

Artigo Teórico-empírico

O Impacto de Pagamentos de Serviços Ambientais na Mata Atlântica: Um Estudo Geoespacial

The Impact of Payments for Environmental Services in the Atlantic Forest: A Geospatial Study



Ricardo Cerveira*¹
Nágela Bianca do Prado¹
Gabriela Tonini²
Christiano França da Cunha¹

RESUMO

Objetivo: este estudo buscou compreender o impacto dos programas de pagamento por serviços ambientais (PSA) em relação aos indicadores ambientais no bioma da Mata Atlântica brasileira. **Marco teórico:** o arcabouço literário contemplou três tópicos de discussão: pagamento por serviços ambientais, avaliação de programas e teoria da mudança. De maneira geral, articulou-se a temática da avaliação de programas na área agrícola, considerando os preceitos da teoria da mudança. **Método:** dados geoespaciais de uso de solo, entre 2016 e 2021, e de valores pagos em programa de PSA junto a produtores rurais, foram coletados para avaliar o impacto no aumento ou diminuição de áreas degradadas e recuperadas. A análise de dados contemplou a estatística multivariada, mais especificamente da comparação entre grupos e da relação entre variáveis através da regressão linear múltipla. **Resultados:** os resultados empíricos destacam que existe diferença significativa no aumento de áreas em recuperação entre os produtores que receberam valores em PSA e os produtores não participantes deste programa. Quanto aos tipos de PSA, aquele que paga por melhoria no uso do solo foi o que mais contribuiu com aumento da área em recuperação. **Conclusões:** o estudo evidencia que os métodos de avaliação para PSA devem ser cada vez mais complexos e mensuráveis, pois existem várias possibilidades de impactos conforme o objetivo do programa. Os resultados são pertinentes para as esferas teórica, prática e social, além de ajudarem no alcance dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS).

Palavras-chave: avaliação de impacto; pagamento por serviços ambientais; teoria da mudança; análise geoespacial; Mata Atlântica.

* Autor Correspondente.

1. Universidade de Campinas, Faculdade de Ciências Aplicadas, Limeira, SP, Brasil.
2. Instituto BioSistêmico, Piracicaba, SP, Brasil.

Como citar: Cerveira, R., Prado, N. B., Tonini, G., & Cunha, C. F. (2024). O impacto de pagamentos de serviços ambientais na Mata Atlântica: Um estudo geoespacial. *Revista de Administração Contemporânea*, 28(3), e240020. <https://doi.org/10.1590/1982-7849rac2024240020.por>

ABSTRACT

Objective: this study aimed at understanding the impact of payment for environmental services (PES) programs in relation to environmental indicators in the Brazilian Atlantic Forest biome. **Theoretical approach:** the literary framework included three topics of discussion: payment for environmental services, program evaluation, and theory of change. In a broader way, the theme of evaluating programs in the agricultural area was articulated, considering the precepts of the theory of change. **Method:** geospatial data on land use, between 2016 and 2021, and amounts paid under the PES program with rural producers were collected to evaluate the impact on the increase or decrease in degraded and recovered areas. Data analysis included multivariate statistics, more specifically the comparison between groups and the relationship between variables through multiple linear regression. **Results:** the empirical results highlight that there is a significant difference in the increase in areas under recovery between producers who received PES values and producers not participating in this program. As for the types of PES, the one that pays for improvements in land use contributed most to the increase in the area under recovery. **Conclusions:** the study shows that evaluation methods for PES must be increasingly complex and measurable, as there are several possibilities for impacts depending on the objective of the program. The results are relevant to the theoretical, practical, and social spheres, in addition to helping to achieve the Sustainable Development Goals (SDGs).

Keywords: impact assessment; payment for environmental services; theory of change; geospatial analysis; Atlantic Forest.

Classificação JEL: O13, Q28, Q51, Q57, Q58

Editores-chefes: Marcelo de Souza Bispo (Universidade Federal da Paraíba, PPGA, Brasil)
Paula Chimentil (Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPEAD, Brasil)

Editora Associada: Denize Grzybowski (Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul, Brasil)

Pareceristas: Os revisores não autorizaram a divulgação de suas identidades.

Relatório de Revisão por Pares: A disponibilização do Relatório de Revisão por Pares não foi autorizada pelos revisores.

Recebido: 31/01/2024

Última versão recebida em: 29/04/2024

Aceite em: 28/05/2024

Publicado em: 26/06/2024

de revisores convidados até a decisão:

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1ª rodada	(X)	(X)	(X)	(X)			(X)	(X)				
2ª rodada												

INTRODUÇÃO

A questão da defesa do ambiente natural é uma das mais debatidas em todo o mundo na atualidade. Ela é considerada essencial para todos os eventos especulativos quanto ao futuro. As valorações ambientais, no âmbito das externalidades negativas, ocorrem por meio dos instrumentos econômicos que atribuem preços de acordo com a escassez e o custo social, tais como os impostos, as taxas, as cobranças pelo uso e os mecanismos de mercado de quota (Ferreira et al., 2021; Jack & Jayachandran, 2019).

Para a Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE, 2018), bens (ou serviços) ambientais são aqueles que tenham por finalidade medir, prevenir, limitar, minimizar ou corrigir danos ambientais à água, ao ar e ao solo, bem como os problemas relacionados ao desperdício, à poluição sonora e aos danos aos ecossistemas. Políticas preventivas com mecanismos que valorizam o ambiente se fazem presentes na economia mundial.

Os mecanismos atuais de valoração ambiental seguem três princípios: (a) a atribuição de valores pelo uso (usuário-pagador); (b) a atribuição pelo impedimento do uso em caso de danos ambientais (poluidor-pagador); e (c) a atribuição de valores pela proteção dos recursos naturais (protetor-recebedor), dentre os quais destacamos o princípio de pagar a quem protege o meio ambiente. O princípio do protetor-recebedor surgiu nos Estados Unidos como forma de mitigar os impactos negativos das atividades agrícolas em bacias hidrográficas, configurando a política preventiva dos chamados pagamentos por serviços ambientais (PSA) (Pereira & Alves Sobrinho, 2017).

Atualmente, os PSAs são discutidos mundialmente e enfocam a água, o carbono, a biodiversidade e as belezas cênicas. Em todo o mundo, o PSA é um tema de grande relevância, pois estimula a recuperação e a proteção dos ecossistemas, e muda a relação do governo e do Estado com os proprietários de terras (Ruggiero et al., 2019; Wunder et al., 2020).

Portanto, o PSA, quando aplicado de maneira estruturada, com governança, com transparência e com segurança jurídica, é um mecanismo capaz de gerar muitos benefícios para todos os envolvidos ao garantir um retorno financeiro para aqueles que restauram e conservam as florestas e as paisagens (WRI Brasil, 2021).

Desta forma, hoje o PSA é uma ferramenta de gestão ambiental, incluindo práticas empresariais que priorizam a sustentabilidade como a ESG (*environment, social and governance*), complementando as ferramentas políticas que antes eram amplamente focadas em medidas de comando e controle (Ezzine-de-Blas et al., 2016; Lapeyre et al., 2015).

Porém, o contexto em que a maioria dos esquemas de PSA opera é caracterizado muitas vezes por alta incerteza na prestação de contas dos serviços ambientais, devido às complexidades biofísicas associadas às relações entre o uso da terra e esses serviços (Pascual et al., 2010).

De acordo com Wunder (2007), como qualquer programa de política pública, é preciso ter uma ideia segura sobre o que hipoteticamente aconteceria sem o programa de PSA, isto é, construir a linha de base de serviço contrafactual (Sills et al., 2006), para assim observar a sua eficiência. Isso está em conformidade com as palavras de Araújo (2019), que afirma que a eficácia ambiental é definida como a mudança na provisão dos serviços induzidos pelo programa, comparada ao que aconteceria na ausência da intervenção do PSA.

Diante disso, observa-se que a avaliação é fundamental para melhorar a eficácia e a eficiência dos programas de conservação (Kleiman et al., 2016). Portanto, avaliar os programas de PSA é uma forma de compreender como essas políticas causam impacto para o público envolvido (Bauchet et al., 2020; Rodrigues et al., 2021). Adicionalmente a isso, observa-se que a mensuração de impacto é uma lacuna observada pelos investidores, pelos empreendedores e pelos estudiosos que buscam mensurar o impacto e a transformação gerados considerando as hipóteses elaboradas com base na teoria da mudança (TM) (Sugahara & Rodrigues, 2019).

Em meio a este contexto, este estudo busca compreender o impacto de PSAs em relação a alguns indicadores ambientais no bioma da Mata Atlântica brasileira, dada a sua importância conforme descrito a seguir, na seção de metodologia. Para tanto, serão analisados dados geoespaciais, oriundos de sensoriamento remoto na região deste bioma. Esta compreensão se faz necessária porque os modelos de avaliação de projetos de PSA existentes atualmente são díspares e diversos, além de muito baseados em análises qualitativas, assim sugerindo a necessidade de quantificar dados de mensuração para tais ações. Através da quantificação dessa avaliação é possível detectar os impactos que a adoção de um esquema, em contraste com seu contrafactual, pode causar no meio socioambiental.

Ainda neste mesmo sentido, Costedoat et al. (2015) complementam que os programas de PSA não são facilmente mensuráveis e que o recente desenvolvimento de métodos de avaliação é essencial para sua estimação contrafactual. Ademais, os esquemas de PSA são recentes e as evidências sobre sua eficácia ainda são escassas e bastante confusas (Araújo, 2019; Engel, 2016; Rodrigues et al., 2021), dado que tais esquemas resultam de processos ecológicos e sociais complexos e que uma gama de escalas espaço-temporais pode interferir em seus resultados (Pascual et al., 2010). Este estudo se baseia na pertinência desta lacuna ao buscar

compreender melhor os modelos de avaliação de projetos em PSA, respondendo à seguinte pergunta norteadora: Qual o impacto em programas de pagamento por serviços ambientais? Para isso, alguns conceitos teóricos serão vistos na segunda parte do artigo, o referencial teórico. Depois disso, a metodologia para responder a tal pergunta norteadora será apresentada na terceira parte. Os resultados obtidos nas coletas de dados, assim como as suas discussões, serão descritos na quarta parte, e na quinta parte deste artigo as conclusões obtidas serão descritas.

REFERENCIAL TEÓRICO

Pagamento por serviços ambientais

O pioneirismo dos PSAs é creditado aos Estados Unidos que, em 1985, implantaram o *Conservation Reserve Program*, que promovia incentivo econômico para práticas de conservação do solo em propriedades rurais. Tal programa, com esquema de PSA, tem como seu maior exemplo a cidade de Nova York que, em 1997, para atender aos padrões do *Safe Drinking Water Act* de 1986, optou por adquirir e por recuperar áreas da bacia de Catskill para conservar o manancial de abastecimento em vez de investir em estação de tratamento (Pereira & Alves Sobrinho, 2017).

Já na América Latina, os primeiros programas formais de PSA (apesar de não utilizarem tal terminologia) foram iniciados em meados da década de 1990 no vale do rio Cauca, na Colômbia. Mas os PSAs realmente decolaram depois que a Costa Rica instituiu o primeiro programa federal de PSA do mundo, o *Programa de Pagos por Servicios Ambientales* (PPSA), em 1997 (Hanley, 2014; Martin-Ortega et al., 2013).

O México também tem desempenhado papel importante nos esquemas de PSA. O governo federal, através da Comissão Nacional Florestal, instituiu o Programa de Serviços Ambientais Hidrológicos em 2003 e o Programa de Pagamentos por Carbono, Biodiversidade e Serviços Agroflorestais em 2004. Esses dois programas evoluíram e, desde 2006, foram fundidos no Programa Nacional de PSA.

Em suma, as iniciativas de PSA são recorrentes ao redor do mundo. De acordo com Pereira e Alves Sobrinho (2017), existem registros de programas influentes que ocorreram no Equador, no Peru, na China, no Japão, na África do Sul, na Alemanha e na França.

A ideia básica do PSA, portanto, é remunerar quem preserva (direta ou indiretamente) o ambiente (Costedoat et al., 2015; Le Velly & Dutilly, 2016; Ruggiero et al., 2019). Por definição, os PSAs são mecanismos que remuneram ou recompensam quem protege a natureza. É uma forma de 'precificar' os bens e serviços ecossistêmicos e estimular a

conservação, atribuindo-lhes um valor e constituindo um mercado para a troca de créditos de carbono, a conservação de recursos hídricos, a criação de impostos ecológicos, a exploração sustentável de florestas, o uso sustentável da biodiversidade e o ecoturismo (Engel, 2016; Jack & Jayachandran, 2019).

Com isso, os serviços ambientais são aqueles prestados, silenciosamente, pela natureza, relacionados ao ciclo do carbono, ao ciclo hidrológico, às belezas cênicas, à conservação do solo, à biodiversidade, dentre outros. Por meio do PSA, é possível ter mais segurança a respeito da preservação do patrimônio genético e do conhecimento tradicional, bem como desenvolver ações para a regulação do clima e a redução do desmatamento, sobretudo dentro das propriedades rurais. Assim, o PSA contribui para que haja maior incentivo ao desenvolvimento de uma agropecuária sustentável (Araújo, 2019; Tacconi, 2012).

O PSA remunera os produtores rurais por serviços ambientais que beneficiem a sociedade. Quem paga é quem usufrui, ou seja, toda a sociedade. Assim, para que o PSA tenha sentido, a conservação do meio ambiente tem de ser mais lucrativa do que sua destruição, ou seja, os ganhos auferidos pelo prestador de serviços ambientais têm de ser mais significativos do que aqueles que seriam potencialmente obtidos em outras atividades econômicas (Tacconi, 2012).

Segundo Ezzine-de-Blas et al. (2016), os pagamentos podem ser feitos de várias formas: (a) direto (monetário ou não); (b) por prestação de melhorias sociais a comunidades rurais e urbanas; (c) por compensação vinculada a certificado de redução de emissões por desmatamento e degradação; (d) por comodato através de cota de reserva ambiental instituída pelo Código Florestal; e (e) por meio de títulos verdes (*green bonds*).

Existem diversos tipos de modalidades de PSA: (a) para preservação da vegetação nativa; (b) por restauração de áreas degradadas; (c) por melhoria da qualidade da água; (d) por sequestro de carbono; e (e) por manutenção da biodiversidade (Hanley, 2014). Dentre os diversos objetivos do PSA, os mais comuns incluem: (a) a manutenção, a recuperação ou a melhoria da cobertura vegetal em áreas consideradas prioritárias para preservação; (b) o combate à fragmentação de habitats; (c) a formação de corredores de biodiversidade; e (d) a conservação dos recursos hídricos (Engel, 2016; Le Velly & Dutilly, 2016).

De acordo com a literatura, existe uma grande diversidade de programas de PSA, além da questão da proteção ambiental (Game et al., 2018; Tengberg & Valencia, 2018; Wiik, 2020), que podem considerar a aplicação em sistemas de irrigação (Lankford et al., 2016), em ecoturismo (Eshoo et al., 2018), em alívio da pobreza (Hajjar et al., 2021), em

impactos sociais (Game et al., 2018; Larson et al., 2019), dentre outros.

O Brasil tem exemplos bem-sucedidos de PSA, os quais começaram a surgir na década de 1990. Destaca-se o Programa de Desenvolvimento Socioambiental da Produção Familiar Rural e o Bolsa Floresta, criados, respectivamente, em 2003 e 2007 como programas pioneiros de PSA e de maior relevância em termos de utilização de esquemas de PSA na Amazônia, vinculados aos serviços ambientais ligados ao carbono, à água, à qualidade do solo e à biodiversidade. Mas foi o Programa Produtor de Água que se destacou no âmbito federal. Esse programa tem como princípio o conceito de protetor-recebedor e visa complementar as políticas do usuário-pagador e/ou poluidor-pagador para a conservação dos recursos hídricos (Ferreira et al., 2021). Uma vez visto o que é um programa em PSA, a seção seguinte traz alguns modelos de avaliação deste tipo de programa, a fim de mensurar sua efetividade.

Avaliação de programas

A avaliação é um processo que consiste em emitir juízos de valor sobre as atividades e os resultados de um programa, um projeto, uma política ou uma estratégia (Kleiman et al., 2016). Já a avaliação de impacto de um programa implica, necessariamente, dois elementos: (a) construir uma descrição detalhada e precisa do desempenho de um programa; e (b) comparar com um critério ou um padrão preestabelecido para julgar o desempenho (Cotta, 2014; Saccol et al., 2004).

Quando se fala em avaliação, existe uma gama muito ampla de métodos de avaliações disponíveis. Por exemplo, a avaliação de programas é uma categoria de avaliação que por si também tem, pelo menos, cinco subcategorias de avaliações: (a) a de necessidades; (b) a teórica; (c) a de processos; (d) a de impacto; e (e) a de eficiência (Kleiman et al., 2016).

A avaliação de necessidades compreende um estudo sistemático que identifica a natureza, o alcance e as causas de uma necessidade. Esse tipo de avaliação define e descreve a população-alvo a ser atendida, assim como determina a intervenção necessária para solucionar a necessidade (Costa & Castanhar, 2003).

Já a avaliação teórica avalia a teoria que está por trás do programa, isto é, verifica se ele é viável e factível e se atende às necessidades da população-alvo. Especificamente, a avaliação teórica descreve a teoria e, portanto, dá origem à nomenclatura da chamada teoria da mudança (TM), assim como determina a qualidade do projeto por meio da revisão da literatura, de painel de especialistas e com entrevistas (Cotta, 2014).

A avaliação de processos, por sua vez, é conhecida como 'da teoria à prática'. Enquanto a TM diz como o programa deveria funcionar, a avaliação de processos estuda o que acontece na prática e, portanto, avalia a implementação de um programa. A avaliação de processos é, pois, uma evidência descritiva, que é realizada durante a implementação do programa, que mede o progresso em relação aos objetivos (Costa & Castanhar, 2003).

A avaliação de impacto objetiva identificar as mudanças atribuíveis ao programa. Essa subcategoria de avaliação mede quanto do progresso em relação aos objetivos é causado pelo programa (Sills et al., 2006). Ela é pontual e é limitada no tempo, e oferece evidência causal. Ainda, é desenhada antes da implementação, com os resultados após o programa ser implementado (Finkler & Dellaglio, 2013). A avaliação de impacto é mensurada a partir da subtração do resultado que esses mesmos beneficiários obteriam no caso hipotético de não terem participado do programa (contrafactual), e do resultado dos beneficiários depois de participarem do programa (Costa & Castanhar, 2003). É através dessa mensuração que é possível evidenciar o resultado efetivo do impacto que o programa em questão atingiu.

Usualmente, o impacto é avaliado por três principais razões: (a) melhorar o programa, ou seja, gerar informação focada no desenho ou na reformulação do programa, com a finalidade de melhorar seu desempenho e seus resultados (encontrar soluções concretas e as implementar em curto prazo, além de permitir entender a importância relativa dos componentes e dos processos do programa); (b) tornar o gasto público mais eficiente, ao emitir um juízo sobre o uso eficiente dos recursos (útil para tomar decisões em relação à alocação de recursos e à continuidade do programa, pois interessa aos tomadores de decisão de alto nível – ex.: governadores, prefeitos, legisladores); e (c) gerar conhecimento sobre políticas públicas, isto é, gerar bens públicos, contribuindo para o conhecimento em ciências sociais e econômicas (produz conhecimento sobre os mecanismos e os efeitos de uma intervenção, assim como serve de base para inovações e para novos enfoques, com potencial para replicações e para ganhos de escala) (Costa & Castanhar, 2003). O impacto é avaliado quando existem perguntas causais sem resposta, quando existe a incerteza sobre a melhor estratégia de intervenção para atacar um problema, quando está sendo implementado um programa-piloto, quando se prevê ampliar um programa, quando um programa está sendo implementado de maneira gradual ou quando o programa incorpora novos serviços ou novos beneficiários (Finkler & Dellaglio, 2013).

As metodologias de avaliação de impactos apontadas na literatura são importantes meios de auxiliar os gestores e os investidores nas tomadas de decisões, já que oferecem

informações necessárias para aprimorar o processo de planejamento e de gestão dos seus programas. Além disso, os *stakeholders* necessitam de conhecimento sobre as metodologias de avaliação de impacto para que possam medir os impactos dos programas sociais (Rodrigues et al., 2021).

Por fim, a avaliação de eficiência é uma análise do custo-benefício, pois compara os benefícios (resultados) do programa com seus custos (recursos utilizados). Tal avaliação implica monetizar os custos e os benefícios e geralmente é realizada *ex-ante*. Quando se trata da análise do custo-efetividade, a avaliação de eficiência compara a mudança na variável de impacto principal com os custos do programa e, com isso, permite comparar o impacto relativo de diferentes intervenções. Neste caso, ela é realizada geralmente *ex-post* (Cotta, 2014).

Diante do exposto, observa-se que as metodologias de avaliação almejam avaliar a melhor utilização de recursos na busca pelo melhor resultado possível, trazendo uma melhoria contínua nas estratégias, nos programas e nas políticas públicas (Cotta, 2014). Especificamente em projetos que envolvem esquemas de PSA, a avaliação busca compreender, além da questão da transparência do projeto (Tacconi, 2012), uma ampliação dos resultados de desenvolvimento sustentável (Martin-Ortega et al., 2014). A seção seguinte foca na teoria da mudança e sua relação com pagamentos de serviços ambientais.

Teoria da mudança

Observou-se que a avaliação teórica originou a teoria da mudança. A TM é uma descrição ampla e ilustrada de como se espera que aconteça uma mudança num contexto particular. Mais especificamente, ela é um meio de se ter ciência de até onde se vai (resultados) e como se chega (processos), haja vista que detalha todas as mudanças implícitas que devem ocorrer entre as atividades de um programa e os seus objetivos de longo prazo (E. P. Santos et al., 2022).

Tal teoria tem como objetivo a comunicação e a descrição da intervenção, o desenho da intervenção e do planejamento estratégico, o monitoramento e a avaliação. Basicamente, a TM dá origem ao denominado 'marco lógico', o qual consiste em uma ferramenta que mostra como as atividades de um programa se relacionam com seus resultados, com seus objetivos e com seus impactos (Sugahara & Rodrigues, 2019). Assim, a TM pode ter diferentes formas, consistindo em um mapa dinâmico sobre o programa, que mostra a relação de causa e efeito entre os diferentes elementos e os resultados de uma intervenção, e é um instrumento não apenas descritivo, mas também

explicativo, cujos resultados têm influência contextual (Escola Nacional de Administração Pública [ENAP], 2022).

A TM é importante, portanto, na medida em que ajuda a desenhar a avaliação de impacto, ao permitir identificar as perguntas de avaliação, geralmente relacionadas às premissas identificadas pela TM, e ao ajudar a definir quais dados coletar e quais variáveis medir, e mais especificamente a entender o porquê de um programa gerar determinados resultados para, conseqüentemente, definir conhecimento mais generalizável e mecanismos para replicar programas em diferentes contextos (E. P. Santos et al., 2022).

Com isso, a ferramenta teoria da mudança possibilita definir o escopo de atuação de projetos e acompanhar o impacto das intervenções para posterior aplicação de uma metodologia de avaliação de impacto (Sugahara & Rodrigues, 2019). Neste contexto, as organizações podem contar com a TM, uma ferramenta a serviço da avaliação de impacto, que descreve como um programa gera resultados específicos de longo prazo por meio de uma sequência lógica de resultados intermediários (Sugahara & Rodrigues, 2019).

Com relação à TM e aos programas de PSA, a literatura aponta que, de forma bem ampla, a TM serve de base para a implementação de práticas orientadas à sustentabilidade. Basicamente em todos os estudos que trazem a TM, existem suposições que, se atendidas, podem auxiliar no processo de mudança e no incremento de conservação ambiental, no alívio da pobreza e na melhora da qualidade de vida e do bem-estar humano (Lankford et al., 2016). Ainda, a TM é também abordada como meio de avaliação de impacto de políticas, a fim de evidenciar quais são os elementos essenciais do processo de avaliação (Sugahara & Rodrigues, 2019; Wegner, 2016). Uma vez conhecidos estes elementos essenciais deste processo, a próxima parte deste artigo apresentará como será a metodologia deste trabalho científico, ou seja, como este processo de avaliação será realizado.

METODOLOGIA

O presente estudo possui um objetivo explicativo, uma natureza empírica e uma abordagem quantitativa (Gil, 2010). O Brasil tem diversas iniciativas de PSAs, dentre as quais se destacam algumas na Mata Atlântica brasileira, algo totalmente justificável pela sua importância.

De acordo com a Fundação SOS Mata Atlântica (Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação [MCTI], 2022), a Mata Atlântica abrange cerca de 15% do território brasileiro e está presente em 17 estados. Observa-se que este bioma é o lar de 72% dos brasileiros e concentra 70% do produto interno bruto (PIB) nacional. Nota-se que serviços essenciais como o abastecimento de água, a regulação do

clima, a agricultura, a pesca, a energia elétrica e o turismo também dependem deste bioma. A Mata Atlântica também engloba um diversificado conjunto de ecossistemas florestais com estrutura e composições florísticas bastante diferenciadas, acompanhando as características climáticas da região onde ocorre (E. P. Santos et al., 2022; J. S. Santos et al., 2018).

Hoje, no entanto, restam apenas 12,4% da floresta que existia originalmente e, por isso, a Mata Atlântica é uma das florestas tropicais mais ameaçadas do mundo e o bioma brasileiro que mais sofreu com os ciclos econômicos do país, uma vez que abriga a maioria das regiões metropolitanas e concentra grandes polos industriais, petroleiros e portuários do Brasil. Mesmo reduzida, a Mata Atlântica ainda está entre os cinco conjuntos de ecossistemas mais importantes para a preservação da biodiversidade do planeta. O bioma contribui significativamente para a redução de gás carbônico (CO₂) na atmosfera, bem como é fonte de alimentos e de água para abastecimento público (Morellato & Haddad, 2000).

Assim, as iniciativas de PSA desenvolvidas na Mata Atlântica têm foco nos proprietários rurais que adotam ações de preservação de floresta nativa deste bioma, recuperam áreas degradadas e implementam práticas produtivas sustentáveis, de forma a aumentar os estoques de carbono, ampliar a resiliência dos ecossistemas e promover a proteção de habitat necessário para a preservação da biodiversidade mediante a reconexão de fragmentos florestais (Fundação de Empreendimentos Científicos e Tecnológicos [FINATEC], 2022; MCTI, 2022; Yablonovitch & Deckman, 2023).

Para analisar os impactos destes programas de PSA na Mata Atlântica foram coletados dados secundários, mais precisamente dados geoespaciais. Isso porque com os recentes avanços tecnológicos na aquisição de dados geoespaciais, processamento, disseminação baseada em nuvem e infraestrutura de análise, há uma quantidade crescente de estudos que utilizam dados geoespaciais em pesquisas relacionadas ao uso do solo, inclusive na área agrícola (Bragança et al., 2022; Formigoni et al., 2011; Haces-Fernandez, 2022; Hasenack et al., 2015; Lapola et al., 2008; Souza et al., 2020; Uhl & Leyk, 2022).

Além disso, de acordo com Formigoni et al. (2011), o monitoramento da cobertura vegetal, utilizando produtos e técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento, é embasado na necessidade de análise dos recursos vegetais, contribuindo para o acompanhamento temporal e a obtenção de informações como a distribuição dos tipos de vegetação, a fenologia, a estrutura do dossel, as condições de estresse e as mudanças de uso do solo. Assim, alguns estudos justificam a utilização do sensoriamento e geoprocessamento na medida em que os modelos geoespaciais podem

orientar a priorização geográfica de intervenções (Roberts et al., 2022), a partir do mapeamento, monitoramento e análise das mudanças de uso e cobertura do solo com maior frequência, maior detalhamento e melhor precisão (Rosa, 2016).

Uma das ferramentas para disponibilização de dados geoespaciais é o projeto MapBiomias, uma iniciativa do Observatório do Clima, produzida por uma rede colaborativa de cocriadores formada por organizações não governamentais, universidades e empresas de tecnologia organizadas por biomas e temas transversais, que busca a conservação e o manejo sustentável dos recursos naturais, como forma de combate às mudanças climáticas (Projeto MapBiomias, 2023).

Portanto, foram coletados dados secundários do MapBiomias, que dispõe os dados geoespaciais através de uma plataforma aberta, que processa informações de sensoriamento remoto em parceria com o Google Earth Engine.

Mais precisamente, foram coletados junto à própria plataforma do MapBiomias os polígonos das propriedades localizadas na região de estudo, através da interpolação do número do Cadastro Ambiental Rural (CAR), provido pelo Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural.

Já os dados das propriedades rurais participantes do programa PSA foram adquiridos na plataforma digital desse programa (MCTI, 2022). Nota-se que o programa atende aos estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro, em conjunto com respectivos governos estaduais, além do governo federal e bancos internacionais de desenvolvimento. Mas decidiu-se estudar apenas o estado de São Paulo, pois apenas neste estado há a presença das três tipologias de PSA existentes neste programa (PSA-Proteção; PSA-Uso; e PSA-Valor), melhor descritas a seguir.

Desta forma, consideraram-se no estudo todos os produtores rurais cadastrados no CAR que estivessem localizados no bioma Mata Atlântica, no estado de São Paulo, e inseridos nos municípios em que houvesse ao menos um produtor participando do programa. Com a lista completa de produtores rurais existentes, separaram-se aqueles participantes do PSA dos não participantes.

Para cada produtor rural, para além das informações do CAR e do polígono georreferenciado de cada propriedade, levantaram-se os valores recebidos pelos PSAs entre os anos de 2018 e 2021. Já na coleta de imagens georreferenciadas, coletaram-se informações da área de uso de solo em 2016 e em 2021 de cada produtor. A Tabela 1 apresenta a lista de municípios catalogados, bem como o número de produtores participantes e não participantes do programa de PSA.

Tabela 1. Quantidade de propriedades selecionadas para o estudo.

Municípios – SP	Totais (bruto)		Com pareamento metodológico (randomizado)	
	Controle	Tratamento	Controle	Tratamento
Areias	38	19	19	19
Bananal	74	70	70	70
Cachoeira Paulista	100	7	7	7
Cunha	840	93	93	93
Guaratinguetá	297	18	18	18
Itariri	220	69	69	69
Lagoinha	185	20	20	20
Lorena	112	5	5	5
Miracatu	280	5	5	5
Natividade da Serra	138	137	137	137
Paraibuna	283	44	44	44
Pedro de Toledo	243	50	50	50
Peruíbe	166	20	20	20
Redenção da Serra	105	37	37	37
São José dos Campos	611	88	88	88
São Luiz do Paraitinga	243	107	107	107
Silveiras	115	72	72	72
Taubaté	314	16	16	16
Total Geral	4364	877	877	877

Nota. Fonte: Dados da pesquisa.

Ao todo, foram coletados 246.947 fragmentos de imagens, com uso de solo e área, referentes ao total de 5.241 produtores rurais no ambiente de estudo, sendo 4.364 de propriedades não envolvidas no programa de PSA e 877 de propriedades participantes. A fim de dar mesmo peso às verificações dos dados de transição de uso de solo, optou-se por, de forma randomizada e aleatória, selecionar uma quantidade de produtores participantes do programa em cada município (produtores de tratamento) igual ao número de não participantes no mesmo município (produtores de controle).

Assim, totalizaram-se 877 propriedades de controle e 877 propriedades de tratamento com pareamento

metodológico. O viés de seleção existente ocorreu na entrada das propriedades de produtores rurais através dos editais públicos de PSA. São escolhas arbitrárias, por cada produtor, em aderir ou não aos projetos de PSA. Já os de controle podem ou não ter tido conhecimento do programa.

Os dados foram manejados através da estatística multivariada, mais especificamente da comparação entre grupos e da relação entre variáveis através da regressão linear múltipla (Fox & Weisberg, 2020; Hair et al., 2009). O processamento ocorreu através do software Jamovi para inferência dos dados. A Figura 1 representa a esquemática do método adotado.

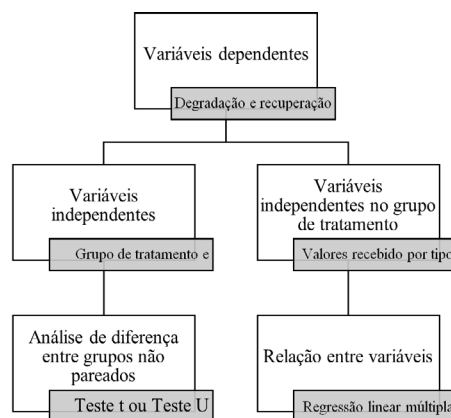


Figura 1. Desenho esquemático do método adotado.

Fonte: Elaborada pelos autores.

Com o escopo da amostra de estudo estruturada, bem como o desenho do método, definiram-se os indicadores que respondem ao objeto deste estudo: áreas degradadas e áreas recuperadas (em hectares) no período de 2016 a 2021. Esses dois indicadores são as variáveis quantitativas dependentes, conforme a Figura 1, sendo que os grupos de análise são propriedades de controle e de tratamento.

Além da análise comparativa entre esses grupos, optou-se por avaliar a influência dos três tipos de PSAs que o produtor recebeu como variáveis independentes junto aos indicadores supracitados. Existem três tipos de PSAs no programa. Um deles, o PSA-Proteção, é voltado exclusivamente para proteção de áreas consolidadas consideradas 'protegidas', seja através do enriquecimento do bioma, seja pelo cercamento das áreas protegidas, entre outros aspectos. O segundo método é o pagamento para melhorar o uso de solo, ou seja, implantação de diversidade de espécies na pastagem ou estímulo no cultivo de práticas agroecológicas, entre outras, denominado PSA-Uso. Por fim, tem-se o pagamento para cadeia de valor da produção agrícola, em que se faz um estímulo na diferenciação e

melhoria da qualidade da produção rural dos produtores participantes, chamado de PSA-Valor.

Ao todo, foram realizadas duas inferências estatísticas: uma comparando os dois grupos (controle e tratamento) com as variáveis qualitativas independentes e outra comparando a área calculada de degradação e recuperação como variáveis quantitativas dependentes. Por serem grupos independentes, não pareados estatisticamente, utiliza-se o teste t para suas amostras independentes (no caso de dados com distribuição normal) ou Teste U de Mann-Whitney (caso esta distribuição de dados não seja normal). A outra inferência foi avaliar a influência das variáveis preditoras de pagamentos recebidos por tipo de PSA junto às variáveis dependentes de área de degradação e recuperação. Essa análise de relação entre as variáveis foi feita por uma regressão linear múltipla.

As variáveis dependentes foram coletadas como imagens, denominadas de *raster*, e sofreram tratamento somente os dados de polígonos inseridos dentro de propriedades rurais selecionadas no escopo do trabalho. Na Figura 2, tem-se o demonstrativo da coleta desses dados.

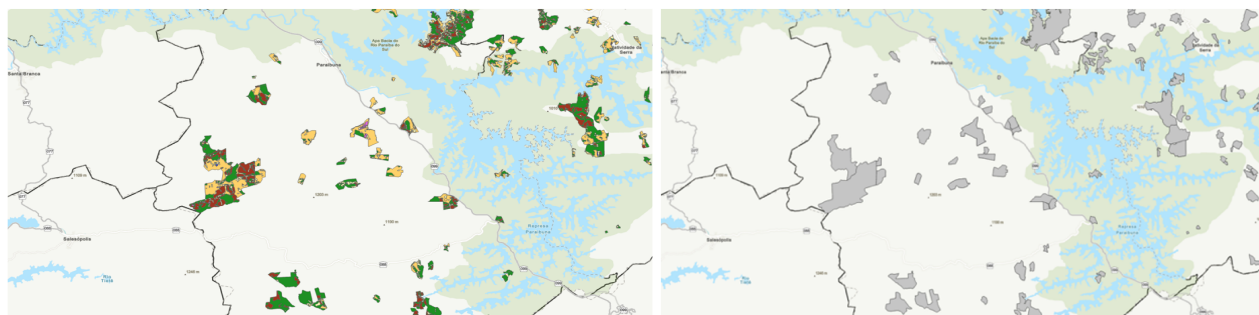


Figura 2. Exemplo de área com polígonos de uso do solo (primeira imagem), seguido pelo recorte da mesma região com as áreas das propriedades de interesse (segunda imagem).

Fonte: Elaborada pelos autores.

Como exemplificado na Figura 2, as imagens dos indicadores de uso de solo se alinham com o polígono das propriedades de interesse. Ao sistematizar todos os polígonos de interesse, os dados foram transferidos para uma tabela, a qual apresenta informações como o tamanho de cada classificação de uso de solo, tamanho em hectares e em qual propriedade está inserida tal informação. É explicitado no

sistema que o tamanho mínimo de informação com nitidez para análise é o pixel, no tamanho de 30 metros por 30 metros (Projeto MapBiomias, 2023). Portanto, polígonos com informação de degradação ou de recuperação menores do que 0,09 hectares não foram considerados na análise. As informações de uso de solo são classificadas pelo sistema, conforme a Tabela 2.

Tabela 2. Classificação de uso do solo do sistema.

Classificação
<i>Aquaculture</i>
<i>Coffee</i>
<i>Forest Formation</i>
<i>Forest Plantation</i>
<i>Grassland</i>
<i>Herbaceous Sandbank Vegetation</i>
<i>Mining</i>
<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>
<i>Mosaic of Crops</i>
<i>Other Non-Vegetated Area</i>
<i>Other Perennial Crops</i>
<i>Pasture</i>
<i>River, Lake, and Ocean</i>
<i>Rocky outcrop</i>
<i>Salt flat</i>
<i>Savanna Formation</i>
<i>Soybeans</i>
<i>Sugar Cane</i>
<i>Urban Infrastructure</i>
<i>Wetland</i>
<i>Wooded Sandbank Vegetation</i>

Nota. Fonte: Baseado em Souza et al. (2020).

Com as classificações do uso de solo apontadas em cada polígono em 2016 e em 2021, é possível agrupar a transição do uso do solo no período, ou seja, se o uso do solo

alterou-se de uma classificação para outra ou se a manteve. Nesse contexto, foi criado um agrupamento da transição para os tipos de mudança de uso de solo que ocorrem em cada polígono processado. Como a busca por um método de agrupamento em literatura foi frustrada, fez-se um primeiro agrupamento com especialistas de campo do programa. Em seguida, validaram-se as categorias de agrupamento com a equipe técnica do programa desde sua implantação. Através de entrevista semiestruturada com essa equipe, foram considerados três grupos de transição no uso do solo:

- (1) Sem influência: quando não há alteração do uso do solo no período ou a alteração não contribui para diminuição ou aumento da diversidade ou qualidade biológica do ambiente (sistemas com aumento de matéria orgânica no solo, formação de mananciais, entre outros agentes ecossistêmicos).
- (2) Recuperação: quando há uma contribuição na melhoria da qualidade ambiental da transição ocorrida. Exemplo: um pasto que foi convertido para uma área de café foi considerado um ganho ambiental, da mesma forma que uma área de café alterando-se para uma área de floresta.
- (3) Degradação: quando há uma contribuição na piora ambiental na área estudada, ou seja, uma área de floresta suprimida para agricultura ou mesmo uma área de plantio de café transformada em pasto foram consideradas como degradação para efeito do estudo.

Tabela 3. Categorização da transição adotada no estudo.

Classificação 2016	Classificação 2021	Transição
<i>Aquaculture</i>	<i>Aquaculture</i>	Sem influência
<i>Aquaculture</i>	<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	Degradação
<i>Aquaculture</i>	<i>River, Lake and Ocean</i>	Sem influência
<i>Coffee</i>	<i>Coffee</i>	Sem influência
<i>Coffee</i>	<i>Forest Formation</i>	Recuperação
<i>Coffee</i>	<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	Sem influência
<i>Coffee</i>	<i>Pasture</i>	Degradação
<i>Coffee</i>	<i>Mosaic of Crops</i>	Sem influência
<i>Forest Formation</i>	<i>Coffee</i>	Degradação
<i>Forest Formation</i>	<i>Forest Formation</i>	Sem influência
<i>Forest Formation</i>	<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	Degradação
<i>Forest Formation</i>	<i>Mosaic of Crops</i>	Degradação
<i>Forest Formation</i>	<i>Pasture</i>	Degradação
<i>Forest Formation</i>	<i>River, Lake and Ocean</i>	Degradação
<i>Forest Formation</i>	<i>Rocky outcrop</i>	Degradação
<i>Forest Formation</i>	<i>Wetland</i>	Sem influência
<i>Forest Formation</i>	<i>Forest Plantation</i>	Degradação
<i>Forest Formation</i>	<i>Savanna Formation</i>	Sem influência

(continua)

Tabela 3. Categorização da transição adotada no estudo. (continuada)

Classificação 2016	Classificação 2021	Transição
<i>Forest Formation</i>	<i>Grassland</i>	Degradação
<i>Forest Plantation</i>	<i>Forest Formation</i>	Recuperação
<i>Forest Plantation</i>	<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	Degradação
<i>Forest Plantation</i>	<i>Pasture</i>	Degradação
<i>Forest Plantation</i>	<i>Forest Plantation</i>	Sem influência
<i>Forest Plantation</i>	<i>Grassland</i>	Degradação
<i>Grassland</i>	<i>Grassland</i>	Sem influência
<i>Grassland</i>	<i>Pasture</i>	Sem influência
<i>Grassland</i>	<i>Forest Formation</i>	Recuperação
<i>Grassland</i>	<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	Sem influência
<i>Grassland</i>	<i>Mosaic of Crops</i>	Sem influência
<i>Grassland</i>	<i>Forest Plantation</i>	Recuperação
<i>Grassland</i>	<i>Grassland</i>	Sem influência
<i>Grassland</i>	<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	Sem influência
<i>Grassland</i>	<i>Herbaceous Sandbank Vegetation</i>	Sem influência
<i>Herbaceous Sandbank Vegetation</i>	<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	Degradação
<i>Herbaceous Sandbank Vegetation</i>	<i>Wetland</i>	Sem influência
<i>Mining</i>	<i>Mining</i>	Sem influência
<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	<i>Forest Formation</i>	Recuperação
<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	<i>Coffee</i>	Degradação
<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	Sem influência
<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	<i>Mosaic of Crops</i>	Recuperação
<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	<i>Other Non-Vegetated Area</i>	Sem influência
<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	<i>Other Perennial Crops</i>	Recuperação
<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	<i>Pasture</i>	Degradação
<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	<i>River, Lake and Ocean</i>	Sem influência
<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	<i>Rocky outcrop</i>	Recuperação
<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	<i>Soy Beans</i>	Degradação
<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	<i>Urban Infrastructure</i>	Sem influência
<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	<i>Wetland</i>	Recuperação
<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	<i>Wooded Sandbank Vegetation</i>	Recuperação
<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	<i>Forest Plantation</i>	Recuperação
<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	<i>Savanna Formation</i>	Sem influência
<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	<i>Grassland</i>	Sem influência
<i>Mosaic of Crops</i>	<i>Forest Formation</i>	Recuperação
<i>Mosaic of Crops</i>	<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	Recuperação
<i>Mosaic of Crops</i>	<i>Mosaic of Crops</i>	Sem influência
<i>Mosaic of Crops</i>	<i>Other Non-Vegetated Area</i>	Sem influência
<i>Mosaic of Crops</i>	<i>Pasture</i>	Degradação
<i>Mosaic of Crops</i>	<i>River, Lake and Ocean</i>	Sem influência
<i>Mosaic of Crops</i>	<i>Rocky outcrop</i>	Sem influência
<i>Mosaic of Crops</i>	<i>Soy Beans</i>	Degradação
<i>Mosaic of Crops</i>	<i>Sugar Cane</i>	Degradação
<i>Mosaic of Crops</i>	<i>Urban Infrastructure</i>	Sem influência
<i>Mosaic of Crops</i>	<i>Wetland</i>	Recuperação
<i>Mosaic of Crops</i>	<i>Wooded Sandbank Vegetation</i>	Recuperação
<i>Mosaic of Crops</i>	<i>Forest Plantation</i>	Recuperação
<i>Mosaic of Crops</i>	<i>Coffee</i>	Sem influência
<i>Other Non-Vegetated Area</i>	<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	Recuperação
<i>Other Non-Vegetated Area</i>	<i>Mosaic of Crops</i>	Recuperação
<i>Other Non-Vegetated Area</i>	<i>Other Non-Vegetated Area</i>	Sem influência

(continua)

Tabela 3. Categorização da transição adotada no estudo. (continuada)

Classificação 2016	Classificação 2021	Transição
<i>Other Non-Vegetated Area</i>	<i>River, Lake and Ocean</i>	Sem influência
<i>Other Non-Vegetated Area</i>	<i>Urban Infrastructure</i>	Sem influência
<i>Other Non-Vegetated Area</i>	<i>Pasture</i>	Recuperação
<i>Other Non-Vegetated Area</i>	<i>Rocky outcrop</i>	Sem influência
<i>Other Perennial Crops</i>	<i>Other Perennial Crops</i>	Sem influência
<i>Pasture</i>	<i>Forest Formation</i>	Recuperação
<i>Pasture</i>	<i>Coffee</i>	Recuperação
<i>Pasture</i>	<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	Recuperação
<i>Pasture</i>	<i>Mosaic of Crops</i>	Recuperação
<i>Pasture</i>	<i>Other Non-Vegetated Area</i>	Recuperação
<i>Pasture</i>	<i>Other Perennial Crops</i>	Recuperação
<i>Pasture</i>	<i>Pasture</i>	Sem influência
<i>Pasture</i>	<i>River, Lake and Ocean</i>	Sem influência
<i>Pasture</i>	<i>Rocky outcrop</i>	Sem influência
<i>Pasture</i>	<i>Soy Beans</i>	Sem influência
<i>Pasture</i>	<i>Sugar Cane</i>	Recuperação
<i>Pasture</i>	<i>Urban Infrastructure</i>	Sem influência
<i>Pasture</i>	<i>Forest Plantation</i>	Recuperação
<i>Pasture</i>	<i>Grassland</i>	Sem influência
<i>River, Lake and Ocean</i>	<i>Forest Formation</i>	Recuperação
<i>River, Lake and Ocean</i>	<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	Degradação
<i>River, Lake and Ocean</i>	<i>Mosaic of Crops</i>	Degradação
<i>River, Lake and Ocean</i>	<i>Other Non-Vegetated Area</i>	Degradação
<i>River, Lake and Ocean</i>	<i>Pasture</i>	Degradação
<i>River, Lake and Ocean</i>	<i>River, Lake and Ocean</i>	Sem influência
<i>River, Lake and Ocean</i>	<i>Rocky outcrop</i>	Degradação
<i>River, Lake and Ocean</i>	<i>Forest Plantation</i>	Sem influência
<i>Rocky outcrop</i>	<i>Forest Formation</i>	Recuperação
<i>Rocky outcrop</i>	<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	Degradação
<i>Rocky outcrop</i>	<i>Pasture</i>	Degradação
<i>Rocky outcrop</i>	<i>Rocky outcrop</i>	Sem influência
<i>Rocky outcrop</i>	<i>Forest Plantation</i>	Sem influência
<i>Salt flat</i>	<i>Salt flat</i>	Sem influência
<i>Savanna Formation</i>	<i>Savanna Formation</i>	Sem influência
<i>Savanna Formation</i>	<i>Forest Formation</i>	Recuperação
<i>Savanna Formation</i>	<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	Sem influência
<i>Savanna Formation</i>	<i>Rocky outcrop</i>	Degradação
<i>Soy Beans</i>	<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	Recuperação
<i>Soy Beans</i>	<i>Mosaic of Crops</i>	Recuperação
<i>Soy Beans</i>	<i>Other Perennial Crops</i>	Recuperação
<i>Soy Beans</i>	<i>Pasture</i>	Sem influência
<i>Soy Beans</i>	<i>Soy Beans</i>	Sem influência
<i>Sugar Cane</i>	<i>Mosaic of Crops</i>	Recuperação
<i>Sugar Cane</i>	<i>Pasture</i>	Sem influência
<i>Sugar Cane</i>	<i>Sugar Cane</i>	Sem influência
<i>Urban Infrastructure</i>	<i>Urban Infrastructure</i>	Sem influência
<i>Wetland</i>	<i>Forest Formation</i>	Recuperação
<i>Wetland</i>	<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	Degradação
<i>Wetland</i>	<i>Mosaic of Crops</i>	Degradação
<i>Wetland</i>	<i>Wetland</i>	Sem influência
<i>Wetland</i>	<i>Wooded Sandbank Vegetation</i>	Sem influência

(continua)

Tabela 3. Categorização da transição adotada no estudo. (continuada)

Classificação 2016	Classificação 2021	Transição
<i>Wooded Sandbank Vegetation</i>	<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	Degradação
<i>Wooded Sandbank Vegetation</i>	<i>Mosaic of Crops</i>	Degradação
<i>Wooded Sandbank Vegetation</i>	<i>Wetland</i>	Sem influência
<i>Wooded Sandbank Vegetation</i>	<i>Wooded Sandbank Vegetation</i>	Sem influência
<i>Other Non-Vegetated Area</i>	<i>Urban Infrastructure</i>	Sem influência
<i>Other Non-Vegetated Area</i>	<i>Pasture</i>	Recuperação
<i>Other Non-Vegetated Area</i>	<i>Rocky outcrop</i>	Sem influência
<i>Other Perennial Crops</i>	<i>Other Perennial Crops</i>	Sem influência
<i>Pasture</i>	<i>Forest Formation</i>	Recuperação
<i>Pasture</i>	<i>Coffee</i>	Recuperação
<i>Pasture</i>	<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</i>	Recuperação
<i>Pasture</i>	<i>Mosaic of Crops</i>	Recuperação

Nota. Fonte: Baseado em Souza et al. (2020).

A partir das informações dos grupos de transição (Tabela 3), bem como da indicação de cada propriedade (incluindo valores recebidos por tipo de programa de PSA),

iniciaram-se as análises estatísticas. A seguir, a apresentação dos resultados e a sua discussão seguem divididas em três partes.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Avaliação entre grupos

Na Tabela 4, verifica-se a estatística descritiva da análise. Inicialmente, tinha-se uma amostra de 877 áreas de propriedades de interesse de cada tratamento. Ao desconsiderar propriedades em que não houve degradação ou recuperação, tem-se a amostra ajustada passível de inferência.

Observa-se que, na categoria de transição para degradação, tem-se uma mediana de 1,306 hectares de

propriedades com tratamento e 1,023 hectares em controle. Em transição para recuperação, têm-se 1,346 hectares em transição e 0,936 em controle. O uso da mediana para aferir a tendência central foi necessário, pois em todos os casos não houve atendimento ao pressuposto de normalidade dos dados, como observa-se pelos resultados do teste Shapiro-Wilk ($< 0,001$) que rejeita a hipótese nula de normalidade destes dados ao nível de 1%. Por conta disso, a comparação entre os dois grupos é feita com o teste não paramétrico de U de Mann-Whitney, conforme a Tabela 5.

Tabela 4. Estatística descritiva da relação entre grupos.

Transição	Tratamento	N.º	Mediana	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo	Shapiro-Wilk	
							W	p
Degradação	Tratamento	346	1,306	5,96	0,0937	59,4	0,443	<0,001
	Controle	318	1,023	6,45	0,0922	74,6	0,355	<0,001
Recuperação	Tratamento	591	1,346	4,19	0,0941	45,2	0,522	<0,001
	Controle	495	0,936	3,22	0,0908	22,3	0,614	<0,001

Nota. Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 5. Teste U de Mann-Whitney para amostras independentes.

Transição	Teste	Estatística	p
Degradação	U de Mann-Whitney	50571	0,072
Recuperação	U de Mann-Whitney	126235	<0,001

Nota. Fonte: Dados da pesquisa.

O resultado deste teste demonstra que, ao nível de 1% de significância, pode-se afirmar que existe uma diferença na tendência central (mediana) para o indicador de recuperação entre os grupos de tratamento e controle, ou seja, há uma diferença significativa entre as áreas de recuperação existentes nas propriedades participantes dos programas e aquelas das propriedades não participantes. Já nas áreas em degradação, não se apresentou significância no mesmo nível adotado pelo trabalho, ou seja, não há diferença estatística entre estar

ou não nos programas de PSA de propriedades rurais para o indicador de degradação ao nível de 5%.

Avaliação das relações entre as variáveis

Em continuidade ao estudo, separaram-se as propriedades de tratamento em relação às áreas de recuperação e foram inferidos os três tipos de pagamentos de serviços ambientais apresentados em tópico anterior (Tabela 6).

Tabela 6. Estatística descritiva para áreas em recuperação.

Transição (Recuperação)	N.º	Média	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo	Shapiro-Wilk	
						w	p
Recuperação	543	2,67	4,32	0,100	45,2	0,518	< 0,001
Ln (recuperação em m ²)	543	9,51	1,15	6,908	13,0	0,995	0,059

Nota. Fonte: Dados da pesquisa.

Ao todo, têm-se 543 propriedades com áreas de recuperação e que receberam algum valor de PSA. Houve uma média de 2,67 hectares em recuperação durante o período de estudo. Em vista do não atendimento ao pressuposto de normalidade dos valores de recuperação originais (dado pela rejeição ao nível de 1% da hipótese nula do teste de Shapiro-Wilk), optou-se por fazer duas transformações nestes

dados: (a) o valor de hectares foi transformado em metro quadrado; (b) tirou-se o logaritmo neperiano deste valor em metro quadrado. Estas transformações visaram facilitar a interpretação dos resultados e obter uma distribuição normal de dados, uma exigência necessária para a elaboração de uma avaliação das variáveis via o uso de uma regressão múltipla linear, assim como outras apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7. Verificação de pressupostos para inferência estatística.

Teste de normalidade	Estatística	p
Shapiro-Wilk	0,997	0,428
Kolmogorov-Smirnov	0,0231	0,933
Anderson-Darling	0,411	0,341
Teste de heterocedasticidade	Estatística	p
Breusch-Pagan	1,39	0,708
Goldfeld-Quandt	1,07	0,286
Harrison-McCabe	0,483	0,321
Estatísticas de colinearidade	VIF	Tolerância
PSA-Proteção	1,08	0,926
PSA-Uso	1,17	0,851
PSA-Valor	1,16	0,864

Nota. Fonte: Dados da pesquisa.

Conforme observa-se na Tabela 7, os dados agora transformados e utilizados para as inferências estatísticas demonstram normalidade, heterocedasticidade e a

multicolinearidade dentro dos parâmetros esperados e desejados. Dessa forma, pode-se prosseguir com a regressão linear (Tabelas 8 e 9).

Tabela 8. Medidas de ajustamento do modelo.

Modelo	R	R ²	Teste ao modelo global			
			F	gl1	gl2	p
1	0,406	0,165	35,4	3	539	<0,001

Nota. Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 9. Coeficientes do modelo – Ln (recuperação – em m²).

Preditor	Estimativas	Erro-padrão	t	p
Intercepto	9,0227	0,06867	131,3907	<0,001
PSA-Proteção – em mil R\$	0,0202	0,00215	9,3946	<0,001
PSA-Uso – em mil R\$	0,0230	0,00393	5,8625	<0,001
PSA-Valor – em mil R\$	-2,50e-4	0,00337	-0,0740	0,941

Nota. Fonte: Dados da pesquisa.

Constata-se, na Tabela 8, que o valor de R², que permite trazer o poder explicativo do modelo, é de 16,5%, seguindo uma tendência constatada nos estudos das áreas em pesquisas ambientais e ecológicas (Low-Décarie et al., 2014). Na Tabela 9, por conseguinte, observa-se que, além do intercepto, as variáveis independentes de PSA-

Proteção e PSA-Uso têm um nível de significância de 1% no modelo proposto. Já o tipo de PSA denominado de PSA-Valor não obteve significância neste modelo, portanto mostrando que ele não influencia as áreas de recuperação. O modelo equacionado conforme regressão linear múltipla é apresentado abaixo:

$$e^{recuperação/10000} = e^{9,0227 + \left(\frac{0,0202 * PSE - Proteção}{1000}\right) + \left(\frac{0,0230 * PSE - Uso}{1000}\right) + \left(\frac{0 * PSE - Valor}{1000}\right)}$$

Observa-se que os valores de PSA-Proteção, de PSA-Uso e de PSA-Valor estão em milhares de reais, a fim de facilitar a apresentação de resultados. Na equação, já é feita a conversão para valores em números inteiros. Como as áreas em recuperação estão em metros quadrados, inseriu-se a conversão para hectares. Por fim, como os dados foram normalizados por logaritmo neperiano, considerou-se a reversão para os dados em números originais.

Dessa forma, tem-se que, para cada escala de valor de PSA-Proteção e PSA-Uso, têm-se resultados estimados variados para o tamanho de áreas de recuperação. Exemplificando a seguir, é demonstrado um conjunto de dados considerando um valor sugerido de R\$ 100.000,00 em escala de: (1) 100% para PSA-Proteção; (2) 50% para cada tipo de PSA; (3) 100% para PSA-Uso; e (4) sem investimento (Tabela 10).

Tabela 10. Resultados dos valores investidos por média de área recuperada.

Área / R\$ 100.000	R\$ 100.000	R\$ 50.000 PSA-Proteção	R\$ 100.000 PSA-Uso	Sem investimento
	PSA-Proteção	R\$ 50.000 PSA-Uso		
Recuperação de áreas degradadas em hectares	6,24 ha	7,19 ha	8,26 ha	0,83 ha

Nota. Fonte: Dados da pesquisa.

Em suma, a cada R\$ 100.000,00 investidos em pagamentos por serviços ambientais, tem-se um ganho de área de recuperação entre 6,24 e 8,26 hectares conforme o tipo de PSA a ser aplicado. Quando não há investimento algum, o ganho em área recuperada para a região foi, em

média, de 0,83 hectares no período de estudo. Portanto, o contrafactual do projeto, quando simulado o valor de R\$ 100.000,00, é de área recuperada entre 5,41 e 7,43 hectares ao longo do período.

Avaliação dos tipos de PSAs

A última abordagem permite visualizar as diversas escalas de valores de PSAs, variando de R\$ 0,00 a R\$ 200.000,00, distribuindo os mesmos valores nos dois PSAs

de impacto (PSA-Proteção, legendado como ‘P’, e PSA-Uso, como ‘U’), considerando a distribuição entre 0% e 100% em cada um deles, em um intervalo de 10% entre as escalas. Com isso, visualizam-se as curvas de cada escala de distribuição por tipo de PSA, conforme a Figura 3.

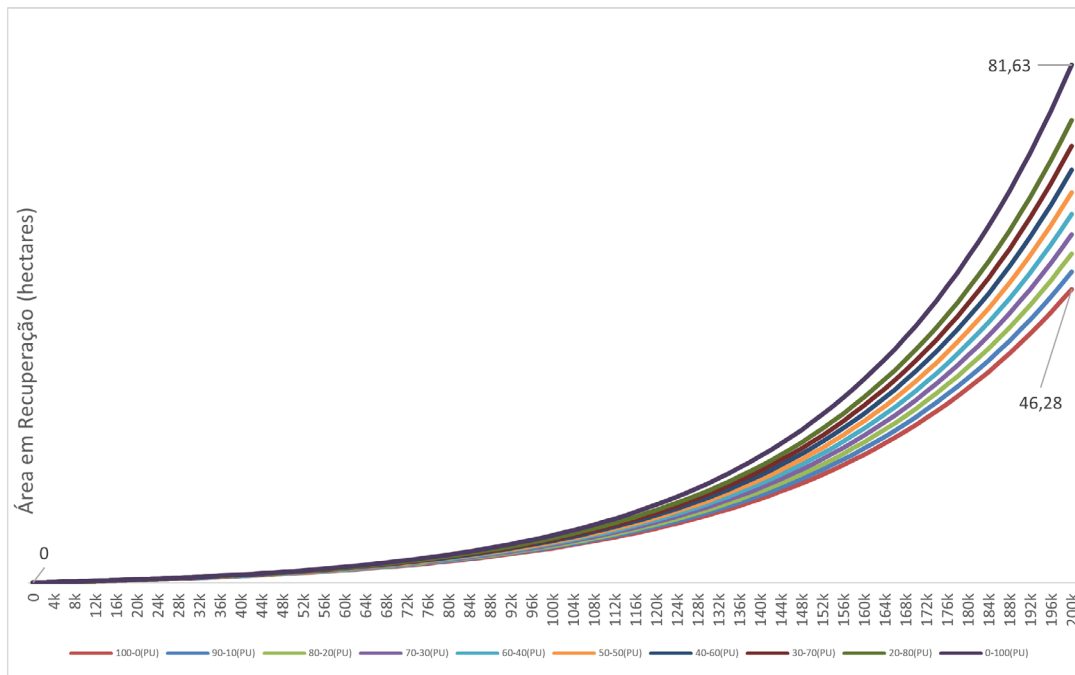


Figura 3. Gráfico de linha com simulação de valores totais de PSA com tamanho de área em recuperação.
Fonte: Dados da pesquisa.

A Figura 3 apresenta dez escalas de distribuição dos valores totais pagos, iniciando com 100% de um tipo de PSA e 0% no outro PSA, até 0% no primeiro tipo e 100% no segundo. A legenda de linhas aponta a distribuição, em intervalos de 10%, sendo o ‘P’ para PSA-Proteção e o ‘U’ para PSA-Uso. Como exemplo, tem-se o ‘100-0(PU)’ sendo 100% de PSA-Proteção e 0% de PSA-Uso para os totais observados no eixo horizontal. No eixo vertical, têm-se as áreas em hectares de recuperação. Com isso, é observado que a melhor linha de investimento para recuperação é a ‘0-100(PU)’ com 81,63 hectares, ou seja, na simulação, o melhor investimento é no uso de todo recurso em PSA-Uso, ou seja, num custo relativo de R\$ 2.392,05 por hectare recuperado. Porém, essa diferenciação de modelos de PSA só ocorre efetivamente a partir do valor de investimento de R\$ 112.000,00. Abaixo disso, a diferenciação é mínima, sendo considerada desprezível.

CONCLUSÕES

Mundialmente, os esquemas de PSA tornaram-se ferramentas muito populares para a conservação e para

a restauração dos serviços ecossistêmicos, configurando incentivos econômicos para a conservação ambiental. Esquemas de PSA também têm se tornado uma estratégia popular complementar às estratégias de preservação existentes, como áreas protegidas.

Este estudo objetivou compreender o impacto de PSAs, em relação a alguns indicadores ambientais de transição de uso de solo, agrupados em áreas com aspectos similares de degradação e recuperação, no bioma da Mata Atlântica brasileira entre os anos de 2016 e 2021. Para tanto, dados secundários de um programa de PSA adotado no estado de São Paulo foram coletados entre os anos de 2018 e 2021, com os valores recebidos por produtores em três tipos de PSAs.

Em uma primeira inferência, evidencia-se que existe um impacto positivo e significativo do programa em relação ao aumento de áreas em recuperação comparadas com as de produtores não participantes. Isso confirma que programas PSA permitem ampliar as áreas recuperadas em comunidades rurais. Porém, não houve significância quanto ao impacto do programa em tamanho de áreas degradadas.

Em outras palavras, o programa não influi na diminuição da transição de uso do solo no aspecto de degradação. Uma primeira assunção pôde ser feita ao entender que o produtor rural deve estar respondendo apenas ao objeto do PSA, no caso, o pagamento por aquilo que ele recupera de fato, e não aquilo que ele deixa de degradar. Além de sugerir a necessidade de estudos mais aprofundados nesse quesito, fica o aviso aos gestores de programas do tipo de PSA quanto à necessidade de incorporar a exigência de criar, para além da recuperação de áreas, ferramentas para inibir a degradação de outras, mesmo que o saldo possa ser positivo.

Quando observada a influência dos tipos de PSA adotados, é percebido que pagamentos que não vinculam diretamente a recuperação de áreas não provocam mudanças de uso de solo. Já quando vinculados diretamente às áreas de recuperação, têm-se mudanças significativas. Porém, a modalidade de pagamentos por uso de solo teve um impacto maior do que o pagamento por proteção. Reforça-se o aspecto de complexidade nas ações ambientais dos produtores rurais, pois eles atendem aos requisitos do programa: quando de proteção, focam as áreas de recuperação; quando em uso de solo, focam todas as áreas passíveis de recuperação, incluindo áreas de cultivo, para além das áreas de preservação da propriedade.

Adicionalmente, o bioma da Mata Atlântica tem grande importância como fonte de recursos naturais para uma boa parte da população brasileira. Portanto, este estudo colabora principalmente com os seguintes Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Organização das Nações Unidas (ONU): ODS 1, ODS 2, ODS 6, ODS 11 e ODS 15.

Diante dos resultados obtidos e da relevância dos PSAs na promoção da recuperação e conservação ambiental, sugere-se para futuros estudos a exploração das possibilidades de ampliação dos PSAs enquanto ferramenta de política pública nacional para recuperação ambiental. Recomenda-se o desenvolvimento de plataformas digitais que permitam a geração de relatórios detalhados sobre o impacto dos PSAs, análogos ao relatório *Global Reporting Initiative* (GRI) no contexto das práticas de ESG (*environmental, social and governance*). Tais plataformas poderiam servir não apenas para a avaliação e monitoramento contínuo dos efeitos dos PSAs, mas também para aumentar a transparência e engajamento do público geral e *stakeholders* específicos. Além disso, é imperativo considerar que os PSAs não servem apenas para remediar danos já ocorridos, mas têm um potencial significativo para prevenir a degradação ambiental, especialmente em biomas sensíveis como a Mata Atlântica.

Por fim, cabe mencionar que esta pesquisa possui algumas limitações. O período de coleta de indicadores ambientais não estava sincronizado com o período do programa. Além disso, muitas ações do programa podem ser internalizadas anos após sua implantação, como, por exemplo, formação de dossel das florestas. Por fim, o agrupamento de transição de uso de solo em áreas recuperadas contou apenas com análise de especialistas, pois não há estudos teóricos consolidados para tal agrupamento. Faltam pesquisas que consolidem o método de categorização em critérios objetivos, como recuperação e degradação. Se, por um lado, existe tal limitação, por outro, a indicação de um método de agrupamento é uma contribuição deste trabalho para comunidade acadêmica.

REFERÊNCIAS

- Araújo, L. M. D. (2019). Dimensão espacial na análise econômica de esquemas de pagamento por serviços ambientais: O caminho para a eficácia [Dissertação de Mestrado]. Universidade de Brasília.
- Bauchet, J., Asquith, N., Ma, Z., Radel, C., Godoy, R., Zanotti, L., Steele, D., Gramig, B. M., & Chong, A. E. (2020). The practice of Payments for Ecosystem Services (PES) in the Tropical Andes: Evidence from program administrators. *Ecosystem Services*, 45, 101175. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101175>
- Bragança, A., Newton, P., Cohn, A., Assunção, J., Camboim, C., Faveri, D., Farinelli, B., Perego, V. M. E., Tavares, M., Resende, J., Medeiros, S., & Searchinger, T. D. (2022). Extension services can promote pasture restoration: Evidence from Brazil's low carbon agriculture plan. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(12). <https://doi.org/10.1073/pnas.2114913119>
- Costa, F. L., & Castanhar, J. C. (2003). Avaliação de programas públicos: desafios conceituais e metodológicos. *Revista de Administração Pública*, 37(5). <https://periodicos.fgv.br/rap/article/view/6509>
- Costedoat, S., Corbera, E., Ezzine-de-Blas, D., Honey-Rosés, J., Baylis, K., & Castillo-Santiago, M. A. (2015). How effective are biodiversity conservation payments in Mexico? *PLOS ONE*, 10(3), e0119881. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119881>
- Cotta, T. C. (2014). Metodologias de avaliação de programas e projetos sociais: Análise de resultados e de impacto. *Revista Do Serviço Público*, 49(2), 103–124. <https://doi.org/10.21874/rsp.v49i2.368>
- Escola Nacional de Administração Pública. (2022). *Avaliação de Impacto de Programas e Políticas Sociais*. <https://www.escolavirtual.gov.br/curso/98>

- Engel, S. (2016). The devil in the detail: A practical guide on designing payments for environmental services. *International Review of Environmental and Resource Economics*, 9(1–2), 131–177. <https://doi.org/10.1561/101.00000076>
- Eshoo, P. F., Johnson, A., Duangdala, S., & Hansel, T. (2018). Design, monitoring and evaluation of a direct payments approach for an ecotourism strategy to reduce illegal hunting and trade of wildlife in Lao PDR. *PLOS ONE*, 13(2), e0186133. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186133>
- Ezzine-de-Blas, D., Wunder, S., Ruiz-Pérez, M., & Moreno-Sanchez, R. del P. (2016). Global Patterns in the Implementation of Payments for Environmental Services. *PLOS ONE*, 11(3), e0149847. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149847>
- Ferreira M., S., Barcelos, C. P. D., Gomes, J. B. M., Souza Sobrinho, N. C. S., & Maciel, C. P. (2021). Captura de CO₂ e Pagamento por Serviços Ambientais e Educação Ambiental: breve análise dos projetos “Olhos d’Água” e Conexão Mata Atlântica no Norte e Noroeste Fluminense. *Educação Ambiental (Brasil)*, 2(1), 61–77. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4744117>
- Finkler, L., & Dellaglio, D. D. (2013). Reflexões sobre avaliação de programas e projetos sociais. *Barbarói*, 38. http://pepsic.bvsalud.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-65782013000100008
- Formigoni, M. H., Xavier, A. C., & Lima, J. S. D. S. (2011). Análise temporal da vegetação na região do nordeste através de dados EVI do MODIS. *Ciência Florestal*, 21(1), 1–8. <https://doi.org/10.5902/198050982740>
- Fox J., & Weisberg, S. (2020). *An R Companion to Applied Regression*. Sage Publications.
- Fundação de Empreendimentos Científicos e Tecnológicos. (2022). Casos de sucesso. <https://www.finatec.org.br/projeto/projeto-conexao-mata-atlantica/>
- Game, E. T., Bremer L. L., Calvache, A., Moreno, P. H., Vargas, A., Rivera, B., & Rodriguez, L. M. (2018). Fuzzy models to inform social and environmental indicator selection for conservation impact monitoring. *Conservation Letters*, 11(1). <https://doi.org/10.1111/conl.12338>
- Gil, A. C. (2010). *Como elaborar projetos de pesquisa* (5ª ed). Atlas.
- Haces-Fernandez, F. (2022). Assessment of the financial benefits from wind farms in us rural locations. *Journal of Risk and Financial Management*, 15(10), 423. <https://doi.org/10.3390/jrfm15100423>
- Hair, J., Jr., F., Black, W. C., Babin, B. J., Anderson, R. E., Tatham, R. L., & Sant’Anna, M. A. G. A. S. (2009). *Análise Multivariada de Dados* (6th ed.). Bookman.
- Hajjar, R., Newton, P., Ihalainen, M., Agrawal, A., Alix-Garcia, J., Castle, S. E., Erbaugh, J. T., Gabay, M., Hughes, K., Mawutor, S., Pacheco, P., Schoneveld, G., & Timko, J. A. (2021). Levers for alleviating poverty in forests. *Forest Policy and Economics*, 132, 102589. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102589>
- Hanley, N. (2014). Incentivizing the provision of ecosystem services. *International Review of Environmental and Resource Economics*, 7(3–4), 299–331. <https://doi.org/10.1561/101.00000064>
- Hasenack, H., Cordeiro, J. L. P., & Weber, E. J. (2015). *Uso e cobertura vegetal do Estado do Rio Grande do Sul – situação em 2002* (1ª ed.). UFRGS IB Centro de Ecologia. <http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo>
- Jack, B. K., & Jayachandran, S. (2019). Self-selection into payments for ecosystem services programs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(12), 5326–5333. <https://doi.org/10.1073/pnas.1802868115>
- Kleiman, D. G., Reading, R. P., Miller, B. J., Clark, T. W., Michael, J., Robinson, J., Wallace, R. L., Cabin, R. J., Felleman, F., Clark, T. I. M. W., Scott, J. M., Robinson, J., Wallace, R. L., Cabin, R., & Fellemant, F. (2016). Society for conservation Biology improving the evaluation of conservation programs linked references are available on jstor for this article. *Improving the Evaluation of Conservation Programs*. 14(2), 356–365. <https://www.jstor.org/stable/2641601>
- Lankford, B. A., Makin, I., Matthews, N., Noble, A., McCornick, P. G., & Shah, T. (2016). A compact to revitalise large-scale irrigation systems using a leadership-partnership-ownership “theory of change.” *Water Alternatives*, 9(1), 1–32. <https://www.water-alternatives.org/index.php/alldoc/articles/302-a9-1-1/file>
- Lapeyre, R., Pirard, R., & Leimona, B. (2015). Payments for environmental services in Indonesia: What if economic signals were lost in translation? *Land Use Policy*, 46, 283–291. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.03.004>
- Lapola, D. M., Oyama, M. D., Nobre, C. A., & Sampaio, G. (2008). A new world natural vegetation map for global change studies. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 80(2), 397–408. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652008000200017>
- Larson, S., Stoeckl, N., Jarvis, D., Addison, J., Prior, S., & Esparon, M. (2019). Using measures of wellbeing for impact evaluation: Proof of concept developed with an Indigenous community undertaking land management programs in northern Australia. *Ambio*, 48(1), 89–98. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1058-3>
- Le Velly, G., & Dutilly, C. (2016). Evaluating payments for environmental services: Methodological challenges. *PLOS ONE*, 11(2), e0149374. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149374>
- Low-Décarie, E., Chivers, C., & Granados, M. (2014). Rising complexity and falling explanatory power in ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(7), 412–418. <https://doi.org/10.1890/130230>
- Martin-Ortega, J., Ojea, E., & Roux, C. (2013). Payments for water ecosystem services in Latin America: A literature review and conceptual model. *Ecosystem Services*, 6, 122–132. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.09.008>
- Martin-Ortega, J., Skuras, D., Perni, A., Holen, S., & Psaltopoulos, D. (2014). Chapter 10: The disproportionality principle in the WFD: how to actually apply it? (pp. 214–249). In T. Bournaris, J. Berbel, B. Manos, & D. Viaggi (Eds.), *Economics of water management in agriculture*.
- Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. (2022). *Conexão Mata Atlântica*. <https://conexaomataatlantica.mctic.gov.br/cma/portal/>


- Morellato, L. P. C., & Haddad, C. F. B. (2000). Introduction: The Brazilian Atlantic Forest I. *Biotropica*, 32(4b), 786–792. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00618.x>
- Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico. (2018). OECD Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction. <https://www.oecd.org/g20/topics/energy-environment-green-growth/environmentaloutlookto2050theconsequencesofinaction.htm>
- Pascual, U., Muradian, R., Rodríguez, L. C., & Duraiappah, A. (2010). Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: A conceptual approach. *Ecological Economics*, 69(6), 1237–1244. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.004>
- Pereira, C. S. S., & Alves Sobrinho, T. (2017). World stage of Payments for Environmental Services (PES) for water conservation. *Ambiência*, 13(2). <https://doi.org/10.5935/ambiencia.2017.02.17rb>
- Projeto MapBiomias. (2023). Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil. <https://brasil.mapbiomas.org/map/colecao-7/>
- Roberts, D. A., Cuadros, D., Vandormael, A., Gareta, D., Barnabas, R. V., Herbst, K., Tanser, F., & Akullian, A. (2022). Predicting the risk of human immunodeficiency virus type 1 (HIV-1) acquisition in rural South Africa using Geospatial Data. *Clinical Infectious Diseases*, 75(7), 1224–1231. <https://doi.org/10.1093/cid/ciac069>
- Rodrigues, P., Sugahara, C. R., Branchi, B. A., & Ferreira, D. H. L. (2021). Teoria da mudança e metodologias de avaliação de projetos sociais nas organizações. *Revista de Empreendedorismo, Negócios e Inovação*, 6(1), 55–74. <https://doi.org/10.36942/reni.v6i1.332>
- Rosa, M. R. (2016). Comparação e análise de diferentes metodologias de mapeamento da cobertura florestal da mata atlântica. *Boletim Paulista de Geografia*, 95, 25–34. <https://publicacoes.agb.org.br/boletim-paulista/article/view/658>
- Ruggiero, P. G. C., Metzger, J. P., Tambosi, L. R., & Nichols, E. (2019). Payment for ecosystem services programs in the Brazilian Atlantic Forest: Effective but not enough. *Land Use Policy*, 82, 283–291. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.054>
- Saccol, A. Z., Pedron, C. D., Liberali, G., Macadar, M. A., & Cazella, S. C. (2004). Avaliação do impacto dos sistemas ERP sobre variáveis estratégicas de grandes empresas no Brasil. *Revista de Administração Contemporânea*, 8(1), 9–34. <https://doi.org/10.1590/S1415-65552004000100002>
- Santos, E. P., Lima, F. G. S. F., Notaor, C. V. R., Lima, M. T. A., & Bologna, A. C. F. M. B. (2022). Painel de indicadores de mobilidade: Uma aplicação prática da teoria da mudança no grande Recife. *46º Encontro da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Administração*. ANPAD.
- Santos, J. S., Leite, C. C. C., Viana, J. C. C., Santos, A. R., Fernandes, M. M., Abreu, V. de S., Nascimento, T. P., Santos, L. S., Fernandes, M. R. de M., Silva, G. F., & Mendonça, A. R. (2018). Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecological Indicators*, 88, 414–424. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.011>
- Sills, E., Pattanayak, S. K., & Ferraro, P. (2006). Abordagens analíticas na avaliação de impactos reais de programas de conservação. *Mega Diversidade*, 2(1-2). https://www.researchgate.net/publication/255643442_Abordagens_analiticas_na_avaliacao_de_impactos_reais_de_programas_de_conservacao
- Souza, C. M., Z. Shimbo, J., Rosa, M. R., Parente, L. L., A. Alencar, A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., G. Ferreira, L., Souza-Filho, P. W. M., Oliveira, S. W., Rocha, W. F., Fonseca, A. V., Marques, C. B., Diniz, C. G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa, E. R., Vélez-Martin, E., ... Azevedo, T. (2020). Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, 12(17), 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>
- Sugahara, C. R., & Rodrigues, P. P. (2019). Avaliação de impacto de negócios sociais e teoria da mudança. *Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades*, 7(46). <https://doi.org/10.17271/231884724620192080>
- Tacconi, L. (2012). Redefining payments for environmental services. *Ecological Economics*, 73, 29–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.028>
- Tengberg, A., & Valencia, S. (2018). Integrated approaches to natural resources management—Theory and practice. *Land Degradation & Development*, 29(6), 1845–1857. <https://doi.org/10.1002/ldr.2946>
- Uhl, J. H., & Leyk, S. (2022). A scale-sensitive framework for the spatially explicit accuracy assessment of binary built-up surface layers. *Remote Sensing of Environment*, 279, 113117. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113117>
- Wegner, G. I. (2016). Payments for ecosystem services (PES): A flexible, participatory, and integrated approach for improved conservation and equity outcomes. *Environment, Development and Sustainability*, 18(3), 617–644. <https://doi.org/10.1007/s10668-015-9673-7>
- Wiik, E., Jones, J. P. G., Pynegar, E., Bottazzi, P., Asquith, N., Gibbons, J., & Kontoleon, A. (2020). Mechanisms and impacts of an incentive-based conservation program with evidence from a randomized control trial. *Conservation Biology*, 34(5), 1076–1088. <https://doi.org/10.1111/cobi.13508>
- WRI Brasil. (2021). Como funciona o pagamento por serviços ambientais a quem protege e restaura florestas. <https://wribrasil.org.br/pt/blog/florestas/como-funciona-o-pagamento-por-servicos-ambientais-quem-protege-e-restaura-florestas#:~:text=O primeiro ano da Década, no Congresso Nacional desde 2007>
- Wunder, S. (2007). The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology*, 21(1), 48–58. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00559.x>
- Wunder, S., Börner, J., Ezzine-de-Blas, D., Feder, S., & Pagiola, S. (2020). Payments for environmental services: Past performance and pending potentials. *Annual Review of Resource Economics*, 12(1), 209–234. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100518-094206>
- Yablonoitch, E., & Deckman, H. W. (2023). Scalable, economical, and stable sequestration of agricultural fixed carbon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120(16). <https://doi.org/10.1073/pnas.2217695120>

Autoria

Ricardo Cerveira*

Universidade de Campinas, Faculdade de Ciências Aplicadas
R. Pedro Zaccaria, n. 1300, Jardim Santa Luzia, CEP 13484-350,
Limeira, SP, Brasil


E-mail: rcerveir@gmail.com

 <https://orcid.org/0000-0003-3540-602X>

Nágela Bianca do Prado

Universidade de Campinas, Faculdade de Ciências Aplicadas
R. Pedro Zaccaria, n. 1300, Jardim Santa Luzia, CEP 13484-350,
Limeira, SP, Brasil

E-mail: nagelabianca.prado@gmail.com

 <https://orcid.org/0000-0002-8252-7329>

Gabriela Tonini

Instituto BioSistêmico
Av. Antonia Pazzinato Sturio, n. 337, Jardim Petropolis, CEP
13420-640, Piracicaba, SP, Brasil

E-mail: gabitonini.geo@gmail.com

 <https://orcid.org/0009-0002-7766-4166>

Christiano França da Cunha

Universidade de Campinas, Faculdade de Ciências Aplicadas
R. Pedro Zaccaria, n. 1300, Jardim Santa Luzia, CEP 13484-350,
Limeira, SP, Brasil

E-mail: chfcunha@unicamp.br

 <https://orcid.org/0000-0002-2590-3818>

* Autor Correspondente

Direitos Autorais

Os autores detêm os direitos autorais relativos ao artigo e concederam à RAC o direito de primeira publicação, com a obra simultaneamente licenciada sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC BY 4.0).

Financiamento

Os autores informaram que não houve suporte financeiro para a realização deste trabalho.

Conflito de Interesses

Os autores informaram que não há conflito de interesses.

Contribuições dos Autores

1° autor: administração do projeto (igual), conceitualização (igual), redação – revisão e edição (igual), software (igual), validação (líder).

2ª autora: investigação (igual), metodologia (suporte), redação – rascunho original (líder), visualização (líder).

3ª autora: curadoria de dados (líder), investigação (igual), metodologia (suporte), software (igual).

4º autor: administração do projeto (igual), análise formal (líder), conceitualização (igual), redação – revisão e edição (igual).

Método de Revisão por Pares

Este conteúdo foi avaliado utilizando o processo de revisão por pares duplo-cego (*double-blind peer-review*). A divulgação das informações dos pareceristas constantes na primeira página e do Relatório de Revisão por Pares (*Peer Review Report*) é feita somente após a conclusão do processo avaliativo, e com o consentimento voluntário dos respectivos pareceristas e autores.

Verificação de Plágio

A RAC mantém a prática de submeter todos os documentos aprovados para publicação à verificação de plágio, mediante o emprego de ferramentas específicas, e.g.: iThenticate.

Disponibilidade dos Dados

Os autores afirmam que todos os dados utilizados na pesquisa foram disponibilizados publicamente, e podem ser acessados por meio da plataforma Harvard Dataverse:



Cerveira, Ricardo; Prado, Nágela Bianca do; Tonini, Gabriela; Cunha, Christiano França da, 2024, "Replication Data for: "The impact of Payments for Environmental Services in the Atlantic Forest: A geospatial study" published by RAC-Revista de Administração Contemporânea, Harvard Dataverse, V1.

<https://doi.org/10.7910/DVN/DQUC6E>

A RAC incentiva o compartilhamento de dados mas, por observância a ditames éticos, não demanda a divulgação de qualquer meio de identificação de sujeitos de pesquisa, preservando a privacidade dos sujeitos de pesquisa. A prática de *open data* é viabilizar a reproducibilidade de resultados, e assegurar a irrestrita transparência dos resultados da pesquisa publicada, sem que seja demandada a identidade de sujeitos de pesquisa.