure 1). The reference geographic coordinates for the area are Latitude – 21°21'S and Longitude – 48°31'W. The stream is a tributary of Córrego Rico River, which in turn discharges into Mogi-Guaçu River. The water produced in the headwater area supplies more than 70,000 people living in the Jaboticabal city. The Mogi-Guaçu Hydrographic Basin Committee (CBH-MOGI) Water Resources Management Unit no. 09 regulates the supply system in Jaboticabal and other 42 municipalities with a total urban area around 15,000 m² and a local population of 1,466,062 inhabitants (IBGE 2010). The prominent economic activity sectors in the region are the agribusiness, vegetable oils and beverages, refrigerators, and the paper and cellulose industries. Six hydro-mineral resorts are references for the tourism sector. The region comprises 10.5% of vegetation cover (SIGRH, 2020). The distribution of available water sources is 33.4% of surface water and 12.4% of groundwater. The water demand increased over the last years due to population and per capita use increases, while periods of drought became more frequent. These water security issues concern the political agents because water supply and demand are in a tenuous balance already.

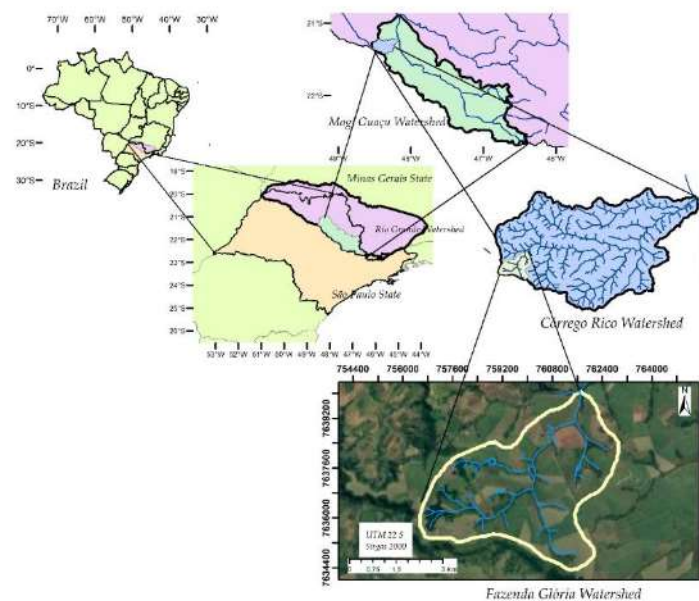


Figure 1. Study area: Fazenda Glória stream headwater basin, located in Taquaritinga municipality, state of São Paulo, Brazil.

te

The climate around the Fazenda Glória is tropical with annual rainfall around 1200 mm and temperatures ranging from 22°C in summer and 18°C in winter. The altitude varies between 578 and 722 m.a.s.l. The major soil types are red-yellow argisols, oxisols, and yellow latosol (Camargo et al., 1987; Oliveira et al., 1999). The land uses changed from tropical native tree vegetation to agriculture over the last 150 years, related to Italian, Japanese and Spanish settlements. Initially, the land use conversions replaced the native vegetation by coffee plantations. Then the citrus plantations came and nowadays the sugar cane fields dominate the landscape. Soil management in the sugar cane areas brought consequences for water resources. The depth of groundwater has visibly increased reducing the water resource while the quality of water has declined (Lopes et al. 2010; Saran et al., 2018).

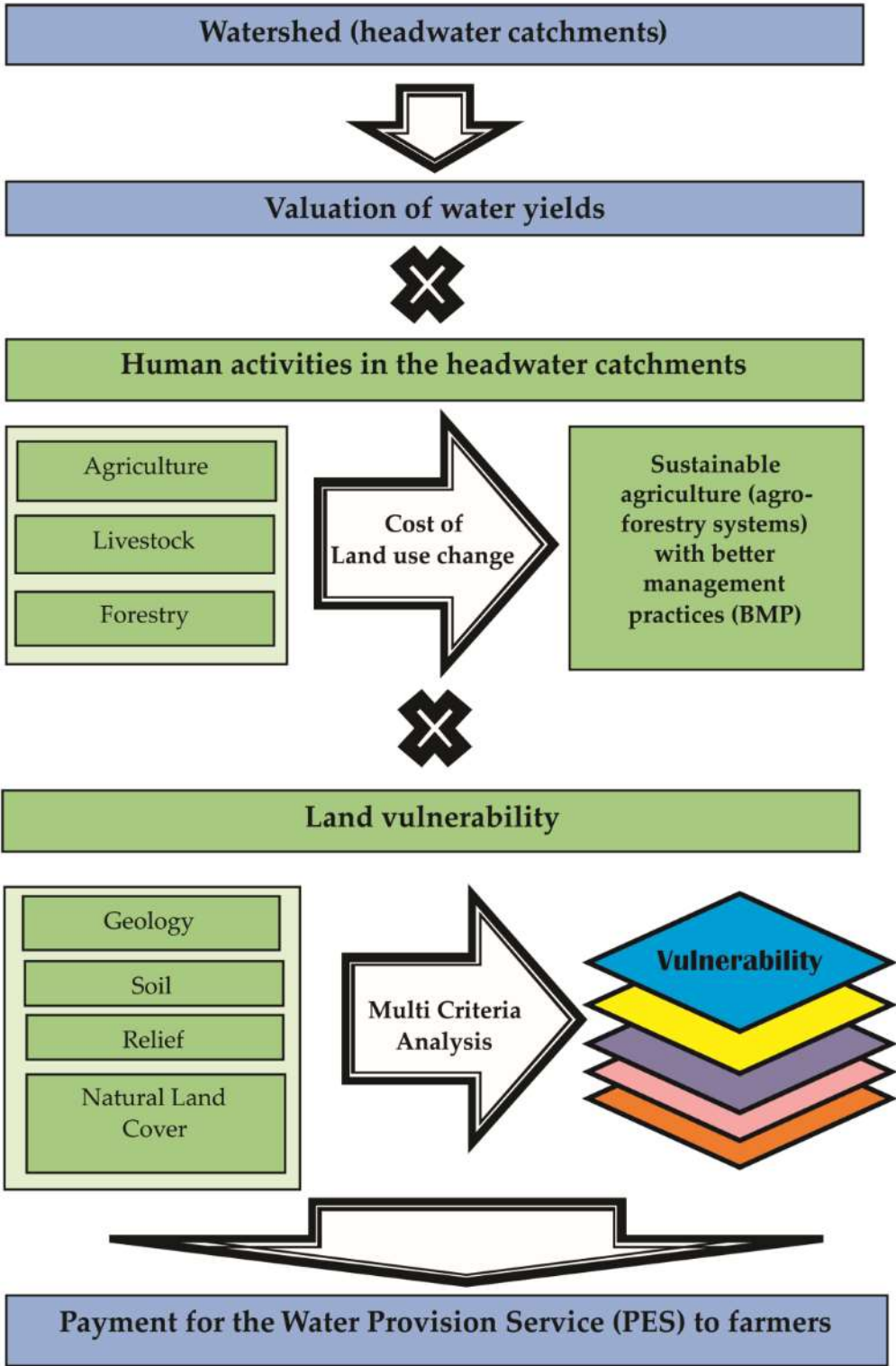
2.2. A framework model for clean water production in headwater catchments

The Agriculture for Clean Water Yield (ACWY) model conceives the watershed as the space where human activities and clean water production can be reconciled. Further, it considers headwater catchments as portions of a watershed where the production of clean water is more likely because of their position in more pristine regions, irrespective of their frequent occupation with agriculture activities such as crop or livestock production. The workflow to implement the ACWY comprehends four main steps (Figure 2). Firstly, the headwater catchments are valued according to their water yields because the focus of ACWY is water production. Secondly, agro-forestry systems replace monocultures concomitantly with the implementation of best management practices (sustainable agriculture), to ensure production of quality water. Thirdly, a geographic information system analyzes the watershed from a biophysical vulnerability standpoint, because land use conversions and the implementation of best management practices must adapt to lithologic and soil types as well as relief and land cover characteristics to be efficient. In

the context of ACWY, sustainable agriculture and best management practices represent a provisioning service (clean water) from which a financial return to the farmers is expected, received from the beneficiaries (e.g., users or consumers). Thus, the fourth step estimates the financial return (PES – payment for the water service) through integration of land-use conversion costs, including the role of vulnerability, and the valuation of water yields.

The replacement of extensive monocultures by agro-forestry systems, concomitantly with the implementation of best management practices (BMPs) such as managed nutrient applications, scheduled irrigation, vegetation buffers, terracing, land leveling, among others, ensure improved water quality discharged from the headwater catchments (Duffy et al., 2020; Ferreira et al., 2019; Wang et al., 2020). However, these land use conversions and BMPs are costly the reason why landowners usually renounce to apply them, unless they are driven by some incentive, financial or other (Haile et al., 2019; Jones et al., 2020), as proposed in the ACWY. In general, the incentive should be proportional to production losses caused by land use conversions that reduce the cropland areas and hence crop yields, but other factors play a role in the equation. For instance, it is reasonable that conversions made in large-yield catchments are valued more relative to those implemented in small-yield catchments, given the aforementioned focus on water production. Land vulnerability is also a factor because conversions and implementation of BMPs are more challenging in high vulnerability areas (e.g., with steeper slopes) than in low vulnerability areas (e.g., plains). In this case, a spatial multi criteria analysis based on selected environmental attributes will define vulnerability across the watershed that will assist the evaluation of PES. Overall, the rationale behind the ACWY model is that farmers working in headwater catchments produce an ecosystem good essential to life (food) and therefore merit the benefit of a PES. However, the benefit is justified as much

197 as they do protect the quality of significant water yields, considering the costs of
198 necessary land use conversions and implementation of best management practices,
199 namely as regards land vulnerability and reduction of cropland area.



200

201 **Figure 2.** Workflow to implement the Agricultural for Clean Water Yield model.

2.2.1. Model details

The storage of water in a watershed, in either the surface or underground is paramount to water supply. Conserving the functions of a watershed (e.g., recharge, depuration) to allow the provision of clean water as service is a humankind obligation. As recognized by numerous authors, the headwater areas influence water quality and flow conditions, and contribute to larger downstream water bodies (Andrade et al., 2020; Bai et al., 2011; Cheng et al., 2019).

When the headwater catchments are capable to provide water to the society, a return from society is expected. The association of food producers to environmental protection issues is necessary in that regard (Wang et al., 2018, 2019). The land uses on headwaters can cause strong pressure on water storage and quality, given the frequent occupation of these areas by intensive agriculture, livestock or forestry production that consume and can contaminate the resource. The producers should therefore consider the preservation or restoration of water resources to keep their role as environmental service. The shifting from intensive agricultural land use to agro-forestry organic farming using best management practices, as well as the commitment to preserve that agro-ecosystem in the headwaters, is the collective initiative expected from farmers to keep producing clean water in the long-term.

The ACWY model uses the incentive approach to persuade farmers working on the headwater catchments to modify their management. This is one among the strategies tempted to restore degraded environments, which also include caps and charges (Parrado et al., 2020). The incentive is a return value to compensate producers from economic losses related to land use conversions and implementation of best management practices. Evaluating these losses is therefore the key to set on the incentive. The ACWY model indexes the incentive to the net income resulting from crop production, because income

is a fundamental reference to promote the desired land use changes (Gutzler et al.; 2015). The net incomes vary across the planet and depend on the crop. The ACWY model considers 50% of that income (trade-off coefficient) enough to compensate producers for the implementation of agro-ecosystems. This is similar to say that crop production costs in the agro-ecosystem are generally 1.5 fold the costs of intensive production. In the former case, however, there will be the benefit to preserve water cleaner for the targeted supply system. On the other hand, the system users should pay to sustain the service. The ACWY model carefully analyses the headwater catchments before operating the required land use changes, because conversion costs depend on land vulnerability set by topographic, pedological, geologic and land cover parameters. Land vulnerability measures the long-term capacity of catchments to control natural erosion and buffer water-quality degradation. In the vulnerable areas, soil losses and water quality are particularly sensitive to land use changes (Valle Junior et al., 2014a,b; Pacheco et al., 2014; Pacheco and Sanches Fernandes, 2016), which is why land conversions come with erosion control measures raising their cost. To compensate producers in this case, the service will be more expensive in vulnerable areas. In turn, producers must develop sustainable crop production based on long-term planning goals, which include the maintenance of permanently preserved areas legally protected by Brazilian environmental laws (Brasil, 2012). The ACWY model assessed land vulnerability using the method of Crepani (in Ribeiro and Campos, 2007).

The benefits of implementing the ACWY model and concomitantly the PES are productive farmlands in a healthy environment (Alavalapati et al., 2004). However, the success of any PES scheme relies on land use policies and funds derived therefrom to provide the necessary economic incentives. In the present case where the service is clean water production, the funding for the PES may come from the government, international

agencies, local communities, water companies, hydropower producers, flood protection organizations, or private companies. In the end, the cost will probably pass to final users or consumers.

2.2.2. Theory/calculation – ACWY

The water yielding from a hydrographic basin (W_y ; mm/yr) is the ratio of an instream flow measured at the basin's outlet (I_f ; m³/yr) and the basin's surface area (S_{ba} ; m²):

$$W_y = \left(\frac{I_f}{S_{ba}} \right) \times 1000 \quad (1)$$

where the constant 1000 refers to the conversion of meters into millimeters the most common unit in hydrologic evaluations. The service provided by water yielding from a sub-basin (ES_W_y ; dimensionless) is the proportion of W_y relative to $\overline{W_y}$, which is the average water yielding from the full inventory of sub-basins within the basin:

$$ES_W_y = \frac{W_y}{\overline{W_y}} \quad (2)$$

A corollary of Equation 2 is that $ES_W_y = 1$ for an entire headwater basin. Besides, the service of sub-basins producing more water than the average yield is $ES_W_y > 1$ whereas for the less productive sub-basins the service is $ES_W_y < 1$. Using the GIS software (e.g., ArcMap, version 10.5.1; <https://desktop.arcgis.com>), the ES_W_y values are allocated to the sub-basins (catchments). A polygon shapefile describes the boundaries of basin and sub-basins as well as the corresponding attribute table. Subsequently a conversion tool uses the shapefile and its ES_W_y attribute to produce a raster map of ES_W_y scores.

The service is valued according to the ES_W_y but also accounts for the land conversion costs and vulnerability. The net income resulting from crop production (P_{cp} ; US\$/hectare) in the catchment multiplied by the trade-off coefficient (*Factor X*) measures the impact of land conversion on the service value. In the present study, the most represented crop

defines a P_{cp} for the entire watershed, while $Factor\ X = 0.5$. The assumptions about $Factor\ X$ and P_{cp} can, however, change from place to place, region to region or even country to country, or as function of available crop distribution within the studied area.

A conventional multi criteria analysis implemented in the GIS software evaluates the influence of land vulnerability (V_u ; dimensionless) on the PES value:

$$V_u(j) = \sum_{i=1}^n w_i \times P_i(j) \quad (3)$$

where $P_i(j)$ is the rating of parameter i at location j . This is a dimensionless value describing the local impact on V_u of different lithologic, soil, slope gradient and land cover classes. The larger ratings indicate the more important classes. The value of w_i (weight) is the regional importance of P_i (at the basin scale) for the evaluation of V_u . The larger weights point to the more important parameters. Finally, n is the number of parameters ($n = 4$) used to evaluate the V_u . Raster maps describe the spatial distribution of parameters. On a pixel-by-pixel basis, where each pixel represents a location in the headwater basin, GIS functions reclassify the parameters into their ratings and multiply them by the corresponding weights to obtain the final V_u map. Considering the range of V_u values, four equal-interval (range/4) vulnerability classes are set to: Class (1) low vulnerability; class (2) vulnerable; class (3) high vulnerability; class (4) extreme vulnerability. Vulnerability represents an impact (increase) on the conversion costs of production systems. In the present study, this impact was set to 1 (no impact) for class (1), 10% increase for class (2), 20% increase for class (3) and 30% increase for class (4). Besides, these vulnerability impact factors represented V_u in Equation (4). Therefore, the PES value or Agricultural for Clean Water Yield rate ($ACWY_r$; US\$/hectare.year) is:

$$ACWY_r = ES_{W_y} \times (P_{cp} \times Factor\ X) \times V_u \quad (4)$$



2.3. Dataset development

2.3.1. Watershed and catchments

The delineation of Fazenda Glória stream watershed (the studied headwater basin), of tributary catchments and corresponding drainage networks has resorted to the “Delineate Watershed” function of Soil and Water Assessment Tool (ArcSWAT; <https://swat.tamu.edu/software/arcsbat>). The digital elevation model (DEM) was the input data for the delineation function. The DEM was a raster image composed of 12.5×12.5 m grid cells. The USGS personnel downloaded the raster following a user registration at the Advanced Land Observing Satellite (ALOS) PALSAR searchable data archive maintained at the United States Geological Survey (USGS) Earth Resources Observation Science (EROS) Center (uso@asf.alaska.edu). The satellite sensor provided high quality Earth observation data for topographic and hydrographic mapping. The threshold area for the definition of catchments was 50 hectares.

2.3.2. Stream flows and water yields

The Fazenda Glória stream lacks a hydrometric station to measure the instream flows (If) used in Equation 1 to calculate the water yields (W_y). To overcome this setback, the method called “Water Regionalization in the State of São Paulo” developed by the Water and Electric Energy Department of São Paulo state (DAAE; <http://www.daae.sp.gov.br>) provided estimates for the If . The method hinges on probabilistic and deterministic models. The computer software SIGRH2001 downloaded from the DAAE webpage automated the method. The If values were approached by the minimum stream flow in 7 consecutive days with a 10-year return period ($Q_{7,10}$; m³/year), which were computed for every catchment in the watershed by the aforementioned software. The $Q_{7,10}$ is a sanitary threshold, meaning the minimum flow capable to dilute contaminant loads dropping their

concentrations to safe levels. It is also an ecological flow capable to preserve the river's fauna and flora. It is therefore suited to integrate a PES scheme.

2.3.3. *Net income of crop production*

The digital source for crop identification and mapping was the Brazilian Institute for Geography and Statistics (<https://www.ibge.gov.br>). The most represented crop in the studied area was sugar cane, the reason why the net income evaluation (P_{cp}) considered the production of this good. The São Paulo State Agriculture and Supply Secretary (<https://www.agricultura.sp.gov.br>), through the Institute for Agricultural Economics and the Coordination for Sustainable Rural Development, provided values for the 2019 sugar cane incomes, which were US\$ 887.00 per hectare and per year close to the harvest.

2.3.4. *Land vulnerability*

Land vulnerability reflects the importance for natural erosion and water quality of bearing environmental attributes (geology, soil, topography and land cover), and determines the type and extent of soil-loss and water-quality control measures to undertake during the land conversions recommended by the ACWY model. The geology data source was the Geological Map of São Paulo state produced by the Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (IPT; <https://www.ipt.br>; Almeida et al., 1981). The soil data source was the Pedological Map of São Paulo state presented by Rossi (2017). The slope data derived from the DEM (Section 2.3.1). These data represent the difference between the highest and lowest elevations in the catchments, recast as percentages and assembled as relief classes. The land-use data source was the Land Use and Cover Map of São Paulo state (<https://www.ibge.gov.br>).

Before calculating land vulnerability (V_u ; Equation 3), the bearing environmental attributes were rated as dimensionless parameters (P ; Equation 3) to become comparable.

A consensus among the authors derived the rating (local importance) of each geology, soil, topography and land cover class. Table 1 (column 2) depicts the approved values. In addition, the ranks listed in column 3 characterize the environmental attributes for their general influence over land vulnerability. In this case, the agreement among the authors set the following sequence of ranks: land cover (7) > slope (5) > soil (3) > geology (1). The well-known Analytical Hierarchy Process (AHP; Saaty, 1977) optimized the ranks producing the weights presented in the last column of Table 1 and referred to in Equation 3. The consistency ratio for the chosen ranks was $CR = 0.0433 (< 0.1)$, meaning acceptable weights (Saaty, 1977). Having defined the weights, the equation for land vulnerability in Fazenda Glória watershed was:

$$V_u = (0.056 G) + (0.122 S) + (0.263 Sl) + (0.558 LULC) \quad (5)$$

where G , S , Sl and $LULC$ represent the geology, soil, slope and land cover parameters, respectively.

Table 1. Ratings of environmental attribute classes, ranking of environmental attributes and optimized ranks (weights) determined by the Analytical Hierarchy Process (Saaty, 1977). The slope classes are in keeping with the United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service.

Environmental attribute and related classes		Rating	Rank	Weight
Geology			1	0.056
Vale do Rio do Peixe formation		5		
Marília formation		7		
Soil			3	0.122
Latosol		5		
Argisol		7		
Slope Class (%) / Relief			5	0.263
0-3	Nearly level	1		
3 – 8	Undulating	3		
8 – 15	Rolling	5		
15- 20	Hilly	7		
> 20	Steep	9		
Land Use and Land Cover			7	0.558
Forest		7		
Pasture		5		
Agriculture		3		

3. RESULTS

The “Delineate Watershed” function of ArcSWAT divided the shapefile of Fazenda Glória watershed into 19 catchments (Figure 3). Table 2 depicts the corresponding morphometric parameters, namely area (A), perimeter (P), drainage length (DI), altitude (H), and relief amplitude (RA). The catchment areas vary between 2.97 km² and 0.20 km², the perimeters from 3.50 km to 0.92 km and the drainage lengths from 4 km to 0.30 km. The maximum altitude occurs in catchment no. 14 and reaches 722 m. The minimum altitude occurs at the outlet catchment no. 1 and approaches 636 m. The average relief altitudes (Max – Min altitudes) range from 37 to 125 m.

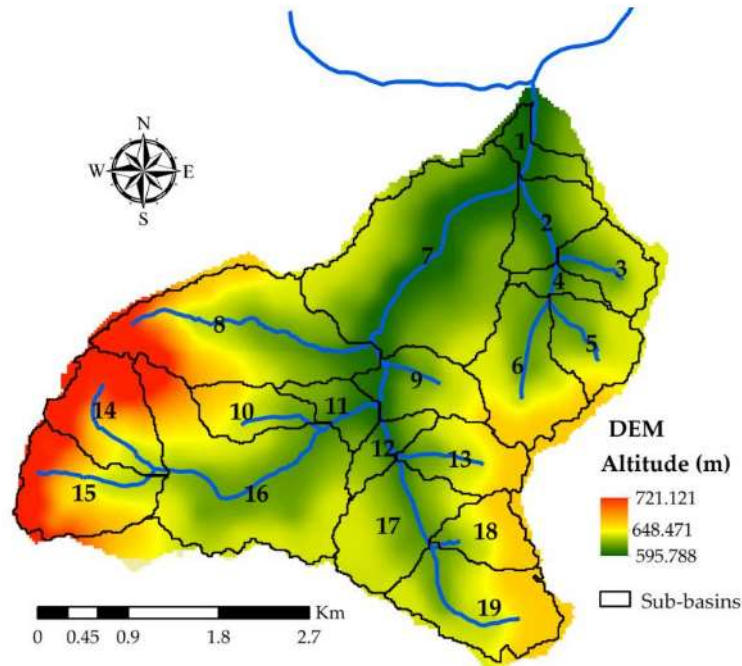


Figure 3. Fazenda Glória watershed and tributary catchments interpreted by the ArcSWAT’s “Delineate Watershed” tool as function a digital elevation model.

Table 2. Morphometric parameters of Fazenda Glória watershed tributary catchments. Symbols: A – area; P – perimeter; Dl – drainage length; H – altitude (Av. – Average; Min. – minimum; Max. – maximum); RA – relief amplitude.

Catchment number	A km ²	P km	Dl km	H			RA m
				Av. (m)	Min. (m)	Max. (m)	
1	0.31	1.40	0.75	602.4	582.0	636.0	54.0
2	0.63	1.68	0.84	612.3	582.0	639.0	57.0
3	0.54	1.34	0.68	628.4	596.0	647.0	51.0
4	0.20	0.92	0.52	617.8	596.0	638.0	42.0
5	0.66	1.36	0.67	636.1	601.0	663.0	62.0
6	1.14	1.86	1.03	640.1	603.0	672.0	69.0
7	2.97	3.32	4.00	614.5	582.0	651.0	69.0
8	2.16	3.48	2.91	645.1	596.0	721.0	125.0
9	0.67	1.51	0.61	626.1	596.0	657.0	61.0
10	0.51	1.91	0.87	643.0	605.0	674.0	69.0
11	0.36	1.27	0.61	612.5	599.0	636.0	37.0
12	0.32	1.30	0.58	621.7	601.0	645.0	44.0
13	0.67	1.52	0.44	643.1	606.0	672.0	66.0
14	0.94	1.91	1.77	680.0	626.0	722.0	96.0
15	1.07	1.87	1.45	674.6	626.0	718.0	92.0
16	2.46	3.50	3.46	637.3	605.0	715.0	110.0
17	1.06	1.89	1.82	634.9	605.0	662.0	57.0
18	0.50	1.31	0.30	652.4	616.0	675.0	59.0
19	1.19	2.12	1.44	648.5	616.0	680.0	64.0
Min.	0.20	0.92	0.30	602.37	582.00	636.00	37.00
Max.	2.97	3.50	4.00	679.97	626.00	722.00	125.00
Average	0.97	1.87	1.30	635.31	602.05	669.63	67.58

The instream flows (I_f) approached by the $Q_{7,10}$ are illustrated in Figure 4a while the corresponding water yields (Equation 1) are displayed in Figure 4b. The instream flows ranged from 20514 to 220752 m³/year (85302.42 m³/year, on average) whereas the water yields varied from 45.62 mm/year to 120.23 mm/year meaning a 2.6-fold difference between the maximum and minimum yields. This amplitude of W_y values makes the water service diverse among the catchments. Figure 5a shows catchments no. 2, 7 and 13 as lower productive sectors in Fazenda Glória, with ES_W_y values quite below the average (0.49 – 0.69 << 1 mm/year), and catchments no. 3, 6, 10, 15 and 18 as higher productive sectors with ES_W_y values quite above the average (1.21 – 1.3 >> 1 mm/year). According to Equation 4, the compensation of farmers via the PES is proportional to the ES_W_y . As mentioned above, the net income for sugar cane production in 2019 was US\$

887.00/hectare.year close to the harvest, and the trade-off coefficient (*Factor X*) was set to 0.5. Under these circumstances, the reference compensation to farmers is US\$ 443.5/hectare.year. However, considering the spatial distribution of ES_W_y values within the Fazenda Glória watershed (Figure 5a), the compensation adjusted to water production will range from US\$ 218.73/hectare.year to US\$ 576.5/hectare.year (Figure 5b).

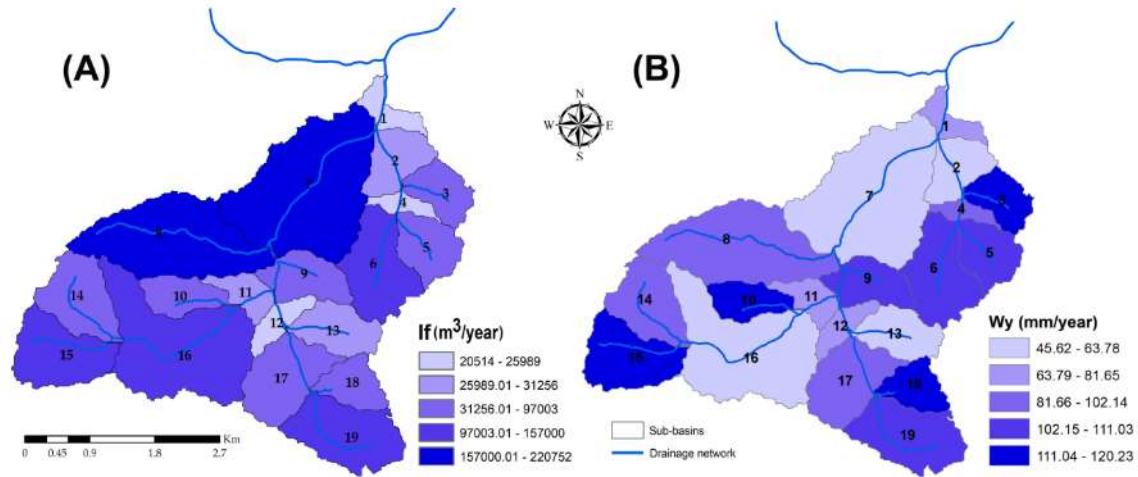


Figure 4. (A) Instream flow (I_f , approached by the $Q_{7,10}$; $m^3/year$); and (B) Water yield (W_y ; $mm/year$) estimated for the Fazenda Glória watershed tributary catchments.

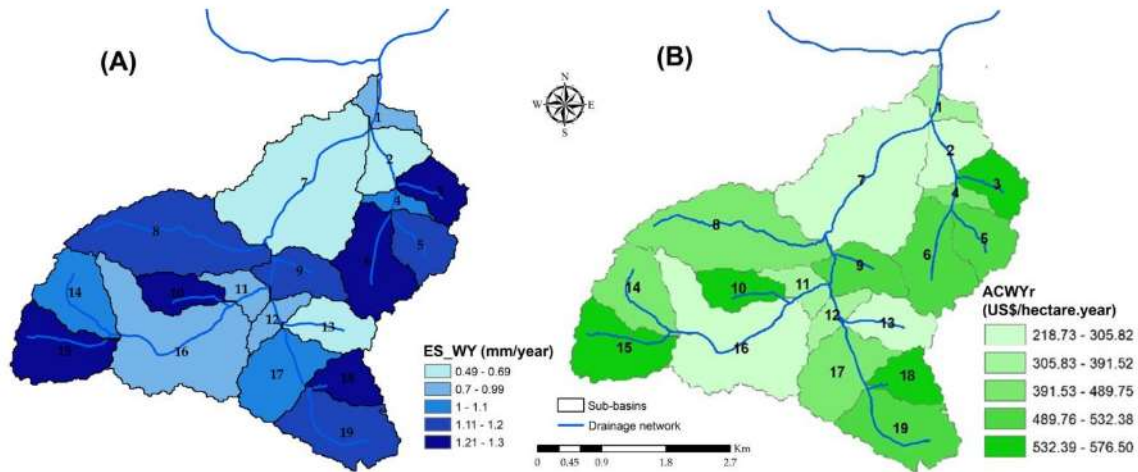


Figure 5. (A) Water service (ES_W_y); and (B) Agriculture for Clean Water Yield rate ($ACWY_r$; $US\$/hectare.year$) estimated for the Fazenda Glória watershed tributary catchments.

The spatial physiography of Fazenda Glória watershed portrayed in Figures 6a–d integrates geology (A), soil (B), terrain slope (C) and land use/cover (D). These physiographic attributes recast as vulnerability parameters (Table 1) and subsequently

assembled as vulnerability index (Equation 5) rendered V_u values in the range $2.827 \leq V_u$
 ≤ 7.519 . The vulnerability class boundaries and corresponding impact factors (IF) are
 $2.827 \leq \text{Low vulnerability (IF = 1)} < 4.000$, $4.000 \leq \text{Vulnerable (IF = 1.1)} < 5.173$, 5.173
 $\leq \text{High vulnerability (IF = 1.2)} < 6.346$, $6.346 \leq \text{Extreme vulnerability (IF = 1.3)} < 7.519$.
 Figure 7 shows the spatial distribution of the impact factors. As seen, all basins show a
 diversity of impact factors that affect the farmer's compensation relative to changing the
 production system. The most vulnerable catchments are 7, 8, 9, 10, 13, 14, 15 and 18.
 There is no compensation in areas where $\text{IF} = 1.0$. In these areas, the PES value ranges
 from US\$ 218.73/hectare.year to US\$ 576.5/hectare.year depending on the catchment's
 water yield, as mentioned above. The maximum compensation occurs in the extreme
 vulnerability areas ($\text{IF} = 1.3$). In these areas the ACWYr raises 30% concerning the water-
 yield adjusted range, varying from US\$ 284.35/hectare.year to US\$ 749.45/hectare.year.
 A full conversion of intensive agriculture systems in Fazenda Glória watershed implies
 the payment for water services as depicted in Figure 8. The blue bars represent the no
 compensation, where the vulnerability is low (Figure 7). The orange bars represent the
 maximum compensation to apply in the extreme vulnerability sectors. The actual
 compensation varies between these two thresholds depending on the percentage of low to
 extreme vulnerability areas in the catchment. The annual PES shall remain during the
 conversion period if the results for water quality and supply improvements are
 noteworthy. Beyond the conversion period, the PES shall adjust to an incentive for
 keeping the application of best management practices.



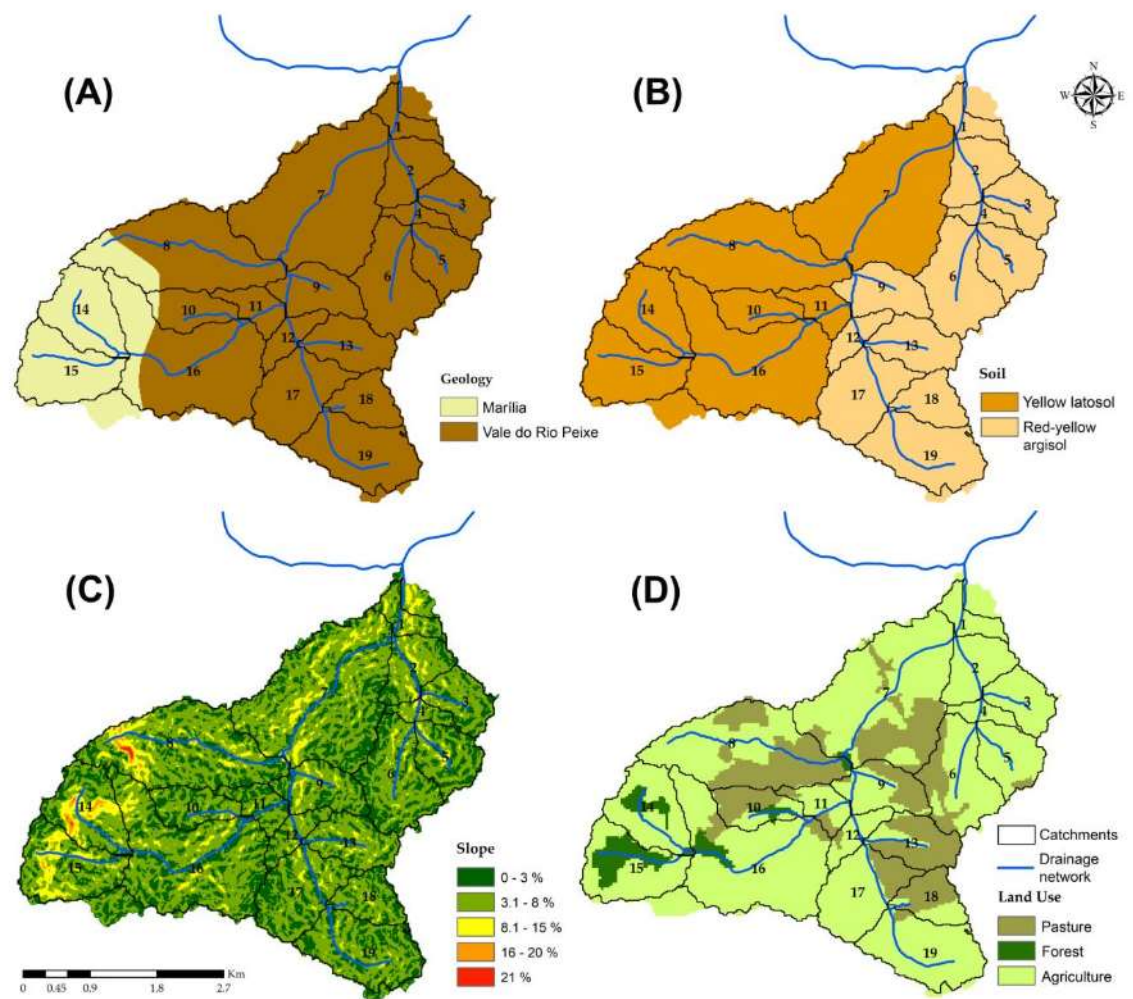


Figure 6. Spatial distribution of physiographic parameters in the Fazenda Glória Watershed, used to determine land vulnerability (Equation 5). (A) Geology, (B) Soil, (C) Slope, and (D) Land use/cover.

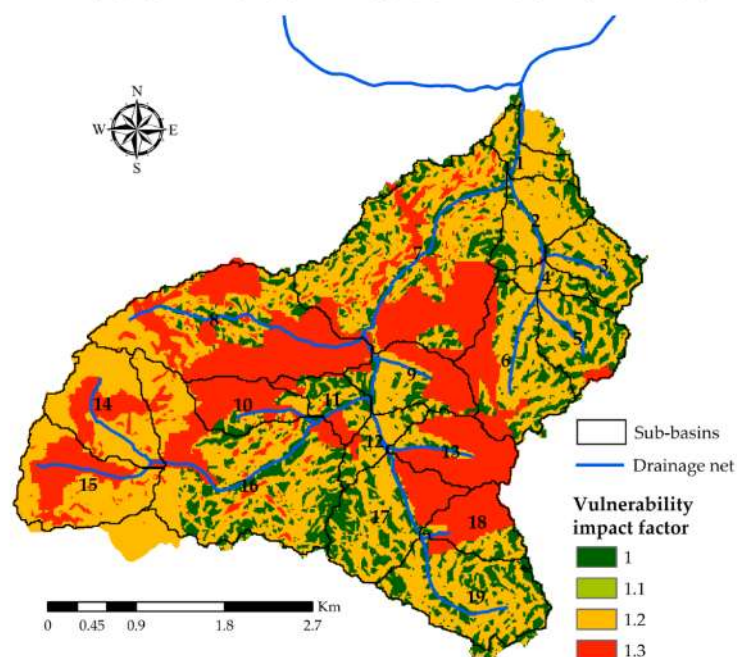


Figure 7. Spatial distribution of vulnerability impact factors in Fazenda Glória watershed.

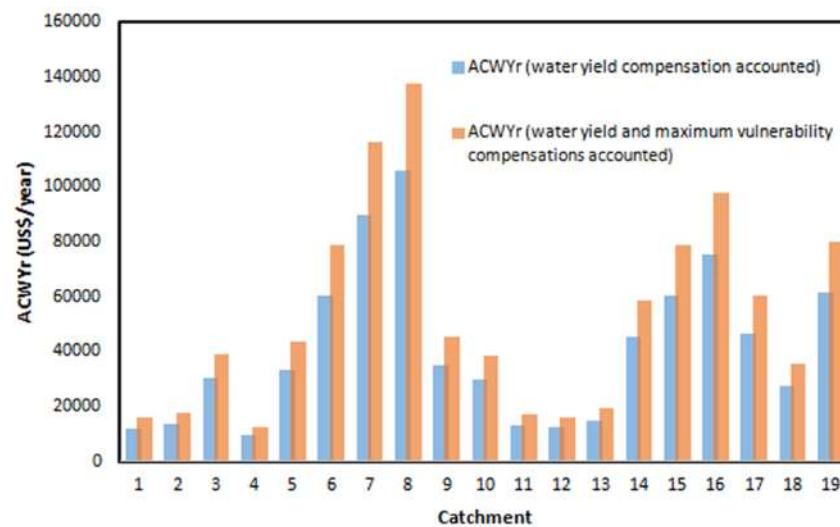


Figure 8. ACWYr values for a full conversion of Fazenda Glória catchments, from intensive agriculture to agro-forestry production systems. The values account for water yield capacity and conversion costs influenced by catchment area and vulnerability.

Figure 8 shows a wide range of ACWYr values (US\$ 9836.1 – 105846.7; US\$ 40901.0 on average), strongly influenced by the catchment area, besides the contributions of water yield capacity and land vulnerability.

4. DISCUSSION

The Agriculture for Clean Water Yield (ACWY) model is a financial incentive strategy to promote better management practices in a rural area and maximize water provision services for multiple uses including drinking water. The model offers the necessary instruments to analyze better agricultural scenarios (Faria and Haddad, 2019) that require cost-sharing rules (Bellver-Domingo, 2016; Fan and Chen, 2019; Geussens et al., 2019). Adopting the ACWY model ensures acceptable cost allocations that consider water and sustainable agricultural production systems in watersheds (Fu et al., 2018; Tsur, 2020) and it is of fundamental importance on agricultural-water-related sustainability issues when applied to water and soil management.

te

The model applied to Fazenda Glória watershed composed of 19 headwater catchments (Figure 3) estimated a compensation for farmers valued according to the catchments' water yields (Figure 4b). Starting from a potential compensation indexed to half the net income of crop production (US\$ 443.5/hectare.year for sugar cane in 2019, the prominent culture in the region), farmers obtain the actual financial incentive multiplying that value by a factor in the range 0.49 – 1.3 depending on the water service provided by the cultivated catchment (Figure 5a). In the studied area, the incentive adjusted this way varied from US\$ 218.73 hectare.year to US \$576.50 hectare.year (Figure 5b). The link of a financial incentive to a coupled agricultural and water production is novel in the literature. The study of Haavisto et al. (2019) discussed the payment for water services in agricultural areas. However, the purpose was to determine the optimal share among the allocation to irrigation and drinking water at municipal scale. In this case, the farmers would receive a financial support to compensate crop yield reductions caused by irrigation water shortages. The study of Maneta et al. (2020) followed a similar rationale, but aimed to provide water authorities with remote sensed data and hydro-economic models capable to anticipate how farmers allocate water and cropland when confronted with new policy rules, climate patterns or competing interests. Similar studies conducted in various agricultural regions discussed water and land allocation for irrigation purposes (e.g., Parrado et al., 2020; Sapino et al., 2020), but were not interested in managing agriculture as to improve water services for other uses namely drinking water.

The Fazenda Glória headwater basin produces sugar cane under intensive regime, which is unsustainable, severely amplifies soil erosion, and negatively affects the quality of drinking water supplied to the Jaboticabal city. The ACWY model indicated the amount to pay rural producers (Figure 8) so they shift from the intensive production system to an agro-forestry landscape aiming the control of erosion and the return of water quality to a

clean status. The maximum incentives ranged from US\$ 284.35/hectare.year to US\$ 749.45/hectare.year depending on land vulnerability (Figure 7). In a study addressing the conversion of corn-soybeans to switchgrass land use aiming to promote reduction of nitrate pollution in the Chesapeake Bay (USA) and complementary produce biofuel, Li and Zipp (2019) estimated targeted PES values between US\$ 35 and US\$ 390/hectare depending on actual pollution alleviation. The Sloping Land Conversion Program initiated by the Chinese government in the late 1990s had the purpose to combat erosion, droughts and floods, namely in the Yellow and Yangtze rivers. By the end of 2012, 9.26 million hectares of sloping agricultural land had been converted to forest while the total compensation payments amounted to 5600 USD/hectare (Liu and Henningsen, 2016). These contrasting results show that conversion costs related with agriculture are not comparable among cases because they depend considerably on the local environmental settings and the specific conversion purposes. However, the ACWY model transposes to any region around the globe providing that water yield, crop prices, trade-off coefficients (*Factor X*), land vulnerability and concomitant impact factors adjust to the new area. In any case, the monitoring of land conversion for performance (i.e., water quality and yield improvements) shall determine the compensation value dynamically under the risk of PES failure in the long term (Lima et al., 2019). Besides, imposing a time limit to the PES period is important to avoid the conversion of what must be a perennial sustainable behavior into an unjustified rent for farmers and cost to the society (Calle, 2020).

The success of a PES program depends on political will, a realistic PES design and available funds for the compensations (Kolinjivadi et al., 2014; Zanella et al., 2014). This is frequently unaccomplished, in which cases the PES is doomed to failure if even implemented. For example, the Brazilian's new Forest Code, Article 41 (Brasil, 2012),

imposes on the Federal executive the obligation to elaborate a program supporting and promoting the conservation of environment. Furthermore, it encourages the adoption of technologies and good practices that combine agricultural and forestry production with the reduction of environmental impacts as a way of enabling ecologically sustainable development. Despite this legal enforcement, there is no apparent mobilization within the Federal authorities to develop such a program (Azevedo et al., 2017). This may be discouraging to implement the ACWY in Fazenda Glória watershed, despite the resolutions focused on water services and their payment recently enforced by the São State Secretariat of Environment (SEMA, 2015, 2016). However, if water planners decide upon its application in the future beneficiaries must support the landowner (agricultural producer). Among others, this includes water supply companies, an incentive fund for sustainable agricultural production, or a water bank credit. The taxation of water users for the credit bank formation has direct implications for water tax policy, water law, and water economics to evaluate whether taxation of water consumption for this purpose makes sense. This is especially pertinent in Brazil, where each state has its own water tax policy. Future studies must therefore compare how sources and schemes of financial incentive compare among each other concerning their ability to support a PES scheme aiming the valuation of water yielding from headwater catchments.

5. CONCLUSIONS

The Agriculture for Clean Water Yield (ACWY) model applied to Fazenda Glória watershed, a headwater basin located in São Paulo state (Brazil), revealed the possible coexistence of agriculture production and clean water yield at a land conversion price. Conversion of agriculture production systems is mandatory when they are intensive and repeatedly damage stream water quality. In this case, the best trajectory for crop

production and livestock pasturing in a healthy environment (sustainable agriculture) is through conversion of intensively cultivated land into agro-forestry systems where a mosaic of croplands, pastures and forests dominate the landscape and catchments discharge quality water.

The conversion of land is the trajectory to produce food in a clean headwater catchment but its realization depends on a financial support. Farmers could be charged to implement the conversion following the “polluter pays” principle. However, the ACWY model adopted the incentive approach whereby the demanders of clean water pay the conversion, while that money returns to farmers as compensation for changing the land use pattern. The approach makes sense because food production is vital for humans, regardless the potential impacts derived therefrom. Thus, the ACWY model estimated a minimum compensation in the interval US\$ 218.73–576.5/hectare.year. This ample range is justified because farmers converting larger-yield catchments must receive more than those converting smaller-yield catchments. The model also accounted for the challenge of converting catchments located in extreme vulnerable catchments, namely prone to erosion and nutrient leaching. In these cases the compensation raised to US\$ 284.35–749.45/hectare.year. In all cases, the reference for the compensation was the 2019’s net income of farmers producing sugar cane in the watershed (US\$ 887/hectare), the prominent culture in the region. Besides, the ACWY presupposes a finite implementation timeframe, conceived as period to change farmers’ behavior meant to last beyond the conversion, instead of a period to receive a rent. To ensure a good performance during the implementation period monitoring must be continuous and predict flexible compensation that will rise and drop depending on the expected results (improved quality and supply).

The ACWY promises realistic outcomes. However, despite the legal support by Federal and State laws, including the new Brazilian's Forest code, the implementation of models like the ACWY (a payment for ecosystem services) is still incipient in the region and the country. The financial sources to support a project based on the ACWY model are still uncertain as well. We hope this study has contributed to provide new insights about the rationale, the costs involved and the operational boundaries of ACWY model, and that clean water returns to Fazenda Glória watershed soon.

ACKNOWLEDGMENTS

The present study complies with the Postdoctoral studies of Prof. Teresa Cristina Tarlé Pissarra developed in the University of Trás-os-Montes and Alto Douro (UTAD), under the Proc. No. 72 659, in accordance with UTAD's Postdoctoral Regulation (Reg. No. 467/2019, published in Diário da República nº 28 of May 2019). It also frames within the working plan of Land Use Policy Brazilian Group (POLUS). For the author integrated in the CITAB Research Centre, the research was financed by the National Funds of FCT—Portuguese Foundation for Science and Technology, under the project UIDB /04033/2020. For the author integrated in the CQVR, the research was financed by the National Funds of FCT—Portuguese Foundation for Science and Technology, under the project UIDB /00616/2020. The authors wish to thank the help of Prof. Anildo Monteiro Caldas from Pernambuco's Federal Rural University, and Prof. Renata Cristina Araújo Costa from the Guarulhos University, for their constructive remarks on the methodology and help in the production of maps.



REFERENCES

- Alavalapati, J.R.R., Mercer, D.E. (eds), 2004. Valuing agroforestry systems: methods and applications. *Advances in Forestry*, vol. 2, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 314 pp.
- Alcon, F., Marín-Miñano, C., Zabala, J.A., de-Miguel, M.D., Martínez-Paz, J.M., 2020. Valuing diversification benefits through intercropping in Mediterranean agroecosystems: A choice experiment approach. *Ecological Economics* 171, 106593.
- Almeida, F.F.M. (et al.), 1981. Mapa Geológico do Estado de São Paulo. Nota Explicativa, vol. 1, 126p. IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas, São Paulo.
- Alves-Pinto, H.N., Latawiec, A.E., Strassburg, B.B.N., Barros, F.S.M., Sansevero, J.B.B., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Lemgruber, L., C. Rangel, M., Silva, A.C.P., 2017. Reconciling rural development and ecological restoration: Strategies and policy recommendations for the Brazilian Atlantic Forest. *Land use policy* 60, 419–426.
- Andrade, E.M., Guerreiro, M.J.S., Palácio, H.A.Q., Campos, D.A., 2020. Ecohydrology in a Brazilian tropical dry forest: thinned vegetation impact on hydrological functions and ecosystem services. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 27, 100649.
- Araújo, R.S., Chrispim, Z.M.P., 2017. Anthropic Actions in the Environment: The Idea of “Environmental Underdevelopment”. *Environ Pollut Climate Change* 1(126), 2.
- Azevedo, A.A., Rajão, R., Costa, M.A., Stabile, M.C.C., Macedo, M.N., dos Reis, T.N.P., Alencar, A., Soares-Filho, B.S., Pacheco, R., 2017. Limits of Brazil’s Forest Code as a means to end illegal deforestation. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 114, 7653–7658.
- Bai, Y., Wang, R., Jin, J., 2011. Water eco-service assessment and compensation in a coal mining region: A case study in the Mentougou District in Beijing. *Ecological Complexity* 8(2), 144–152.
- Begossi, A., May, P.H., Lopes, P.F., Oliveira, L.E., Da Vinha, V., Silvano, R.A., 2011. Compensation for environmental services from artisanal fisheries in SE Brazil: Policy and technical strategies. *Ecological Economics* 71, 25–32.
- Bellver-Domingo, A., Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., 2016. A review of Payment for Ecosystem Services for the economic internalization of environmental externalities: A water perspective. *Geoforum* 70, 115–118.
- Brasil, 2012. Law 12651/2012. Brazilian Forest Code, <http://www.planalto.gov.br>.
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F., 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological indicators* 21, 17–29.
- Calle, A., 2020. Can short-term payments for ecosystem services deliver long-term tree cover change? *Ecosyst. Serv.* 42, 101084.
- Camargo, M.N., Klamt, E., Kauffman, J.H., 1987. Classificação de solos usada em levantamentos pedológicos no Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 12, 11–33.
- Canova, M.A., Lapola, D.M., Pinho, P., Dick, J., Patricio, G.B., Priess, J. A., 2019. Different ecosystem services, same (dis) satisfaction with compensation: A critical comparison between farmers’ perception in Scotland and Brazil. *Ecosystem services* 35, 164–172.
- Cheng, B., Li, H., Yue, S., Huang, K., 2019. A conceptual decision-making for the ecological base flow of rivers considering the economic value of ecosystem services of rivers in water shortage area of Northwest China. *Journal of Hydrology* 578, 124126.

- Costa, R.C.A., Pereira, G.T., Tarlé Pissarra, T.C., Silva Siqueira, D., Sanches Fernandes, L.F., Vasconcelos, V., Fernandes, L.A., Pacheco, F.A.L., 2019. Land capability of multiple-landform watersheds with environmental land use conflicts. *Land use policy* 81, 689–704.
- Duffy, C., O'Donoghue, C., Ryan, M., Kilcline, K., Upton, V., Spillane, C., 2020. The impact of forestry as a land use on water quality outcomes: An integrated analysis. *For. Policy Econ.* 116, 102185.
- Fan, M., Chen, L., 2019. Spatial characteristics of land uses and ecological compensations based on payment for ecosystem services model from 2000 to 2015 in Sichuan Province, China. *Ecological informatics* 50, 162–183.
- Faria, W.R., Haddad, E.A., 2019. Modelagem do uso da Terra e Efeitos de Mudanças na Produtividade Agrícola entre 2008 e 2015. *Estud. Econômicos (São Paulo)* 49, 65–103.
- Ferreira, P., van Soesbergen, A., Mulligan, M., Freitas, M., Vale, M.M., 2019. Can forests buffer negative impacts of land-use and climate changes on water ecosystem services? The case of a Brazilian megalopolis. *Sci. Total Environ.* 685, 248–258.
- Fu, Y., Zhang, J., Zhang, C., Zang, W., Guo, W., Qian, Z., Liu, L., Zhao, J., Feng, J., 2018. Payments for Ecosystem Services for watershed water resource allocations. *Journal of Hydrology* 556, 689–700.
- Geussens, K., Van den Broeck, G., Vanderhaegen, K., Verbist, B., Maertens, M., 2019. Farmers' perspectives on payments for ecosystem services in Uganda. *Land use policy* 84, 316–327.
- Ghaley, B.B., Vesterdal, L., Porter, J.R., 2014. Quantification and valuation of ecosystem services in diverse production systems for informed decision-making. *Environmental science & policy* 39, 139–149.
- Gutzler, C., Helming, K., Balla, D., Dannowski, R., Deumlich, D., Glemnitz, M., Knierim, A., Mirschel, W., Nendel, C., Paul, C., Sieber, S., Stachow, U., Starick, A., Wieland, R., Wurbs, A., Zander, P., 2015. Agricultural land use changes - A scenario-based sustainability impact assessment for Brandenburg, Germany. *Ecol. Indic.* 48, 505–517.
- Haavisto, R., Santos, D., Perrels, A., 2019. Determining payments for watershed services by hydro-economic modeling for optimal water allocation between agricultural and municipal water use. *Water Resour. Econ.* 26, 100127.
- Haile, K.K., Tirivayi, N., Tesfaye, W., 2019. Farmers' willingness to accept payments for ecosystem services on agricultural land: The case of climate-smart agroforestry in Ethiopia. *Ecosyst. Serv.* 39, 100964.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. Censo Demográfico 2010. Available at: <http://www.censo2010.ibge.gov.br>. Accessed in: 31 March, 2020.
- Jones, K.W., Powlen, K., Roberts, R., Shinbrot, X., 2020. Participation in payments for ecosystem services programs in the Global South: A systematic review. *Ecosyst. Serv.* 45, 101159.
- Kolinjivadi, V., Adamowski, J., Kosoy, N., 2014. Recasting payments for ecosystem services (PES) in water resource management: A novel institutional approach. *Ecosyst. Serv.* 10, 144–154.
- Koschke, L., Fürst, C., Frank, S., Makeschin, F., 2012. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. *Ecological indicators* 21, 54–66.
- Lampert, A., Hastings, A., 2019. How to combine two methods to restore populations cost effectively. *Ecosphere* 10(1), article e02552. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2552>
- Li, X., Zipp, K.Y., 2019. Dynamics and Uncertainty in Land Use Conversion for Perennial Energy Crop Production: Exploring Effects of Payments for Ecosystem Services Policies. *Agric. Resour. Econ. Rev.* 48, 328–358.

- Lima, L.S. de, Ramos Barón, P.A., Villamayor-Tomas, S., Krueger, T., 2019. Will PES Schemes Survive in the Long-term Without Evidence of Their Effectiveness? Exploring Four Water-related Cases in Colombia. *Ecol. Econ.* 156, 211–223.
- Liu, Z., Henningsen, A., 2016. The effects of China's Sloping Land Conversion Program on agricultural households. *Agric. Econ.* 47, 295–307.
- Liu, D., Guo, S., Shao, Q., Liu, P., Xiong, L., Wang, L., Hong, X., Xu, Y., Wang, Z., 2018. Assessing the effects of adaptation measures on optimal water resources allocation under varied water availability conditions. *Journal of Hydrology* 556, 759–774.
- Lopes, L.G., Marchi, M.R.R., Souza, J.B.G., Moura, J.A., Lorenzon, C.S., Cruz, C., Amaral, L.A., 2010. Estrogênios em águas naturais e tratadas da região de Jaboticabal - São Paulo. *Quim. Nova* 33, 639–643.
- Maes, J., Liqueste, C., Teller, A., Erhard, M., Paracchini, M.L., Barredo, J.I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J.E., Meiner, A., Gelabert, E.R., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Piroddi, C., Egoh, B., Degeorges, P., Fiorina, C., Santos-Martín, F., Naruševičius, V., Verboven, J., Pereira, H.M., Bengtsson, J., Gocheva, K., Marta-Pedroso, C., Snäll, T., Estreguil, C., San-Miguel-Ayanz, J., Pérez-Soba, M., Grêt-Regamey, A., Lillebø, A.I., Malak, D.A., Condé, S., Moen, J., Czúcz, B., Drakou, E.G., Zulian, G., Lavalle, C., 2016. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem Services* 17, 14–23.
- Maneta, M.P., Cobourn, K., Kimball, J.S., He, M., Silverman, N.L., Chaffin, B.C., Ewing, S., Ji, X., Maxwell, B., 2020. A satellite-driven hydro-economic model to support agricultural water resources management. *Environ. Model. Softw.* 134, 104836.
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. Copyright © 2005 World Resources Institute. <https://www.millenniumassessment.org/en/index.html>
- Moraes, M.C.P. de, Mello, K. de, Toppa, R.H., 2017. Protected areas and agricultural expansion: Biodiversity conservation versus economic growth in the Southeast of Brazil. *Journal of environmental management* 188, 73–84.
- Ola, O., Menapace, L., Benjamin, E., Lang, H., 2019. Determinants of the environmental conservation and poverty alleviation objectives of Payments for Ecosystem Services (PES) programs. *Ecosystem services* 35, 52–66.
- Oliveira, J.B., 1999. Mapa de Solos do Estado de São Paulo: descrição das classes registradas no mapa pedológico. *Boletim Científico* 45, 112p. Instituto Agrônomo, Campinas.
- Oliveira, C.F., do Valle Junior, R.F., Valera, C.A., Rodrigues, V.S., Fernandes, L.F.S., Pacheco, F.A.L., 2019. The modeling of pasture conservation and of its impact on stream water quality using Partial Least Squares-Path Modeling. *Science of The Total Environment*, 697, 134081.
- Pacheco, F.A.L., Varandas, S.G.P., Sanches Fernandes, L.F., Valle Junior, R.F., 2014. Soil losses in rural watersheds with environmental land use conflicts. *Sci. Total Environ.* 485–486, 110–120.
- Pacheco, F.A.L., Sanches Fernandes, L.F., 2016. Environmental land use conflicts in catchments: A major cause of amplified nitrate in river water. *Sci. Total Environ.* 548–549, 173–188.
- Pacheco, F.A.L., Fernandes, L.F.S., Junior, R.F.V., Valera, C.A., Pissarra, T.C.T., 2018. Land degradation: Multiple environmental consequences and routes to neutrality. *Current Opinion in Environmental Science & Health* 5, 79–86.
- Parkhurst, G.M., 2013. Payments for Ecosystem Services: Mechanisms to Achieve Desired Landscape Patterns, in: *Encyclopedia of Energy, Natural Resource, and Environmental Economics*. Elsevier, pp. 68–74.

- Parrado, R., Pérez-Blanco, C.D., Gutiérrez-Martín, C., Gil-García, L., 2020. To charge or to cap in agricultural water management. Insights from modular iterative modeling for the assessment of bilateral micro-macro-economic feedback links. *Sci. Total Environ.* 742, 140526.
- Power, A.G., 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 365, 2959–2971.
- Ribeiro, F.L., Campos, S., 2007. Vulnerabilidade à erosão do solo da região do Alto Rio Pardo, Pardino, SP. *Rev. Bras. Eng. Agrícola e Ambient.* 11, 628–636.
- Rossi, M., 2017. Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado. São Paulo: Instituto Florestal, 2017. V.1. 118p. (inclui Mapas).
- Ruffo, S., Kareiva, P.M., 2009. Using science to assign value to nature. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1), 3–60.
- Saaty, T.L., 1977. A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of mathematical psychology* 15(3), 234–281.
- Sagoff, M., 2011. The quantification and valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 70(3), 497–502.
- Santos, L.J.C., Oka-Fiori, C., Canalli, N.E., Fiori, A.P., da Silveira, C.T., da Silva, J.M.F., 2016. Mapeamento da vulnerabilidade geoambiental do estado do Paraná. *Revista Brasileira de Geociências* 37(4), 812–820.
- Sapino, F., Pérez-Blanco, C.D., Gutiérrez-Martín, C., Frontuto, V., 2020. An ensemble experiment of mathematical programming models to assess socio-economic effects of agricultural water pricing reform in the Piedmont Region, Italy. *J. Environ. Manage.* 267, 110645.
- Saran, L.M., Pissarra, T.C.T., Silveira, G.A., Constancio, M.T.L., de Melo, W.J., Alves, L.M.C., 2018. Land use impact on potentially toxic metals concentration on surface water and resistant microorganisms in watersheds. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 166, 366–374.
- Sartre, X.A. de, Oszwald, J., Veiga, I., Castro, M., de Assis, W.S., Michelloti, F., Rocha, C., Souza, H., Sebillle, P., Dolédec, S., Lavelle, P., 2016. Sustainable development policies and the spread of land-sharing practices – A statistical assessment in a frontier region of the Brazilian Amazon. *Journal of Rural Studies* 48, 65–76.
- Sedghamiz, A., Nikoo, M.R., Heidarpour, M., Sadegh, M., 2018. Developing a non-cooperative optimization model for water and crop area allocation based on leader-follower game *Journal of Hydrology* 567, 51–59.
- SEMA – Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2015. Resolução SMA nº 19, de 07 de abril de 2015, Cria o projeto de Pagamentos por Serviços Ambientais Mata Ciliar, no âmbito do Programa de Nascentes.
- SEMA – Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2016. Resolução SMA no. 60, de 01 de Julho de 2016, Altera dispositivos da Resolução SMA nº 19, de 07 de abril de 2015, que cria o projeto de Pagamentos por Serviços Ambientais Mata Ciliar, no âmbito do Programa de Nascentes.
- Settre, C.M., Connor, J.D., Wheeler, S.A., 2019. Emerging water and carbon market opportunities for environmental water and climate regulation ecosystem service provision. *Journal of Hydrology* 578, 124077.
- Sheng, J., Webber, M., 2017. Incentive-compatible payments for watershed services along the Eastern Route of China's South-North Water Transfer Project. *Ecosystem services* 25, 213–226.
- SIGRH – Sistema Integrado de Gerenciamento dos Recursos Hídricos, 2020. CBH-MOGI - Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Mogi Guaçu. Coordenadoria de Recursos Hídricos. Available at: <http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhmogi/apresentacao>. Accessed in: May 4, 2020.

- Thomson, K., Kerle, S., Waylen, K., Martin-Ortega, J., 2014. Water-based payment for ecosystem services (PES) schemes in Scotland. *Reconciling Theory and Practice* 69(6), 1202–1208.
- Tsur, Y., 2020. Optimal water pricing: Accounting for environmental externalities. *Ecol. Econ* 170, 106429.
- Valle Junior, R.F. do, Varandas, S.G.P., Fernandes, L.S., Pacheco, F.A.L., 2014a. Environmental land use conflicts: a threat to soil conservation. *Land Use Policy* 41, 172–185.
- Valle Junior, R.F., Varandas, S.G.P., Sanches Fernandes, L.F., Pacheco, F.A.L., 2014b. Groundwater quality in rural watersheds with environmental land use conflicts. *Sci. Total Environ.* 493, 812–827.
- Valle Junior, R.F. do, Varandas, S.G., Pacheco, F.A., Pereira, V.R., Santos, C.F., Cortes, R.M., Fernandes, L.F.S., 2015. Impacts of land use conflicts on riverine ecosystems. *Land Use Policy* 43, 48–62.
- Wang, M., Duan, L., Wang, J., Peng, J., Zheng, B., 2020. Determining the width of lake riparian buffer zones for improving water quality base on adjustment of land use structure. *Ecol. Eng.* 158, 106001.
- Wang, Y., Liang, J., Yang, J., Ma, X., Li, X., Wu, J., Yang, G., Ren, G., Feng, Y., 2019. Analysis of the environmental behavior of farmers for non-point source pollution control and management: An integration of the theory of planned behavior and the protection motivation theory. *J. Environ. Manage.* 237, 15–23.
- Wang, Y., Yang, J., Liang, J., Qiang, Y., Fang, S., Gao, M., Fan, X., Yang, G., Zhang, B., Feng, Y., 2018. Analysis of the environmental behavior of farmers for non-point source pollution control and management in a water source protection area in China. *Sci. Total Environ.* 633, 1126–1135.
- Westerink, J., Opdam, P., Van Rooij, S., Steingröver, E., 2017. Landscape services as boundary concept in landscape governance: Building social capital in collaboration and adapting the landscape. *Land Use Policy* 60, 408–418.
- Yu, S., Lu, H., 2018. An integrated model of water resources optimization allocation based on projection pursuit model–Grey wolf optimization method in a transboundary river basin. *Journal of hydrology* 559, 156–165.
- Zanella, M.A., Schleyer, C., Speelman, S., 2014. Why do farmers join Payments for Ecosystem Services (PES) schemes? An Assessment of PES water scheme participation in Brazil. *Ecol. Econ.* 105, 166–176.

Teresa Cristina Tarlé Pissarra

19 de janeiro de 2021.