

## **Um estudo do impacto de Pagamentos de Serviços Ecossistêmicos na Mata Atlântica usando dados geoespaciais**

### **Autoria**

Ricardo Cerveira - [rcerveir@gmail.com](mailto:rcerveir@gmail.com)

FCA / UNICAMP

Nágela Bianca do Prado - [nagelabianca.prado@gmail.com](mailto:nagelabianca.prado@gmail.com)

Mestrado / UNICAMP

Gabriela Tonini - [gabitonini.geo@gmail.com](mailto:gabitonini.geo@gmail.com)

Christiano França da Cunha - [chfcunha@gmail.com](mailto:chfcunha@gmail.com)

Programa de Pós-Graduação em Administração - PPGAdm / UNICAMP - Universidade Estadual de Campinas

### **Resumo**

Os programas de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos (PSE) têm se tornado uma estratégia de incentivo econômico para a conservação ambiental. Os modelos de avaliações desses programas ainda são incipientes e demandam pesquisas por serem consideradas políticas recentes. Por este motivo este estudo buscou compreender o impacto dos PSEs em relação aos indicadores ambientais no bioma da Mata Atlântica, por conta de sua importância como fonte recursos naturais a uma boa parte da população brasileira. Para isso, por meio de coleta de dados geoespaciais de uso de solo entre 2016 e 2021 e de valores pagos em programa de PSE junto a produtores rurais, avaliou-se o impacto no aumento ou diminuição de áreas degradadas e recuperadas. Os resultados destacam que existe diferença significativa no aumento de áreas em recuperação entre os produtores que receberam valores em PSE e os produtores não participantes deste programa. Quanto aos tipos de PSE, àquele que paga por melhoria no uso do solo foi mais contribuiu com aumento da área em recuperação. O estudo evidencia que os métodos de avaliação para PSE devem ser cada vez mais complexos e mensuráveis, pois existem várias possibilidades de impactos conforme o objetivo do programa.

## Um estudo do impacto de Pagamentos de Serviços Ecosistêmicos na Mata Atlântica usando dados geoespaciais

### Resumo

Os programas de Pagamento por Serviços Ecosistêmicos (PSE) têm se tornado uma estratégia de incentivo econômico para a conservação ambiental. Os modelos de avaliações desses programas ainda são incipientes e demandam pesquisas por serem consideradas políticas recentes. Por este motivo este estudo buscou compreender o impacto dos PSEs em relação aos indicadores ambientais no bioma da Mata Atlântica, por conta de sua importância como fonte recursos naturais a uma boa parte da população brasileira. Para isso, por meio de coleta de dados geoespaciais de uso de solo entre 2016 e 2021 e de valores pagos em programa de PSE junto a produtores rurais, avaliou-se o impacto no aumento ou diminuição de áreas degradadas e recuperadas. Os resultados destacam que existe diferença significativa no aumento de áreas em recuperação entre os produtores que receberam valores em PSE e os produtores não participantes deste programa. Quanto aos tipos de PSE, àquele que paga por melhoria no uso do solo foi mais contribuiu com aumento da área em recuperação. O estudo evidencia que os métodos de avaliação para PSE devem ser cada vez mais complexos e mensuráveis, pois existem várias possibilidades de impactos conforme o objetivo do programa.

**Palavras-chave:** Avaliação de impacto; Pagamento por Serviços Ecosistêmicos; Teoria da Mudança; Análise Geoespacial; Mata Atlântica.

### 1. Introdução

A questão da defesa do ambiente natural é uma das mais debatidas em todo o mundo na atualidade. Ela é considerada como 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, 2018).

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 aos problemas relacionados ao desperdício, à poluição sonora e aos danos aos ecossistemas. Políticas preventivas com mecanismos que valoram o ambiente se fazem presentes na economia mundial.

Os mecanismos atuais de valoração ambiental seguem três princípios: i) a atribuição de valores pelo uso (usuário-pagador); ii) a atribuição pelo impedimento do uso em caso de danos ambientais (poluidor-pagador); e iii) 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 Ecosistêmicos (PSE)” (PEREIRA; ALVES SOBRINHO, 2017).

Atualmente, os PSEs são discutidos mundialmente e enfocam a água, o carbono, a biodiversidade e as belezas cênicas. Em todo o mundo, o PSE é um tema de grande relevância, pois estimula a recuperação e a preservação 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 PSE, 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 PSE tornou-se uma ferramenta de gestão ambiental, 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 PSE 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 PSE, 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, comparado ao que aconteceria na ausência da intervenção do PSE.

Diante a isso, 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 PSE 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 PSEs em relação a alguns indicadores ambientais no bioma da Mata Atlântica brasileira, dada a sua importância conforme descrita a seguir, na Metodologia. Para tanto serão analisados dados geoespaciais, oriundos de sensoriamento remoto na região deste bioma. Esta compreensão se faz necessária pois os modelos de avaliação de projetos de PSE 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 detrimento ao seu contrafactual, pode causar no meio socioambiental.

Ainda neste mesmo sentido, Costedoat *et al.* (2015) complementam que os programas de PSE não são facilmente mensuráveis e que o recente desenvolvimento de métodos de avaliação é essencial para a estimação contrafactual deles. Ademais, os esquemas de PSE são recentes e ainda as evidências sobre sua eficácia são escassas e bastante confusas (ARAÚJO, 2019; ENGEL, 2015; FERREIRA *et al.*, 2021), dado que tais esquemas resultam de processos ecológicos e sociais complexos e uma gama de escalas espaço-temporais podem 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 PSE, respondendo a seguinte pergunta norteadora: Qual o impacto em Programas de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos? Para isso alguns conceitos teóricos serão vistos na parte dois do artigo, o referencial teórico. Depois disso, a metodologia para responder tal pergunta norteadora será apresentada na parte três. Os resultados obtidos nas coletadas de dados, assim como as suas discussões, serão descritos na parte quatro. E na parte 5 deste artigo as conclusões obtidas serão descritas.

## 2. Referencial Teórico

### 2.1. Pagamento por Serviços Ecossistêmicos

O pioneirismo dos PSE 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 PSE, tem como seu maior exemplo a cidade de Nova Iorque 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 ao invés de investir em estação de tratamento (PEREIRA; ALVES SOBRINHO, 2017).

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

O México também tem desempenhado papel importante nos esquemas de PSE. 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 PSE.

Em suma, as iniciativas de PSE 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 PSE, 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 PSEs 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, 2015; JACK; JAYACHANDRAN, 2018).

Com isso, os serviços ecossistêmicos são aqueles prestados, silenciosamente, pela natureza, relacionados ao ciclo do carbono, ao ciclo hidrológico, às belezas cênicas, à preservação do solo, à biodiversidade, dentre outros. Por meio do PSE, 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 PSE contribui para que haja maior incentivo ao desenvolvimento de uma agropecuária sustentável (ARAÚJO, 2019; TACCONI, 2012).

O PSE remunera os produtores rurais por serviços ambientais que beneficiem a sociedade. Quem paga é quem usufrui do mesmo, ou seja, toda a sociedade. Assim, para que o PSE tenha sentido, a preservação do meio ambiente tem de ser mais lucrativa do que sua destruição, ou seja, os ganhos auferidos pelo prestador de serviços ecossistêmicos 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 PSE: a) por conservação 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; WHITE, 2014). Dentre os diversos objetivos do PSE, 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, 2015; LE VELLY; DUTILLY, 2016).

De acordo com a literatura, existe uma grande diversidade de programas de PSE, além da questão da conservação (GAME *et al.*, 2018; TENGBERG; VALENCIA, 2018; WIJK *et al.*, 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 PSE, os quais começaram a surgir desde a década de 90. Destaca-se o Programa de Desenvolvimento Socioambiental da Produção Familiar Rural e o da Bolsa Floresta, criados, respectivamente, em 2003 e 2007 como programas pioneiros de PSE e de maior relevância em termos de utilização de esquemas de PSE na Amazônia, vinculado aos serviços ecossistêmicos 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 projeto em PSE, a seção seguinte traz alguns modelos de avaliação deste tipo de projetos, a fim de mensurar a efetividade deles.

## 2.2. 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, em dois elementos: i) construir uma descrição detalhada e precisa do desempenho de um programa; e ii) comparar com um critério ou um padrão pré-estabelecido para julgar o desempenho (COTTA, 2014).

Quando se fala em avaliação, existe uma gama muito ampla de métodos de avaliações possíveis de serem feitas. Por exemplo, a avaliação de programas é uma categoria de avaliação, que por si também tem, pelo menos, cinco subcategorias de tipos 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 a nomenclatura da chamada “Teoria da Mudança” (TM), assim como determinar a qualidade do projeto por meio da revisão da literatura, de painel de especialistas e com entrevistas (COTTA, 2014). Tratar-se-á melhor da TM no tópico 2.3.

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 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).

Usualmente, o impacto é avaliado por três principais razões: i) 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); ii) 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 iii) 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 servir de base para inovações e para novos enfoques, com potencial para replicações e para ganhos de escala) (COSTA; CASTANHAR, 2003). Se avalia o impacto 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 em 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 ao exposto, observa-se que as metodologias de avaliação compreendem em 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 PSE, a avaliação busca compreender, além da questão da transparência do projeto (TACCONI, 2012), uma ampliação dos resultados de desenvolvimento sustentável (MARTIN-ORTEGA *et al.*, 2013). A seção seguinte foca na Teoria da Mudança e sua relação com Pagamentos de Serviços Ecossistêmicos.

### 2.3. 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 têm que ocorrer entre as atividades de um programa e os seus objetivos de longo prazo (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 (RODRIGUES, 2019). Assim, a TM pode ter diferentes formas, que consiste 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 explicativo, cujos resultados têm influência contextual (ENAP; J-PAL, 2022).

A TM é importante, portanto, à medida 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 que dados coletar e que variáveis medir, mais especificamente a entender o “porquê” de um programa gerar determinados resultados e, conseqüentemente, definir conhecimento mais generalizável e mecanismos para replicar programas em diferentes contextos (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 (RODRIGUES *et al.*, 2021). 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 (RODRIGUES *et al.*, 2021).

Com relação à TM e aos programas de PSE, 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, do alívio da pobreza e da 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 conhecido estes elementos essenciais deste processo, a próxima parte deste artigo apresentará como será a metodologia este trabalho científico, ou seja, como este processo de avaliação será realizado.

### 3. Metodologia

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

De acordo com a Fundação SOS Mata Atlântica (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 (SANTOS *et al.* 2018; SANTOS *et al.* 2020).

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 que 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 conservação da biodiversidade do planeta. O bioma contribui significativamente para a redução de gás carbônico (CO<sub>2</sub>) na atmosfera, bem como é fonte de alimentos e de água para abastecimento público (MORELLATO; HADDAD, 2000).

Assim as iniciativas de PSE desenvolvidas na Mata Atlântica tem foco nos proprietários rurais que adotam ações de conservação 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 conservação de *habitat* necessário para a conservação da biodiversidade mediante a reconexão de fragmentos florestais (FINATEC, 2022; MCTI, 2022; YABLONOVITCH; DECKMAN, 2023).

Para analisar os impactos destes programas de PSE 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 à uso do solo, inclusive na área agrícola (BRAGANÇA *et al.*, 2022; FORMIGONI; XAVIER; LIMA, 2011; HACES-FERNANDEZ, 2022; HASENACK; CORDEIRO; WEBER, 2022; LAPOLA *et al.*, 2008; SOUZA *et al.*, 2020; UHL; LEYK, 2022).

Além disso, de acordo com Formigoni, Xavier e Lima (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 à medida 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, produzido por uma rede colaborativa de cocriadores formado por organizações não-governamentais, universidades e empresas de tecnologia organizados por biomas e temas transversais, que busca a conservação e o manejo sustentável dos recursos naturais, como forma de combate às mudanças climáticas (PROJETO MAPBIOMAS, 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 PSE foram adquiridos na plataforma digital desse programa (MCTI, 2022). Nota-se que o programa atende os 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 PSE existentes neste programa (PSE-Proteção; PSE-Uso; e PSE-Valor), melhor descritos a seguir.

Desta forma, considerou-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 que houvesse ao menos um produtor que estivesse participando do programa. Com a lista completa de produtores rurais existentes, separou-se aqueles participantes do PSE dos não participantes.

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

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
<b>Total Geral</b>	<b>4364</b>	<b>877</b>	<b>877</b>	<b>877</b>

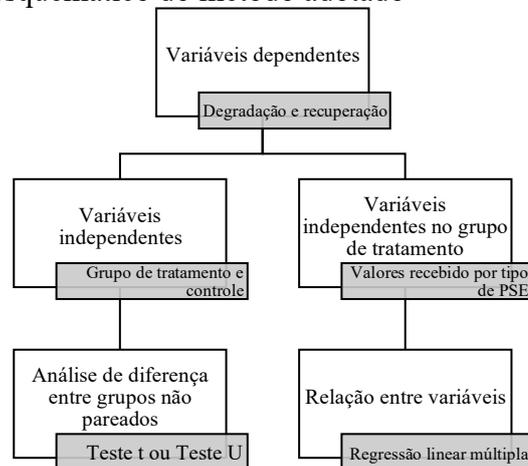
Fonte: Dados da pesquisa

Ao todo foram coletados 246.947 fragmentos de imagens, com uso de solo e área, referente ao total de 5.241 produtores rurais no ambiente de estudo, sendo 4.364 de propriedades não envolvidas no programa de PSE e 877 propriedades participantes. A fim de dar mesmo peso nas verificações dos dados de transição de uso de solo, optou-se por, de forma randomizada e aleatória, selecionar a mesma quantidade de produtores participantes do programa em cada município (produtores de tratamento) com o número igual aos 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 PSE. São escolhas arbitrárias, por cada produtor, em aderir ou não nos projetos de PSE. Já os de controle podem ou não terem tido conhecimento do programa.

Os dados foram manejados através da estatística multivariada, mais especificamente da comparação entre grupos e da relação entre variáveis através regressão linear múltipla (HAIR, 2009; FOX e WEISBERG, 2020). 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: Elaborado pelos autores

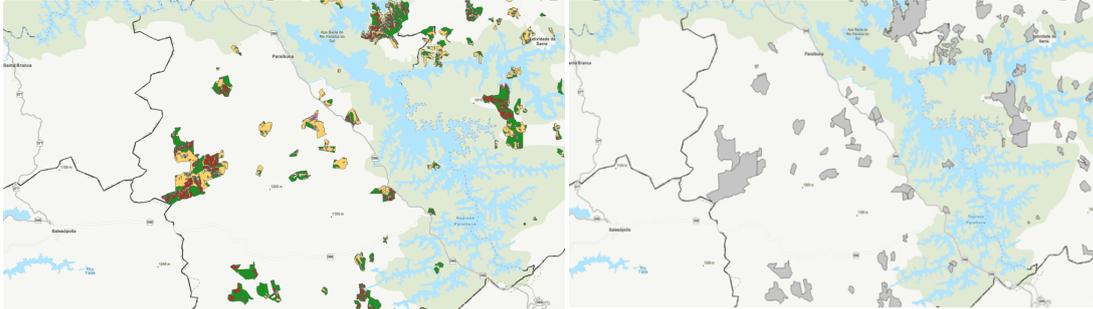
Com o escopo da amostra de estudo estruturada, bem como o desenho do método, definiu-se os indicadores que respondem ao objeto desse estudo: áreas degradadas e áreas recuperadas (em hectares) no período de 2016 a 2021. Esses dois indicadores são as variedades quantitativas dependentes, conforme a Figura 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 03 tipos de PSEs que o produtor recebeu como variáveis independentes junto aos indicadores supracitados. Existem três tipos de PSEs no programa: um deles, o PSE-Proteção, é voltado exclusivamente para proteção de áreas consolidadas consideradas “protegidas”, seja através do enriquecimento do bioma, cercamento das áreas protegidas, entre outros aspectos. O segundo método é sob pagamento para melhorar o uso de solo, ou seja, implantação de diversidade de espécies na pastagem ou estímulo no cultivo de práticas agroecológicas entre outros, denominado PSE-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 PSE-Valor.

Ao todo foram realizadas duas inferências estatísticas: uma comparando os dois grupos (controle e tratamento) como variáveis qualitativas independentes e a área calculada de degradação e recuperação como variáveis quantitativas dependentes. Por serem grupos independentes, não pareados estatisticamente, utiliza-se o Teste t para 2 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 predictoras de pagamentos recebidos por tipo de PSE 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: Dados da pesquisa

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 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 MAPBIOMAS, 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

<b>Classificação</b>
<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>

Fonte: Adaptado de 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 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, validou-se as categorias de agrupamento com a equipe técnica do programa desde sua implantação. Através de

entrevista semiestruturada com essa equipe, foram consideradas três grupos de transição no uso do solo:

- 1) *Sem influência*: quando não houve alteração do uso do solo no período ou a alteração não contribuiu 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 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 para 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
<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>Mining</i>	<i>Wetland</i>	Sem influência
<i>Mosaic of Agriculture and Pasture</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
<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>Pasture</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>River, Lake and Ocean</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>Rocky outcrop</i>	<i>Salt flat</i>	Sem influência
<i>Salt flat</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>Soy Beans</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>Sugar Cane</i>	<i>Urban Infrastructure</i>	Sem influência
<i>Urban Infrastructure</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
<i>Wetland</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>Wooded Sandbank Vegetation</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 Non Vegetated Area</i>		

<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

Fonte: Adaptado de Souza *et al.* (2020)

A partir das informações dos grupos de transição (Tabela 3) bem como a indicação de cada propriedade (incluindo valores recebidos por tipo de programa de PSE), iniciou-se as análises estatísticas. A seguir, a apresentação dos resultados e a sua discussão segue divididas em três partes, apresentadas a seguir.

## 4. Resultados e Discussões

### 4.1. 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.

Tabela 4 – Estatística descritiva da relação entre grupos

Transição	Tratamento	N	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

Fonte: Dados da pesquisa

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, tem-se 1,346 hectares em transição e 0,936 em controle. O uso da mediana para aferir a tendência central foi necessária, 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 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

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 com àquelas 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 PSE de propriedades rurais para o indicador de degradação ao nível de 5%.

#### 4.2. Avaliação das relações entre as variáveis

Em continuidade ao estudo, separou-se as propriedades de tratamento em relação às áreas de recuperação e se inferiu sobre três os tipos de pagamentos de serviços ecossistêmicos apresentados em tópico anterior.

Tabela 6 – Estatística descritiva para áreas em recuperação

Transição (Recuperação)	N	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 <sup>2</sup> )	543	9,51	1,15	6,908	13,0	0,995	0,059

Fonte: Dados da pesquisa

Ao todo tem-se 543 propriedades com áreas de recuperação e que receberam algum valor de PSE. 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 para 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 se 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
PSE-Proteção	1,08	0,926
PSE-Uso	1,17	0,851
PSE-Valor	1,16	0,864

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 (Tabela 8 e 9).

Tabela 8 – Medidas de ajustamento do modelo

Teste ao Modelo Global						
Modelo	R	R <sup>2</sup>	F	gl1	gl2	p
1	0,406	0,165	35,4	3	539	< 0,001

Fonte: Dados da pesquisa

Tabela 9 – Coeficientes do Modelo – Ln (Recuperação - em m<sup>2</sup>)

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

Fonte: Dados da pesquisa

Consta-se, na Tabela 8, que o valor do R<sup>2</sup>, 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 PSE-Proteção e PSE-Uso têm um nível de significância de 1% no modelo proposto. Já o tipo de PSE denominado de PSE-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 PSE-Proteção, de PSE-Uso e de PSE-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 PSE-Proteção e PSE-Uso, tem-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 PSE-Proteção; (2) 50% para cada tipo de PSE; (3) 100% para PSE-Uso; e (4) sem investimento.

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

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

Fonte: Dados da pesquisa

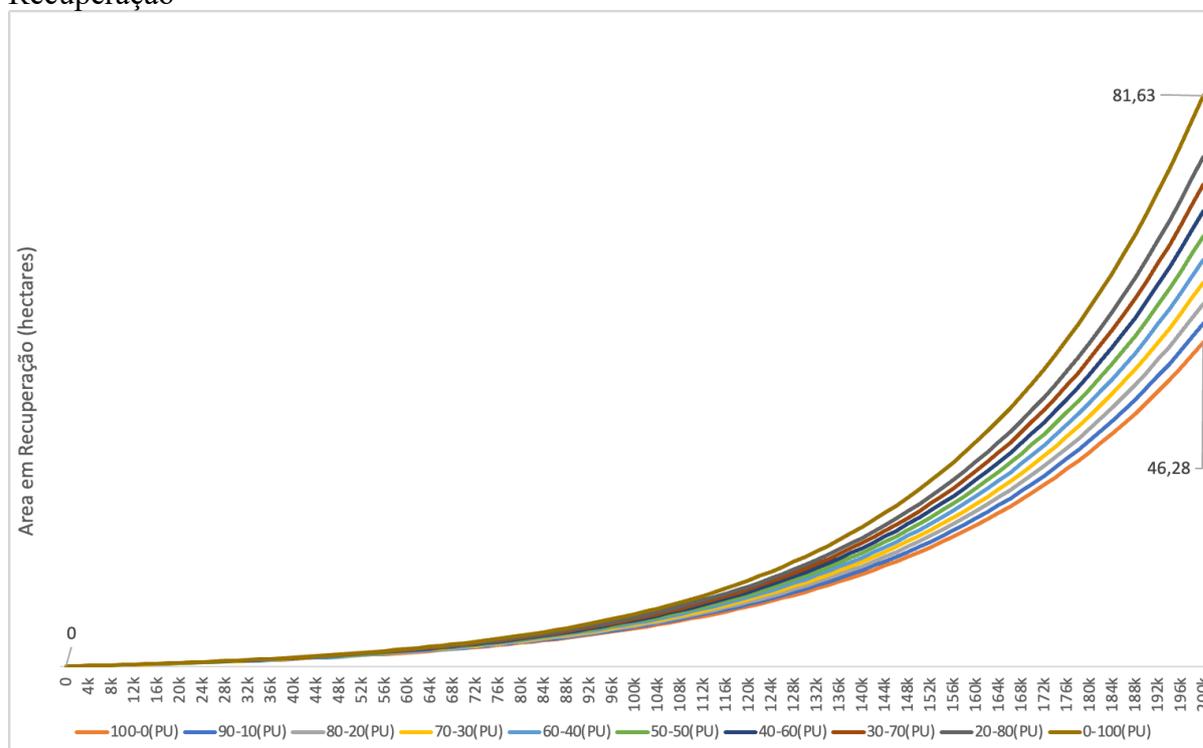
Em suma, a cada R\$ 100.000,00 investidos em Pagamentos por Serviços Ecosistêmicos, tem-se um ganho de área de recuperação entre 6,24 e 8,26 hectares conforme o tipo de PSE a ser aplicado. Quando não há investimento algum, o ganho em área recuperada

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, e de área recuperada entre 5,41 e 7,43 hectares ao longo do período.

### 4.3. Avaliação dos tipos de PSEs

A última abordagem permite visualizar as diversas escalas de valores de PSEs, variando de R\$ 0,00 a R\$ 200.000,00, distribuindo os mesmos valores nos dois PSEs de impacto (PSE-Proteção, legendado como “P” e PSE-Uso, como “U”), considerando a distribuição entre 0% e 100% em cada um deles, em um intervalo de 10% entre as escalas. Com isso, visualiza-se as curvas de cada escala de distribuição por tipo de PSE, conforme a Figura 3.

Figura 3 – Gráfico de linha com simulação de valores totais de PSE com tamanho de área em Recuperação



Fonte: Dados da pesquisa

A Figura 3 apresenta dez escalas de distribuição dos valores totais pagos, sendo iniciado com 100% de um tipo de PSE e 0% no outro PSE, até 0% no primeiro tipo e 100% no segundo. A legenda de linhas aponta a distribuição, em intervalos de 10%, sendo o P para PSE-Proteção e o U para PSE-Uso. Como exemplo, tem-se o “100-0(PU)” sendo 100% de PSE-proteção e 0% de PSE-Uso para os totais observados no eixo horizontal. No eixo vertical tem-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 PSE-Uso. Porém, essa diferenciação só ocorre efetivamente a partir do valor de R\$ 112.000,00. Abaixo disso, a diferenciação é mínima, sendo considerado desprezível.

## 5. Conclusões

Mundialmente, os esquemas de PSE tornaram-se ferramentas muito populares para a preservação e para a restauração dos serviços ecossistêmicos, configurando incentivos econômicos para a conservação ambiental. Esquemas de PSE também têm se tornado uma estratégia popular complementar às estratégias de conservação existentes, como áreas protegidas.

Este estudo objetivou compreender o impacto de PSEs, 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 PSE 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 PSEs.

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 produtores não participantes. Isso confirma que programas PSE 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 para a 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 PSE, 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 PSE, a necessidade de incorporar a exigência de, para além da recuperação de áreas, criar ferramentas para inibir a degradação de outras, mesmo que o saldo possa ser positivo.

Quando observado a influência dos tipos de PSE adotados é percebido que pagamentos que não vinculam diretamente a recuperação de áreas, não provocam mudanças de uso de solo. Já quando vinculadas diretamente nas áreas de recuperação, tem-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 os requisitos do programa: quando de proteção, focam nas áreas de recuperação; quando em uso de solo, focam em todas as áreas passíveis de recuperação, incluindo áreas de cultivo, para além das áreas de preservação da propriedade.

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 com 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 ou outro, a indicação de um método de agrupamento é uma contribuição desse trabalho para comunidade acadêmica.

## Referências

- ARAÚJO, L. M. D. Dimensão espacial na análise econômica de esquemas de pagamento por serviços ambientais: O caminho para a eficácia. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de Brasília, 2019.
- BAUCHET, J.; ASQUITH, N.; MA, Z.; RADEL, C.; GODOY, R.; ZANOTTI, L.; STEELE, D.; GRAMIG, B. M.; CHONG, A. E. The practice of Payments for Ecosystem Services

- (PES) in the Tropical Andes: evidence from program administrators. **Ecosystem Services**, [S.L.], v. 45, p. 101175, out. 2020. <http://dx.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.; TAVARES, M.; RESENDE, J. Extension services can promote pasture restoration: evidence from Brazil's low carbon agriculture plan. **Proceedings Of the National Academy of Sciences**, [S.L.], v. 119, n. 12, 17 mar. 2022. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.2114913119>.
- COSTA, F. L.; CASTANHAR, C. J. Avaliação de programas públicos: Desafios conceituais e metodológicos. **RAP**, [S.L.], v. 37, n. 5, p. 969-992, 2003.
- COSTEDOAT, S.; CORBERA, E.; EZZINE-DE-BLAS, D.; HONEY-ROSÉS, J.; BAYLIS, K.; CASTILLO-SANTIAGO, M. A. How Effective Are Biodiversity Conservation Payments in Mexico? **Plos One**, [S.L.], v. 10, n. 3, 25 mar. 2015. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0119881>.
- COTTA, T. C. Metodologias de avaliação de programas e projetos sociais: Análise de resultados e de impacto. **Revista do Serviço Público**, [S.L.], v. 49, n. 2, p. 103-124, 24 fev. 2014. <http://dx.doi.org/10.21874/rsp.v49i2.368>.
- ENAP; J-PAL. Avaliação de Impacto de Programas e Políticas Sociais. 2022.
- ENGEL, S. The Devil in the Detail: A practical guide on designing payments for environmental services. **International Review of Environmental and Resource Economics**, [S.L.], v. 9, n. 12, p. 131-177, 2016. <http://dx.doi.org/10.1561/101.00000076>.
- ESHOO, P. F.; JOHNSON, A.; DUANGDALA, S.; HANSEL, T. 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**, [S.L.], v. 13, n. 2, 28 fev. 2018. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0186133>.
- EZZINE-DE-BLAS, D.; WUNDER, S.; RUIZ-PÉREZ, M.; MORENO-SANCHEZ, R. P. Global Patterns in the Implementation of Payments for Environmental Services. **Plos One**, [S.L.], v. 11, n. 3, 3 mar. 2016. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0149847>.
- FERREIRA, S.; PINTO, C.; BARCELOS, J.; GOMES, M. (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)**, [S.L.], v. 2, n. 1, p. 61-77, 2021.
- FINATEC. Casos de sucesso. 2022. Disponível em: <https://www.finatec.org.br/projeto/projeto-conexao-mata-atlantica/>.
- FINKLER, L.; DELLAGLIO, D. D. Reflexões sobre avaliação de programas e projetos sociais. **Barbarói**, n. 38, 2013.
- FORMIGONI, M. H.; XAVIER, A. C.; LIMA, J. S. S. Análise temporal da vegetação na região do nordeste através de dados EVI do MODIS. **Ciência Florestal**, [S.L.], v. 21, n. 1, p. 1-8, 30 mar. 2011. <http://dx.doi.org/10.5902/198050982740>.
- FOX, J.; WEISBERG, S. CAR: Companion to Applied Regression. 2020. R package.
- GAME, E. T.; BREMER, L. L.; CALVACHE, A.; MORENO, P. H.; VARGAS, A.; RIVERA, B.; RODRIGUEZ, L. M. Fuzzy Models to Inform Social and Environmental Indicator Selection for Conservation Impact Monitoring. **Conservation Letters**, [S.L.], v. 11, n. 1, 1 fev. 2017. <http://dx.doi.org/10.1111/conl.12338>.
- GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. São Paulo: Editora Atlas, 2010. 5ª edição.
- HACES-FERNANDEZ, F. Assessment of the Financial Benefits from Wind Farms in US Rural Locations. **Journal Of Risk and Financial Management**, [S.L.], v. 15, n. 10, p. 423, 22 set. 2022. <http://dx.doi.org/10.3390/jrfm15100423>.
- HAIR, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. **Análise multivariada de dados**. Bookman, 2009. 6ª edição.

- HAJJAR, R.; NEWTON, P.; IHALAINEN, M.; AGRAWAL, A.; ALIX-GARCIA, J.; CASTLE, S. E.; ERBAUGH, J. T.; GABAY, M.; HUGHES, K.; MAWUTOR, S. Levers for alleviating poverty in forests. **Forest Policy And Economics**, [S.L.], v. 132, p. 102589, nov. 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102589>.
- HANLEY, N. Incentivizing the Provision of Ecosystem Services. **International Review of Environmental and Resource Economics**, [S.L.], v. 7, n. 3-4, p. 299-331, 18 dez. 2014. <http://dx.doi.org/10.1561/101.00000064>.
- HASENACK, H.; CORDEIRO, J. L. P.; WEBER, E. J. (Org.). **Uso e cobertura vegetal do Estado do Rio Grande do Sul – situação em 2002**. Porto Alegre: UFRGS IB Centro de Ecologia, 2015. 1ª edição. Disponível em: <http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo>.
- JACK, B. K.; JAYACHANDRAN, S. Self-selection into payments for ecosystem services programs. **Proceedings Of the National Academy of Sciences**, [S.L.], v. 116, n. 12, p. 5326-5333, 2 ago. 2018. <http://dx.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.; FELLEMAN, F. (2016). Society for Conservation Biology Improving the Evaluation of Conservation Programs. **Improving the Evaluation of Conservation Programs**, [S.L.], v. 14, n. 2, p. 356-365, 2016.
- LANKFORD, B. A.; MAKIN, I.; MATTHEWS, N.; NOBLE, A.; MCCORNICK, P. G.; SHAH, T. A compact to revitalise large-scale irrigation systems using a leadership-partnership-ownership “theory of change.” **Water Alternatives**, [S.L.], v. 9, n. 1, p. 1-32, 2016.
- LAPEYRE, R.; PIRARD, R.; LEIMONA, B. Payments for environmental services in Indonesia: what if economic signals were lost in translation? **Land Use Policy**, [S.L.], v. 46, p. 283-291, jul. 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.03.004>.
- LAPOLA, D. M.; OYAMA, M. D.; NOBRE, C. A.; SAMPAIO, G. A new world natural vegetation map for global change studies. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, [S.L.], v. 80, n. 2, p. 397-408, jun. 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/s0001-37652008000200017>.
- LARSON, S.; STOECKL, N.; JARVIS, D.; ADDISON, J.; PRIOR, S.; ESPARON, M. Using measures of wellbeing for impact evaluation: proof of concept developed with an indigenous community undertaking land management program in northern australia. **Ambio**, [S.L.], v. 48, n. 1, p. 89-98, 5 maio 2018. <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-018-1058-3>.
- LOW-DÉCARIE, E.; CHIVERS, C.; GRANADOS, M. Rising complexity and falling explanatory power in ecology. **Frontiers In Ecology and The Environment**, [S.L.], v. 12, n. 7, p. 412-418, set. 2014. <http://dx.doi.org/10.1890/130230>.
- MCTI. Conexão Mata Atlântica. 2022. Disponível em: <https://conexaomataatlantica.mctic.gov.br/cma/portal/>.
- MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: the brazilian atlantic forest1. **Biotropica**, [S.L.], v. 32, n. 4, p. 786-792, dez. 2000. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00618.x>.
- ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO (OCDE). OECD Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction. 2018. Disponível em: <https://www.oecd.org/g20/topics/energy-environment-green-growth/oecdenvironmentaloutlookto2050theconsequencesofinaction.htm>.
- PASCUAL, U.; MURADIAN, R.; RODRÍGUEZ, L. C.; DURAIAPPAH, A. Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: A conceptual

- approach. **Ecological Economics**, [S.L.], v. 69, n. 6, p. 1237-1244, abr. 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.004>.
- PEREIRA, C. S. S.; ALVES SOBRINHO, T. World stage of Payments for Environmental Services (PES) for water conservation. **Ambiência**, [S.L.], v. 13, n. 2, 2017. <http://dx.doi.org/10.5935/ambiencia.2017.02.17rb>.
- PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil**, acessado em fevereiro de 2023.
- ROBERTS, D. A.; CUADROS, D.; VANDORMAEL, A.; GARETA, D.; BARNABAS, R. V.; HERBST, K.; TANSER, F.; AKULLIAN, A. Predicting the Risk of Human Immunodeficiency Virus Type 1 (HIV-1) Acquisition in Rural South Africa Using Geospatial Data. **Clinical Infectious Diseases**, [S.L.], v. 75, n. 7, p. 1224-1231, 1 fev. 2022. <http://dx.doi.org/10.1093/cid/ciac069>.
- RODRIGUES, P. P.; SUGAHARA, C. R.; BRANCHI, B. A.; FERREIRA, D. H. L. Teoria da mudança e metodologias de avaliação de projetos sociais nas organizações. **Revista de Empreendedorismo, Negócios e Inovação**, [S.L.], v. 6, n. 1, p. 55-74, 19 abr. 2021. <http://dx.doi.org/10.36942/reni.v6i1.332>.
- ROSA, M. R. Comparação e análise de diferentes metodologias de mapeamento da cobertura florestal da mata atlântica. **Boletim Paulista de Geografia**, [S. l.], n. 95, p. 25-34, 2017. Disponível em: <https://publicacoes.agb.org.br/boletim-paulista/article/view/658>.
- RUGGIERO, P. G. C.; METZGER, J. P.; TAMBOSI, L. R.; NICHOLS, E. Payment for ecosystem services programs in the Brazilian Atlantic Forest: effective but not enough. **Land Use Policy**, [S.L.], v. 82, p. 283-291, mar. 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.054>.
- SANTOS, A. R.; ARAÚJO, E. F.; BARROS, Q. S.; FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. M.; MOREIRA, T. R.; SOUZA, K. B.; SILVA, E. F.; SILVA, J. P. M.; SANTOS, J. S. Fuzzy concept applied in determining potential forest fragments for deployment of a network of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, [S.L.], v. 115, p. 106423, ago. 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106423>.
- SANTOS, E. P.; LIMA, F. G. S. F.; NOTAOR, C. V. R.; LIMA, M. T. A.; BOLOGNA, A. C. F. M. B. Painel de indicadores de mobilidade: Uma aplicação prática da teoria da mudança no grande Recife. *In: Encontro Da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa Em Administração*. 2022.
- SANTOS, J. S.; LEITE, C. C. C.; VIANA, J. C. C.; SANTOS, A. R.; FERNANDES, M. M.; ABREU, V. S.; NASCIMENTO, T. P.; SANTOS, L. S.; FERNANDES, M. R. M.; SILVA, G. F. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, [S.L.], v. 88, p. 414-424, maio 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.011>.
- SILLS, E.; PATTANAYAK, S. K.; FERRARO, P. Abordagens analíticas na avaliação de impactos reais de programas de conservação. **Megadiversidade**, [S.L.], v. 2, n. 1-2, p. 39-49, 2016.
- SOS MATA ATLÂNTICA. **Mata Atlântica**. 2022. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/causas/mata-atlantica/>.
- SOUZA, C. M.; SHIMBO, J. Z.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; ALENCAR, A. A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; FERREIRA, L. G.; SOUZA-FILHO, P. W. M. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, [S.L.], v. 12, n. 17, p. 2735, 25 ago. 2020. <http://dx.doi.org/10.3390/rs12172735>.
- SUGAHARA, C. R.; RODRIGUES, P. P. Avaliação de impacto de negócios sociais e teoria da mudança. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, [S.L.], v. 7, n. 46, 15 ago. 2019. <http://dx.doi.org/10.17271/2318847274620192080>.

- TACCONI, L. Redefining payments for environmental services. **Ecological Economics**, [S.L.], v. 73, p. 29-36, jan. 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.028>.
- TENGBERG, A.; VALENCIA, S. Integrated approaches to natural resources management- Theory and practice. **Land Degradation & Development**, [S.L.], v. 29, n. 6, p. 1845-1857, 19 abr. 2018. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2946>.
- UHL, J. H.; LEYK, S. A scale-sensitive framework for the spatially explicit accuracy assessment of binary built-up surface layers. **Remote Sensing of Environment**, [S.L.], v. 279, p. 113117, set. 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2022.113117>.
- VELLY, G. L.; DUTILLY, C. Evaluating Payments for Environmental Services: methodological challenges. **Plos One**, [S.L.], v. 11, n. 2, 24 fev. 2016. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0149374>.
- WEGNER, G. I. Payments for ecosystem services (PES): A flexible, participatory, and integrated approach for improved conservation and equity outcomes. **Environment, Development and Sustainability**, [S.L.], v. 18, n. 3, p. 617-644, 3 jun. 2015. <http://dx.doi.org/10.1007/s10668-015-9673-7>.
- WIJK, E.; JONES, J. P. G.; PYNEGAR, E.; BOTTAZZI, P.; ASQUITH, N.; GIBBONS, J.; KONTOLEON, A. Mechanisms and impacts of an incentive-based conservation program with evidence from a randomized control trial. **Conservation Biology**, [S.L.], v. 34, n. 5, p. 1076-1088, 27 jun. 2020. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13508>.
- WRI BRASIL. Como funciona o pagamento por serviços ambientais a quem protege e restaura florestas. 2021. Disponível em: <https://wribrasil.org.br/pt/blog/florestas/como-funciona-o-pagamento-por-servicos-ambientais-quem-protege-e-restaura-florestas#:~:text=O%20primeiro%20ano%20da%20D%C3%A9cada,no%20Congresso%20Nacional%20desde%202007>.
- WUNDER, S. The Efficiency of Payments for Environmental Services in Tropical Conservation. **Conservation Biology**, [S.L.], v. 21, n. 1, p. 48-58, fev. 2007. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00559.x>.
- WUNDER, S.; BÖRNER, J.; EZZINE-DE-BLAS, D.; FEDER, S.; PAGIOLA, S. Payments for Environmental Services: Past performance and pending potentials. **Annual Review of Resource Economics**, [S.L.], v. 12, n. 1, p. 209-234, 6 out. 2020. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-resource-100518-094206>.
- YABLONOVITCH, E.; DECKMAN, H. W. Scalable, economical, and stable sequestration of agricultural fixed carbon. **Proceedings Of the National Academy of Sciences**, [S.L.], v. 120, n. 16, 11 abr. 2023. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.2217695120>.

# EnANPAD 2023

## XLVII Encontro da ANPAD

São Paulo, 26 a 28 de setembro de 2023

### CERTIFICADO DE PREMIAÇÃO

A ANPAD - Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Administração - confere o Prêmio de Artigo Inovador da Divisão APB - Administração Pública no XLVII Encontro da ANPAD a

APB9444 Tema 7 - Um estudo do impacto de Pagamentos de Serviços Ecosistêmicos na Mata Atlântica usando dados geoespaciais

Ricardo Cerveira  
(FCA / UNICAMP)

Nágela Bianca do Prado  
(Mestrado / UNICAMP)

Gabriela Tonini

Christiano França da Cunha  
(PPGAdm / UNICAMP)



Prof.ª Alketa Peci

Diretora-Presidente da ANPAD

Prof. Emilio José Montero Arruda Filho

Diretor Científico da ANPAD