



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
FACULDADE DE ESTUDOS SOCIAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECONOMIA

ALEXANDER AFONSO NOGUEIRA CAVALCANTE

IMPACTOS SOCIOECONÔMICOS E AMBIENTAIS DE PAGAMENTOS POR
SERVIÇOS AMBIENTAIS EM REGIÕES TROPICAIS:
UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

MANAUS – AM

2026

ALEXANDER AFONSO NOGUEIRA CAVALCANTE

**IMPACTOS SOCIOECONÔMICOS E AMBIENTAIS DE PAGAMENTOS POR
SERVIÇOS AMBIENTAIS EM REGIÕES TROPICAIS:
UMA REVISÃO SISTEMÁTICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Economia Profissional da Universidade Federal do Amazonas, como requisito para a obtenção de título de Mestre em Economia.

Orientador: Prof. Dr. Ademir Antônio Moreira Rocha

MANAUS – AM

2026

Ficha Catalográfica

Elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

-
- C376i Cavalcante, Alexander Afonso Nogueira
Impactos socioeconômicos e ambientais de pagamentos por serviços ambientais em regiões tropicais: uma revisão sistemática / Alexander Afonso Nogueira Cavalcante. - 2026.
78 f. : il., color. ; 31 cm.
- Orientador(a): Ademir Antônio Moreira Rocha.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Amazonas, Programa de Pós-Graduação em Economia, Manaus - AM, 2026.
1. Pagamento por Serviços Ambientais. 2. Revisão Sistemática. 3. Regiões Tropicais. 4. Impactos Socioeconômicos e Ambientais. 5. Protocolo PRISMA. I. Rocha, Ademir Antônio Moreira. II. Universidade Federal do Amazonas. Programa de Pós-Graduação em Economia. III. Título
-

ALEXANDER AFONSO NOGUEIRA CAVALCANTE

IMPACTOS SOCIOECONÔMICOS E AMBIENTAIS DE PAGAMENTOS POR
SERVIÇOS AMBIENTAIS EM REGIÕES TROPICAIS: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Economia Profissional da Universidade Federal do Amazonas, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Economia.

Aprovada em: 16/07/2026

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Ademir Antonio Moreira Rocha

Presidente

Universidade Federal do Amazonas

Prof. Dr. Douglas Sad Silveira

Membro Titular

Universidade Federal de Juiz de Fora

Prof. Dr. Frederick Fagundes Alves

Membro Titular

Universidade Federal do Amazonas

RESUMO

As florestas tropicais são ecossistemas essenciais para a estabilidade climática global, mas sua conservação é constantemente ameaçada por pressões de desenvolvimento socioeconômico. Neste contexto, os Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) emergiram como um instrumento econômico projetado para conciliar a proteção ambiental com a geração de renda, mediante a criação de incentivos financeiros para a preservação dos ecossistemas. Embora programas de PSA estejam se proliferando em diversas regiões tropicais, as evidências sobre seus impactos socioeconômicos e ambientais permanecem dispersas, o que dificulta uma análise consolidada de sua efetividade. A presente pesquisa realizou uma revisão sistemática da literatura para investigar os impactos dos PSA em regiões tropicais. A partir de uma triagem metodológica estrita guiada pelo protocolo PRISMA, foram selecionados 71 artigos de avaliação de impacto embasados em inferência causal. A análise temática dos dados revelou que, embora o instrumento possa gerar adicionalidade, a magnitude de seus impactos ambientais e socioeconômicos é predominantemente fraca, representando 57,7% (41 de 71) da amostra de artigos avaliada. Os resultados demonstram que essa fragilidade na magnitude dos impactos decorre frequentemente de problemas como viés de seleção adversa, remunerando proprietários por inação em áreas sem risco iminente de desmatamento. Além disso, a base de dados revelou uma acentuada concentração nas categorias extremas de magnitude, com 85,9% (61 de 71) das pesquisas apresentando impactos classificados como fracos ou fortes. Em determinados contextos, essa dinâmica evidenciou um trade-off entre conservação e alívio da pobreza, especialmente quando restrições de uso do solo afetam populações dependentes do trabalho rural ou sem acesso seguro à terra. Conclui-se que a eficácia do instrumento não decorre unicamente da transferência financeira, exigindo um desenho institucional focado em direcionamento espacial ativo, condicionalidade estrita e financiamento para transição produtiva.

Palavras-chave: Pagamento por Serviços Ambientais; Revisão Sistemática; Regiões Tropicais; Impactos Socioeconômicos; Impactos Ambientais; Protocolo PRISMA.

ABSTRACT

Tropical forests are essential ecosystems for global climate stability, but their conservation is constantly threatened by socioeconomic development pressures. In this context, Payments for Environmental Services (PES) have emerged as an economic instrument designed to reconcile environmental protection with income generation through the creation of financial incentives for ecosystem preservation. Although PES programs are proliferating across various tropical regions, evidence of their impacts remains dispersed, hindering a consolidated analysis of their effectiveness. This research conducted a systematic literature review to investigate the environmental and socioeconomic impacts of PES in tropical regions. Through strict methodological screening guided by the PRISMA protocol, 71 impact evaluation articles based on causal inference were selected. The thematic analysis of the data revealed that, although the instrument can generate additionality, the magnitude of its environmental and socioeconomic impacts is predominantly weak, representing 57.7% (41 out of 71) of the evaluated article sample. The results demonstrate that this fragility in the magnitude of impacts frequently stems from problems such as adverse selection bias, remunerating landowners for inaction in areas without imminent deforestation risk. Furthermore, the database revealed a pronounced concentration in the extreme magnitude categories, with 85.9% (61 out of 71) of the studies reporting impacts classified as weak or strong. In certain contexts, this dynamic evidenced a trade-off between conservation and poverty alleviation, especially when land-use restrictions affect populations dependent on rural work or without secure access to land. The study concludes that the effectiveness of the instrument does not stem solely from financial transfers, requiring an institutional design focused on active spatial targeting, strict conditionality, and financing for productive transition.

Keywords: Payments for Environmental Services; Systematic Review; Tropical Regions; Socioeconomic Impacts; Environmental Impacts; PRISMA protocol.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	7
2 REFERENCIAL TEÓRICO	12
2.1 PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS: CONTEXTO, CONCEITO, FUNDAMENTOS ECONÔMICOS E APLICAÇÃO	12
2.2 CATEGORIAS DE PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS	18
2.3 FLORESTAS TROPICAIS E OS PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS ...	19
2.4 ESTADO DA ARTE: REVISÕES DE LITERATURA SOBRE PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS	20
2.5 AVALIAÇÕES DE IMPACTO E O RIGOR DA INFERÊNCIA CAUSAL EM PROGRAMAS DE PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS	23
3 METODOLOGIA.....	25
3.1 REVISÃO SISTEMÁTICA DE LITERATURA E O PROTOCOLO PRISMA.....	25
3.2 CRITÉRIOS DE ELEGIBILIDADE.....	25
3.3 FONTES DE INFORMAÇÃO E ESTRATÉGIA DE BUSCA	28
3.4 PROCESSO DE SELEÇÃO (TRIAGEM).....	29
3.5 SISTEMATIZAÇÃO, ANÁLISE E SÍNTESE DOS DADOS	31
3.6 AVALIAÇÃO DE RISCO DE VIÉS E QUALIDADE METODOLÓGICA.....	37
3.6.1 Domínio 1: Viés de Seleção	39
3.6.2 Domínio 2: Viés de Confusão	40
3.6.3 Domínio 3: Viés de Mensuração	40
3.6.4 Ponderação e Classificação Final do Risco	41
3.7 USO ÉTICO E TRANSPARENTE DE INTELIGÊNCIA ARTIFICIAL	43
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
4.1. O FUNIL DE EVIDÊNCIAS: CARACTERIZAÇÃO DA AMOSTRA E A ESCASSEZ DE AVALIAÇÕES RIGOROSAS.....	44
4.2. CONFIABILIDADE EMPÍRICA, ADICIONALIDADE, TRADE-OFFS E PERMANÊNCIA	49
4.2.1 Confiabilidade da evidência: risco de viés, magnitude dos impactos e desafio metodológico	49
4.2.2 O problema da adicionalidade e a seleção adversa: dinheiro comprando inação.....	52
4.2.3 O paradoxo do ganha-ganha: o custo social oculto da conservação restritiva	54
4.2.4 A busca pela permanência: quando o dinheiro acaba.....	56
4.3. LIÇÕES PRÁTICAS E RECOMENDAÇÕES PARA PROGRAMAS DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS	58
4.3.1 Focalização ativa, adicionalidade e a precificação pelo custo de oportunidade.....	60
4.3.2 A arquitetura da coletividade e a segurança fundiária.....	60

4.3.3 Monitoramento, risco moral e a exigência de condicionalidade estrita	61
4.3.4 A estratégia de saída: transição de ativos e assistência técnica	62
4.4. LIMITAÇÕES DO ESTUDO	63
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	65
REFERÊNCIAS	68

1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais desempenham um papel central na regulação do clima global. De acordo com a avaliação da FAO (2025), a área florestal mundial é estimada em 4,14 bilhões de hectares, o que corresponde a 32% da superfície terrestre, sendo que 45% desse total situa-se no domínio tropical. Embora esses números demonstrem a vasta extensão atual, com cerca de 14,4% da superfície global coberta por essas matas, há um alerta histórico e contínuo para a redução de sua cobertura original. O monitoramento por satélite nas últimas décadas tem revelado um cenário de expressiva perda de cobertura. Entre os anos de 2001 e 2020, estima-se que 1,48 milhão de quilômetros quadrados de florestas tropicais foram desmatados, o que representa mais da metade de toda a perda florestal global registrada no período (Balboni *et al.*, 2023). Ampliando esse horizonte temporal, análises de longo prazo indicam que cerca de 17% da extensão das florestas úmidas tropicais registrada em 1990 já havia desaparecido em 2020 (Vancutsem *et al.*, 2021).

Essa supressão representa um risco crítico, visto que as florestas tropicais fornecem o maior volume e diversidade de serviços ecossistêmicos entre os biomas terrestres, exercendo profunda influência sobre os padrões climáticos, a disponibilidade de água potável, a biodiversidade, a segurança alimentar e a saúde humana (Brandon, 2014).

Ademais, florestas tropicais sustentam comunidades locais e indígenas, sendo fundamentais para o alcance das metas globais de estabilização climática, em razão de seu elevado potencial de absorção e armazenamento de carbono atmosférico (Fuss; Golub; Lubowski, 2021). No entanto, a conservação dessas florestas enfrenta desafios relacionados à demanda de desenvolvimento socioeconômico das comunidades que nelas habitam. Segundo Samii *et al.* (2014), áreas com maiores níveis de pobreza tendem a apresentar baixo desempenho em termos de conservação ambiental. Tais desafios tornam essencial a busca por modelos que conciliem a preservação ambiental com a geração de renda.

Neste cenário, os Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) têm atraído crescente interesse como uma estratégia viável para conciliar conservação ambiental e desenvolvimento socioeconômico, traduzindo valores não mercadológicos do meio ambiente em incentivos financeiros reais aos indivíduos ou comunidades que prestam tais serviços, como manutenção de áreas florestais e armazenamento de carbono, conservação hídrica e manutenção da biodiversidade, que beneficiam tanto as populações locais quanto a comunidade global (Engel; Pagiola; Wunder, 2008). Os mecanismos de PSA são, em geral, estruturados como acordos

voluntários nos quais os provedores de serviços – como proprietários de terras ou comunidades – recebem transferências financeiras de empresas, governos ou organizações não governamentais, com o objetivo de incentivar práticas sustentáveis de uso da terra (Wegner, 2016).

Ao redor do mundo, é possível observar uma crescente implementação de ações de PSA (Salzman *et al.*, 2018). Por exemplo, no Brasil, no contexto amazônico, destaca-se o Programa Bolsa Floresta com iniciativas voltadas à preservação de unidades de conservação, por meio da combinação de incentivos financeiros e promoção de ações em prol da qualidade de vida nas comunidades atendidas (FAS, 2021). No México, o programa *Pagos por Servicios Ambientales Hidrológicos* foi implementado em 2003 pelo governo, por meio de sua Comissão Nacional Florestal (CONAFOR), com o objetivo de incentivar a conservação de ecossistemas essenciais, enfrentando problemas relativos à escassez hídrica e ao desmatamento de áreas florestais, que desempenham um papel crucial na manutenção de longo prazo dos recursos hídricos do país (Mora-Carvajal *et al.*, 2019).

Em países africanos como Uganda, Quênia e Tanzânia, iniciativas de PSA têm sido consideradas promissoras para promover a conservação de ecossistemas florestais e proteger a biodiversidade, tendo o potencial de atrair novos recursos financeiros para o manejo de terras, aumentar a eficiência das abordagens de conservação, assegurar os serviços ecossistêmicos e beneficiar comunidades rurais mais pobres (Osewe *et al.*, 2023). Na Ásia, os países estão em diferentes estágios de exploração do potencial de PSA. Alguns projetos podem ser observados principalmente na Indonésia, Filipinas, Índia, Nepal, Vietnã e China, muitos voltados à restauração de bacias hidrográficas, oferecendo incentivos financeiros para as comunidades que implementam práticas de conservação e manejo sustentável da água (Huang; Upadhyaya, 2007).

Apesar da difusão de programas de PSA, questões acerca da sua efetividade — especialmente no que se refere à inferência causal de seus resultados, como seus impactos econômicos e sociais e a sustentabilidade financeira das iniciativas e a eficácia na redução do desmatamento — ainda carecem de análises que sintetizem essas múltiplas experiências. A literatura científica que versa sobre avaliações de impacto econômico-ambiental de PSA encontra-se muitas vezes dispersa, com abordagens, métodos e contextos variados, o que dificulta comparações diretas entre programas executados. Diante desse cenário, a presente pesquisa consiste em uma análise temática com base em uma revisão sistemática da literatura sobre os impactos e a efetividade dos programas de PSA implementados em regiões tropicais, com ênfase no desenvolvimento socioeconômico e na conservação ambiental dessas regiões.

Entende-se que é fundamental a consolidação e análise de resultados documentados na literatura científica, para se obter uma visão coerente e embasada da sua relevância e efetividade.

O presente estudo, portanto, organizou o conhecimento existente e identificou padrões, limitações e desafios comuns em diferentes contextos tropicais, contribuindo para preencher a lacuna de conhecimento observada e oferecendo subsídios para o desenho de futuras iniciativas de PSA baseadas em evidências. Além da contribuição analítica, a pesquisa possibilitou a elaboração de um produto técnico-tecnológico sob a forma de uma base de dados de acesso aberto que reúne as informações coletadas. Essa base de dados serve como ferramenta de consulta para pesquisadores, gestores e formuladores de políticas públicas, ao sistematizar o conhecimento disponível, fomentando o uso eficaz das evidências científicas no aprimoramento de programas de PSA.

A questão central que orientou esta pesquisa é traduzida no seguinte problema: Quais são as evidências científicas sobre os impactos socioeconômicos e ambientais de programas de PSA implementados em regiões tropicais, e como estas evidências podem subsidiar a concepção e aprimoramento deste instrumento?

Para orientar a análise, foram formuladas três hipóteses analíticas (H1, H2 e H3), fundamentadas na literatura existente, a serem confrontadas com as evidências sistematizadas na revisão:

Hipótese 1 (H1): Os efeitos socioeconômicos e ambientais dos programas de PSA variam em magnitude e direção entre os contextos em que são implantados, influenciados por fatores socioeconômicos, institucionais e ambientais.

Esta hipótese alinha-se à perspectiva institucionalista de Muradian *et al.* (2010), que argumentam que o PSA não opera no vácuo, mas depende intrinsecamente de arranjos de governança e normas sociais preexistentes. Ademais, a variabilidade dos resultados está associada a contextos específicos, enfrentando barreiras como a insegurança na posse da terra, a presença de atividades ilegais e elevados custos de transação (Wunder, 2007; Wunder *et al.*, 2020).

Hipótese 2 (H2): Programas de PSA implementados em regiões tropicais apresentam potencial para gerar benefícios simultâneos em desenvolvimento econômico regional e conservação ambiental, desde que sejam adequadamente desenhados e monitorados.

Tal premissa alinha-se aos achados de Montero-de-Oliveira, Blundo-Canto e Ezzine-de-Blas (2023) para o contexto amazônico, os quais verificaram que os programas geram benefícios de conservação e para a comunidade quando combinam pagamentos com outros

benefícios e engajam atores locais. Esta hipótese sustenta-se também na importância da condicionalidade nos arranjos de PSA, conforme Wunder (2015), a qual pressupõe a existência de mecanismos de verificação para garantir a efetividade da transação.

Hipótese 3 (H3): Há carência de padronização metodológica na avaliação dos impactos socioeconômicos e ambientais dos programas de PSA, o que dificulta comparações entre estudos e a consolidação do conhecimento científico sobre sua efetividade, e, consequentemente, o embasamento de políticas robustas.

Esta última hipótese é corroborada por Börner *et al.* (2017), que apontam a dificuldade de atribuir impacto causal em sistemas socioecológicos complexos através de comparações simples. Além disso, a necessidade de avaliações mais rigorosas e a escassez de estudos comparativos devido à heterogeneidade dos métodos são problemas explicitamente identificados por revisões anteriores, como as de Guerra *et al.* (2024), Perevochtchikova *et al.* (2021) e Ezzine-de-Blas *et al.* (2016), que enfatizam a dificuldade de verificar tendências e efetividade diante da falta de padronização.

Assim, definiu-se o objetivo geral deste estudo como: Analisar e sintetizar, por meio de uma revisão sistemática da literatura, os impactos socioeconômicos e ambientais de programas de PSA implementados em regiões tropicais, com base em evidências oriundas de métodos de inferência causal.

Para alcançar este objetivo principal, a pesquisa teve os seguintes objetivos específicos:

- a) Identificar e sistematizar os artigos científicos sobre impactos de programas de PSA em regiões tropicais, mapeando variáveis-chave como: local, objetivos, características do programa, desafios, fatores de sucesso, métodos de avaliação e resultados (impactos socioeconômicos e ambientais).
- b) Analisar criticamente a eficácia econômica, social e ambiental dos programas de PSA relatados pela literatura, identificando padrões, desafios recorrentes e fatores críticos de sucesso na implementação.
- c) Consolidar as evidências levantadas em uma base de dados organizada e de acesso aberto, estruturada para facilitar a compreensão dos impactos e subsidiar pesquisadores, gestores e formuladores de políticas no aprimoramento de programas de PSA.

Esta dissertação contém cinco seções, contando com esta introdução que aborda a problematização, as hipóteses e os objetivos delineados no projeto de pesquisa. A Seção 2 apresenta o referencial teórico abordando a fundamentação conceitual sobre PSA, suas categorias, a aplicação em florestas tropicais e o estado da arte das revisões sobre o tema. A

Seção 3 refere-se à metodologia, detalhando os procedimentos da Revisão Sistemática de Literatura, incluindo o protocolo PRISMA, os critérios de elegibilidade, as estratégias de busca e o processo de análise temática. A Seção 4 traz os resultados e discussão, apresentando a síntese narrativa por meio da análise temática elaborada. Por fim, a Seção 5 trata das considerações finais, apresentando as conclusões do estudo e suas implicações para políticas públicas e futuras pesquisas.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS: CONTEXTO, CONCEITO, FUNDAMENTOS ECONÔMICOS E APLICAÇÃO

Na perspectiva econômica, recursos naturais, como as florestas, podem ser classificados como bens comuns, quando possuem duas características essenciais: a não exclusividade, ou seja, não é possível impedir o uso de potenciais usuários, e a rivalidade, significando que o consumo por um indivíduo impede ou diminui a disponibilidade destes bens por outros usuários (Combes; Combes-Motel; Schwartz, 2016).

Como consequência destas características, os recursos naturais correm o risco de exaustão diante da ação humana, conforme o conceito da Tragédia dos Comuns. Hardin (1968) argumenta que diante de um bem comum, os indivíduos tendem a agir de forma racional e maximizar seu próprio ganho, enquanto as consequências desta ação, quando danosa ao meio ambiente, por exemplo, recaem sobre toda a coletividade que utiliza este bem comum, portanto, o aumento do uso ilimitado dos bens comuns por determinados indivíduos traz a ruína (tragédia) ao recurso comum.

A partir da perspectiva da teoria dos jogos, a tragédia dos comuns pode ser entendida como uma representação de um dilema do prisioneiro ambiental, no qual os indivíduos maximizam sua utilidade individual ao explorar livremente um recurso comum. Conforme modelado por Carrozzo Magli, Della Posta e Manfredi (2021), cada produtor florestal ou agricultor tem o incentivo de não cooperar, buscando preservar menos e aproveitar mais, pois o benefício econômico auferido é estritamente privado, enquanto o custo ambiental de sua ação (a externalidade negativa) é socializado e suportado por toda a comunidade. Como resultado prático desse dilema, Ostrom (2010) alerta que a ausência de instituições sólidas, regras claras e monitoramento efetivo inviabiliza a cooperação voluntária, transformando-a em uma estratégia instável que reforça a tendência à degradação e à exaustão dos recursos naturais.

Nesse contexto, para reestruturar as regras do jogo e superar esse impasse, a literatura aponta a necessidade de algum nível de intervenção externa. Carrozzo Magli, Della Posta e Manfredi (2021) argumentam que, dada a natureza do dilema do prisioneiro, a comunicação por si só entre os agentes é insuficiente, exigindo a atuação de uma terceira parte, a exemplo da intervenção direta do governo. Por outro lado, Ostrom (2010) expande essa visão ao defender que a governança não precisa ser estritamente monocêntrica, mas pode ocorrer de forma bem-

sucedida por meio de um sistema policêntrico, caracterizado por múltiplas autoridades e instituições públicas e privadas que interagem em diferentes escalas. A partir dessa reestruturação institucional, a introdução de mecanismos estratégicos de incentivo, verificação mútua e punições críveis tem o poder de alterar os resultados individuais e tornar a estratégia de conservação compatível com o equilíbrio de Nash (Barrett, 2005). Em especial, estudos sobre políticas ambientais demonstram que diretrizes que vinculam os pagamentos a metas claras de conservação, aliadas a restrições e sanções, têm o potencial de transformar um problema de cooperação (dilema do prisioneiro) em um jogo de coordenação, cenário no qual a proteção ambiental passa a ser a escolha racional e mais vantajosa para todos os participantes (Barrett, 2005; Barrett; Dannenberg, 2014).

Sendo assim, são necessários mecanismos de proteção desses recursos naturais, por meio de instrumentos de gestão ambiental que visam mitigar as externalidades geradas pelas atividades antrópicas. Externalidades são definidas como benefícios ou custos que um agente econômico experimenta como resultado da atividade de outro, sem que haja uma contabilidade completa desses efeitos pelas partes envolvidas (Frischmann; Ramello, 2023). Essa ausência de consideração completa dos efeitos pode decorrer da falta de conhecimento (consciência, apreciação ou compreensão) ou da falta de mutualidade entre as partes. As externalidades não se limitam a fenômenos de mercado, nem constituem, por si sós, falhas, mas sim indicam uma demanda social por governança. Elas são inerentes às relações interdependentes e funcionais entre as pessoas e seus ambientes (recursos), surgindo em todos os sistemas sociais (Frischmann; Ramello, 2023).

Pode-se citar como exemplo de externalidade negativa, no caso de recursos naturais, a destruição de uma floresta por um proprietário de terra que poderá afetar o clima e a disponibilidade de água para aqueles que vivem em seu entorno. E pelo contrário, a preservação da mesma floresta seria percebida como uma externalidade positiva.

São vários os mecanismos de gestão ambiental que visam gerenciar e corrigir externalidades negativas (ou incentivar externalidades positivas) decorrentes da atividade econômica, sendo comuns os instrumentos de comando e controle e os instrumentos econômicos de mercado (Damacena; Farias, 2017). A abordagem de comando e controle se caracteriza como uma política que regulamenta os efeitos da ação humana sobre os recursos naturais de forma direta e impositiva por meio de regras e normas, que se desrespeitadas podem ensejar punições para o agente envolvido. Por outro lado, a abordagem de mercado visa incentivar práticas mais sustentáveis por meio de instrumentos como subsídios ou pagamentos

diretos aos agentes diretamente envolvidos com a utilização ou preservação dos recursos naturais, muitas vezes de forma preventiva, o que diferencia esta abordagem da impositiva de comando e controle (Callan; Thomas, 2016).

As soluções de mercado, como o PSA, surgiram nos anos 1980 com base na economia neoclássica, visando internalizar o valor das externalidades ambientais (Shapiro-Garza *et al.*, 2020). Assim, o PSA se configura como um instrumento de gestão ambiental que busca compensar quem presta o serviço pelos benefícios gerados a terceiros, mesmo em diferentes localidades (Ruggiero *et al.*, 2024).

Uma vez contextualizado o PSA no âmbito dos instrumentos de gestão ambiental, torna-se essencial tratar da sua evolução conceitual. Dentre diversas abordagens, destacam-se as contribuições de Wunder (2005) e Muradian *et al.* (2010), consideradas fundamentais para a consolidação do termo (Kaiser; Haase; Krueger, 2021). Inicialmente, Wunder (2005) definiu PSA, em termos gerais, como uma transação voluntária e condicional entre usuários e provedores de um serviço ambiental bem definido, condicionada à efetiva provisão do serviço. Contudo, essa concepção associada a um contexto privado, revelou-se limitada, especialmente por não abarcar adequadamente arranjos de PSA financiados pelo setor público para a proteção, por exemplo, de bens públicos, como reconhecido posteriormente pelo próprio autor (Wunder, 2015).

Em contraposição a esta visão estritamente mercadológica, Muradian *et al.* (2010) ofereceram uma definição mais abrangente, tratando o PSA como uma transferência de recursos – monetários ou não – entre atores sociais, com o objetivo de alinhar decisões individuais ou coletivas de uso da terra aos interesses de conservação dos recursos naturais. Esta abordagem, frequentemente associada a uma perspectiva Pigouviana, reconhece o PSA como um instrumento de política ambiental mais amplo, que incorpora valores sociais e pode visar múltiplos objetivos além da eficiência de mercado. Por sua vez, o conceito inicial de Wunder pode ser classificado sob uma perspectiva Coaseana, a qual assume que, dadas certas condições, as externalidades podem ser resolvidas por negociação privada, mas enfrenta desafios práticos significativos, como custos de transação, assimetria de informação e poder, e direitos de propriedade mal definidos (Sattler; Matzdorf, 2013; Shapiro-Garza *et al.*, 2020). A dificuldade para encontrar as condições pressupostas pelo modelo Coaseano em contextos reais explica por que muitos programas de PSA implementados globalmente necessitam da intervenção de intermediários, distanciando-se do modelo Coaseano puro (Ruggiero *et al.*, 2024). A visão pigouviana, ao admitir a intervenção governamental e o uso de recursos públicos, oferece um

arcabouço mais flexível para lidar com a provisão de serviços ambientais em cenários complexos, visando o benefício social e não somente o interesse particular (Sattler; Matzdorf, 2013).

Diante das críticas e da complexidade observada na prática, Wunder (2015) revisou sua definição original. Abandonando a ênfase em compradores e vendedores e focando na condicionalidade como elemento central, o autor passou a enfatizar, em sua definição revisada, que o PSA envolve transações voluntárias entre usuários e provedores, condicionadas ao cumprimento de regras acordadas de manejo de recursos naturais voltadas à geração de externalidades ambientais positivas. A condicionalidade é, portanto, característica fundamental na aplicação de PSA, operando sob o princípio de que a compensação financeira só deve ocorrer se, por exemplo, as regras de manejo ou a provisão do serviço em si forem efetivamente cumpridas e comprovadas (Ezzine-de-Blas *et al.*, 2016; Wunder, 2015).

Para aprofundar o debate sobre a condicionalidade como elemento central apontado por Wunder (2015), destaca-se que a literatura distingue na aplicação dos contratos os tipos de condicionalidade de pagamento utilizando conceitos-chave diversos, mas relacionados. Na presente dissertação, optou-se por utilizar dois conceitos gerais a fim de resumir estas distinções, condicionalidade rigorosa e flexível.

A condicionalidade rigorosa se dá apenas quando o pagamento estiver estritamente condicionado à mensuração e à comprovação direta do resultado ambiental, modelo caracterizado na literatura como pagamento baseado em resultados (*result-based* ou *output-based*) conforme definem Kaiser, Haase e Krueger (2021). Nesses casos, o produtor só recebe a compensação se houver a verificação física do fluxo do serviço ecossistêmico, como, por exemplo, a medição da qualidade da água ou da quantidade de carbono sequestrado (Engel, 2016). Embora represente a forma mais direta de garantir que o objetivo final do PSA foi atingido, essa abordagem impõe complexos desafios metodológicos e altos custos para o monitoramento contínuo dos serviços, sendo consequentemente mais rara na prática (Ruggiero *et al.*, 2024).

Já a condicionalidade flexível ocorre quando o pagamento está condicionado à adoção de práticas, ações de manejo ou restrições de exploração, modelo geralmente classificado na literatura como pagamento baseado em ações ou insumos (*action-based* ou *input-based*) ainda conforme definem Kaiser, Haase e Krueger (2021). Nesta modalidade o produtor recebe o pagamento por cumprir a ação estipulada pelo programa, como, por exemplo, parar de utilizar o fogo no preparo do solo ou evitar o desmatamento em determinadas áreas, sem que o

programa exija a medição direta do fluxo de serviços ecossistêmicos gerado (Mota *et al.*, 2023). Devido à maior viabilidade operacional, aos menores custos de verificação e à necessidade de mitigar o risco financeiro assumido pelo provedor, a condicionalidade flexível é o modelo predominantemente adotado na implementação de programas de PSA em todo o mundo, inclusive nos arranjos brasileiros (Mota *et al.*, 2023; Ruggiero *et al.*, 2024).

No Brasil, a Lei nº 14.119/2021 define o PSA como uma transação voluntária, em que um pagador transfere recursos financeiros ou outra forma de compensação a um provedor de serviços ambientais, conforme acordado entre as partes (Brasil, 2021). A legislação brasileira também prevê que os PSAs implantados conforme a política nacional, podem ser realizados de forma direta, sendo monetário ou não monetário; sob a forma de prestação de melhorias sociais a comunidades rurais e urbanas, compensações vinculadas a certificado de redução de emissões por desmatamento e degradação, emissão de títulos verdes, comodato, cota de reserva ambiental e outros. Para o contexto acadêmico, destaca-se que dentre os objetivos da lei, há o de estimular pesquisas científicas que tenham relação com o desenvolvimento de metodologias de execução, monitoramento, verificação e certificação de projetos de pagamentos por serviços ambientais (Brasil, 2021).

Importa registrar também que a literatura científica no geral não faz distinção entre serviços ecossistêmicos e serviços ambientais ao tratar sobre PSA (Wunder, 2015). Contudo, entende-se necessário distinguir os dois conceitos. Serviços ecossistêmicos são os serviços prestados pela natureza. A Avaliação Ecossistêmica do Milênio (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) definiu serviços ecossistêmicos de forma ampla como os benefícios obtidos pelas pessoas através dos ecossistemas, como provisão de alimento, água, regulação do clima e qualidade do ar (Engel; Pagiola; Wunder, 2008). Por sua vez, os serviços ambientais, são os serviços prestados pelo homem, sendo atividades individuais ou coletivas, que favorecem a manutenção, recuperação ou melhoria dos serviços ecossistêmicos (Brasil, 2021).

Wunder (2015), apesar de adotar a distinção entre os termos e preferir o uso de pagamentos por serviços ambientais, destaca que esta distinção pode muitas vezes ser dificultada, quando se considera que serviços relacionados à natureza frequentemente envolvem ação humana em interação com processos ecológicos, formando arranjos socioecológicos em diferentes níveis de intensidade, que sempre estão presentes, mesmo que em diferentes níveis. O presente estudo adota a distinção entre os termos, em consonância com Wunder (2015), entendendo serviços ambientais como serviços prestados pelo homem que visam a proteção dos ecossistemas para que estes possam continuar fornecendo seus serviços ecossistêmicos.

Dada esta distinção, entende-se que pagamentos por serviços ambientais alinham incentivos financeiros a objetivos ambientais, tornando a conservação uma alternativa economicamente viável para agentes como, proprietários de terras, madeireiros e responsáveis por áreas protegidas que recebem poucos benefícios ao manter as florestas conservadas, ao invés de converter tais áreas para, por exemplo, pasto ou plantações de larga escala (Engel; Pagiola; Wunder, 2008).

A aplicação de PSA também se articula com a teoria agente-principal, pois o pagador (geralmente o Estado) atua como principal, enquanto o proprietário ou gestor da terra é o agente cujo comportamento é parcialmente oculto. Nesse arranjo, a assimetria de informação favorece problemas de seleção adversa, como, por exemplo, quando proprietários com menor potencial de conservação se cadastram mais facilmente em programas, além de risco moral, quando, após receber o pagamento, o agente reduz o esforço de preservação (Ferraro, 2008; Quillérou; Fraser, 2010). Essa assimetria ocorre porque os provedores de serviços ambientais frequentemente detêm mais informações do que os pagadores, o que limita a efetividade dos programas ou os torna caros demais para serem implementados (Ferraro, 2008). Ito (2022) reforça essa perspectiva ao destacar que a informação oculta é um dos desafios centrais dos PSA, uma vez que características que influenciam os custos e a propensão à conformidade dos provedores não são diretamente observáveis. Um risco típico nesse cenário é a ocorrência de pagamentos a agentes que manteriam práticas de conservação ambiental mesmo na ausência de incentivos financeiros, comprometendo a adicionalidade e a efetividade do programa (Ferraro, 2008).

Para superar esses desafios, estudos empíricos e modelos de incentivo mostram que contratos bem desenhados, com regras de continuidade condicional à verificação, parcelamento de pagamentos e critérios de elegibilidade transparentes, podem mitigar essas falhas. Isso reforça a importância do desenho institucional e da governança para garantir a efetividade dos PSA na prática (Ito, 2022; Wunder, 2005).

Por sua vez, a mensuração da efetividade e eficácia dos esquemas de PSAs também apresenta desafios. Quando implementados em sistemas socioecológicos complexos, seus resultados podem ser decorrentes da interação de múltiplos fatores. Sendo assim, é difícil atribuir o impacto de um PSA através de comparações simples, verificando o antes e o depois, ou comparando casos de contextos com e sem a implementação de um PSA (Börner *et al.*, 2017).

Wunder (2024) propõe que, para os esquemas de PSA serem funcionais, há algumas condições necessárias, tais como: verificar se os pagamentos oferecidos pelos tomadores de serviços ambientais são suficientes para suprir as necessidades dos prestadores desses serviços;

a existência de instituições que funcionem bem para a organização dos programas, com o intuito de coordenar as ações de ambos os lados da transação; e a segurança na posse de terras e nos direitos de acesso a elas, para que os seus gestores tenham capacidade de agir de forma efetiva ao oferecer serviços ambientais, evitando que terceiros comprometam sua atuação.

Bremer *et al.* (2023) destacam que integrar valores locais e as decisões substantivas tomadas pelas comunidades afetadas pelos programas de PSA pode fortalecer os resultados sociais e ambientais desejados. Os autores também sustentam que o reconhecimento e a incorporação desses valores e conhecimentos tradicionais no desenho e na implementação dos programas não apenas melhora a equidade social e sustenta a participação efetiva dos atores locais, como também ajuda a evitar possíveis conflitos.

2.2 CATEGORIAS DE PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS

Segundo Wunder (2006), existem quatro categorias dominantes de PSA. A primeira é a de sequestro e armazenamento de carbono, que pode ser exemplificada por um caso em que empresas poluidoras de países estrangeiros pagam para proprietários de terra nos trópicos para preservar e restaurar florestas. A segunda categoria é relacionada à proteção da biodiversidade, envolvendo pagamentos para proteção de áreas com riqueza e diversidade biológica. A terceira categoria envolve a proteção de bacias hidrográficas, como no caso em que proprietários de terra são pagos para adotar usos de terra que evitam desmatamento e erosão do solo, diminuindo o risco de enchentes, dentre outros problemas. Por sua vez, a quarta categoria refere-se aos PSA direcionados à valorização da beleza cênica da paisagem.

As quatro categorias propostas por Wunder estão alinhadas às tipologias de serviços ecossistêmicos definidos pela *Millennium Ecosystem Assessment* (2005) que são: serviços de regulação (de clima, enchentes, água, doenças); serviços de suporte (à reciclagem de nutrientes, formação do solo, produção do setor primário); serviços de provisionamento (como água, comida, madeira e combustíveis); e serviços culturais (como estéticos, espirituais, educacionais e recreativos).

Em um estudo mais recente, Salzman *et al.* (2018), expandindo a estrutura conceitual previamente desenvolvida, agrupam os mecanismos de PSA em três categorias abrangentes: (i) “PSA financiado pelo usuário”, no qual os próprios beneficiários diretos dos serviços — sejam indivíduos, empresas, ONGs ou entidades públicas — realizam pagamentos aos proprietários ou gestores da terra cujas práticas mantêm ou melhoram a oferta desses serviços; (ii) “PSA

financiado pelo governo”, caracterizado por pagamentos realizados por terceiros, tipicamente entidades governamentais (embora também possam ser organizações privadas), que atuam em nome dos usuários ou do interesse público, mas não como usuários diretos dos serviços — como exemplificam os programas na Costa Rica e na China avaliados pelos autores; e (iii) “PSA de compliance”, no qual partes obrigadas por regulamentações a cumprir exigências legais de mitigação ambiental compensam outras por ações que resultam na geração de serviços ambientais, recebendo, em troca, créditos que lhes permitem satisfazer tais exigências e, assim, continuar suas atividades.

2.3 FLORESTAS TROPICAIS E OS PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS

Florestas tropicais são caracterizadas por clima quente e úmido, elevada biodiversidade e ampla provisão de serviços ecossistêmicos, relacionados ao clima, disponibilidade de água, segurança alimentar, dentre outros. Estes biomas possuem grande importância como sumidouros de carbono, devido à elevada quantidade de biomassa, tanto acima quanto abaixo do solo, que armazena carbono por meio do processo de fotossíntese. No entanto, o desmatamento ameaça liberar esse carbono acumulado de volta à atmosfera, contribuindo para o agravamento das mudanças climáticas (Fujii, 2024). Ademais, as florestas tropicais úmidas são amplamente reconhecidas por exercerem um papel fundamental no funcionamento do planeta, não apenas na regulação do clima, mas também por abrigarem mais da metade de todas as formas de vida. No entanto, trata-se de ecossistemas frágeis, que levam centenas de anos para se formar e, uma vez destruídos, enfrentam enormes dificuldades para se regenerar (Saatchi *et al.*, 2021).

As florestas tropicais enfrentam desafios relacionados à sua proteção, principalmente pelo contexto econômico em que se inserem, convivendo com populações em situação de pobreza. Evidências indicam que regiões com maiores níveis de pobreza tendem a apresentar menores índices de conservação ambiental (Samii *et al.*, 2014). Esta realidade motiva a busca por modelos de incentivo à preservação que conciliem a geração de renda com a proteção ambiental, como é o caso dos PSA. Sendo assim, a relevância ecológica e socioeconômica destes biomas explica a proliferação de esquemas de PSA voltados ao carbono, à água e à biodiversidade.

Na região amazônica, um exemplo relevante de aplicação de PSA é o antigo Programa Bolsa Floresta, agora conhecido pelo nome Guardiões da Floresta, implementado no estado do

Amazonas, no Brasil. O programa, financiado pelo Governo do Estado, realizava pagamentos mensais às famílias participantes, desde que elas se comprometessem a não desmatar áreas de floresta, com o objetivo de garantir a manutenção dos serviços ecossistêmicos. Trata-se de um dos maiores programas de PSA em termos de cobertura territorial (Silva-Muller, 2022).

PSA não podem ser considerados como uma solução única para os problemas de conservação ambiental, devendo ser combinados com outros tipos de instrumentos, e em áreas tropicais enfrentam desafios significativos para implementação como a dificuldade de se estabelecer critérios para medir a adicionalidade do programa com relação à conservação, estimação adequada dos custos de oportunidade envolvidos, a presença de atividades ilegais, a insegurança das posses de terra, e os elevados custos de transação decorrentes do seu contexto (Wunder, 2007). Para serem efetivos no longo prazo, os programas de PSA devem considerar os habitantes das florestas e suas necessidades, as quais não podem ser apreciadas somente com uma ótica de mercado (Couto Pereira, 2010).

Wunder *et al.* (2008), ao avaliar as perspectivas dos PSAs na Amazônia Legal, concluem que tais mecanismos são viáveis e inovadores, além de complementares aos instrumentos de política ambiental já existentes na região, apesar de ainda existirem barreiras a serem superadas, como a regularização fundiária e a disponibilidade de alternativas tecnológicas que substituam práticas predatórias. Montero-de-Oliveira, Blundo-Canto e Ezzine-de-Blas (2023) avaliaram as condições sob as quais os PSAs contribuem para a conservação florestal na Amazônia. Os autores verificaram que os programas geram benefícios tanto para a conservação quanto para as comunidades diretamente afetadas, desde que atendam a certas condições, como: combinar pagamentos em dinheiro com outros tipos de benefícios, promover a conscientização ambiental, engajar diferentes atores e garantir a estabilidade dos pagamentos.

2.4 ESTADO DA ARTE: REVISÕES DE LITERATURA SOBRE PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS

A produção científica sobre PSA tem crescido significativamente tanto no âmbito internacional quanto no Brasil, e, com isso, a realização de revisões de literatura que buscam sistematizar o conhecimento existente também tem se intensificado (Guerra *et al.*, 2024). Por sua vez, a produção de sínteses sobre PSA por meio de revisões de literatura é abrangente e possui focos e metodologias diversos. Essas revisões abordam o tema sob diversas perspectivas, utilizando metodologias como a revisão sistemática (Guerra *et al.*, 2024; Kaiser; Haase;

Krueger, 2021; Mota *et al.*, 2023; Perevochtchikova *et al.*, 2021), que oferece um nível mais amplo e reprodutível de compreensão em comparação a revisões tradicionais (Guerra *et al.*, 2024).

Algumas revisões se concentram na análise conceitual e teórica, como a que examina as definições de PSA na literatura acadêmica entre 2000 e 2018 (Kaiser; Haase; Krueger, 2021). Schomers e Matzdorf (2013) realizaram um levantamento estruturado para identificar prioridades de pesquisa associadas à terminologia PSA. Por sua vez, Jones *et al.* (2020b) focaram nos fatores que influenciam a participação em programas de PSA no Sul Global.

Outras revisões de literatura também têm analisado o panorama das publicações científicas sobre PSA em contextos geográficos específicos. A revisão sistemática elaborada por Perevochtchikova *et al.* (2021) que estudou publicações de 2000 a 2020 focou nos efeitos de esquemas de PSA na América Latina. Este estudo indicou que os esquemas na região são predominantemente apoiados por fundos públicos, implementados em escala nacional, orientados à conservação, focados na modalidade hídrica e em sistemas florestais, e dominados por abordagens disciplinares tradicionais. Os resultados predominantes dos efeitos foram principalmente relacionados a mudanças positivas, porém fracas, nos aspectos ambientais, sociais e econômicos (Perevochtchikova *et al.*, 2021).

O estudo de Guerra *et al.* (2024) analisou a produção científica sobre PSA no Brasil, identificando um crescimento expressivo no número de publicações a partir de 2014. Os resultados indicam a predominância de pesquisas baseadas em estudos de caso, geralmente delimitados por recortes administrativos ou por bacias hidrográficas. Verificou-se ainda que os PSA mais investigados no contexto brasileiro são aqueles relacionados à água, embora haja também uma quantidade significativa de estudos voltados ao carbono, especialmente na região amazônica. Entre os temas mais recorrentes destacaram-se: arranjos institucionais, efeitos físico-biológicos e socioeconômicos, motivações para participação, critérios de priorização de áreas, valoração e viabilidade dos PSA.

Mota *et al.* (2023) complementam esse panorama ao detalhar o foco das pesquisas por bioma brasileiro. Seus achados indicam que, no bioma amazônico, a maioria dos estudos está fortemente ligada a serviços de carbono, enquanto no bioma Mata Atlântica, predomina a avaliação e monitoramento de programas focados em água. Adicionalmente, observam que uma parcela significativa dos estudos analisados carece de clareza na definição dos serviços ambientais estudados, o que pode prejudicar o desenvolvimento de políticas públicas de implementação de PSA apropriadas, sendo recomendada a padronização dos termos, tomando

como referência o *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES) (Mota *et al.*, 2023).

Wunder *et al.* (2020), ao avaliarem o desempenho passado e o potencial dos programas de PSA, identificaram um corpo crescente de estudos de avaliação de impacto – ainda que limitado – concentrado principalmente na Costa Rica e no México. Os autores destacam que a variabilidade dos resultados pode estar associada a fatores como os indicadores ambientais empregados, as metodologias adotadas e o contexto específico dos programas. Com base nos dados de Börner *et al.* (2020), compararam diferentes ferramentas de conservação e constataram que os estudos de avaliação de impacto sobre PSA superam em número a maioria das demais categorias, ficando atrás apenas das áreas de proteção ambiental (Wunder *et al.*, 2020).

Revisões de literatura, como a de Guerra *et al.* (2024) e Perevochtchikova *et al.* (2021), enfatizam a necessidade de avaliações mais rigorosas para determinar a real efetividade dos programas de PSA. Segundo Ezzine-de-Blas *et al.* (2016), verificar as tendências globais e impactos de programas de PSA é um desafio, pois os programas existentes são heterogêneos e há escassez de estudos comparativos publicados sobre o tema. Ao focar em estudos de avaliação de impacto, o presente estudo tem o potencial de sintetizar as evidências existentes dessas avaliações e, possivelmente, apontar a qualidade e robustez das metodologias utilizadas nos estudos revisados.

Destaca-se, por fim, o estudo de Calvet-Mir *et al.* (2015), que se propôs a avaliar, por meio de uma revisão de literatura, o aspecto da efetividade e equidade dos resultados de programas de PSA nos trópicos. Os autores tinham como objetivo central entender se os pesquisadores que escreveram os artigos revisados consideravam os esquemas de PSA eficazes e equitativos. Embora tenha sido uma análise fundamental, devido à época de sua publicação, este estudo examinou artigos até dezembro de 2013, não abordando a última década de pesquisas sobre o tema, além de focar somente em PSA voltado para biodiversidade. Diante dos resultados obtidos, os autores propuseram uma agenda de pesquisas futuras baseada no interesse emergente em avaliar os resultados ambientais de forma mais rigorosa e documentar os impactos sociais de forma mais comparativa e situada contextualmente.

Neste sentido, e reforçando a agenda proposta por Calvet-Mir *et al.* (2015), a presente pesquisa busca ser mais estrita ao se concentrar exclusivamente em estudos de avaliação de impacto que usam metodologias robustas, abordando a produção científica subsequente e integrando de forma explícita os impactos socioeconômicos e ambientais, conforme detalhado na introdução.

No conjunto de revisões analisadas nesta dissertação, não foram identificados trabalhos que adotassem simultaneamente os seguintes critérios: (i) inclusão exclusiva de estudos de avaliação de impacto com inferência causal; (ii) foco em florestas tropicais; e (iii) consideração conjunta de resultados socioeconômicos e ambientais. Diante desta lacuna na síntese do conhecimento, reitera-se a relevância do presente estudo ao desenvolver uma revisão sistemática da literatura focada na avaliação de impacto de programas de PSA especificamente em regiões tropicais, examinando de forma integrada seus efeitos socioeconômicos e ambientais.

O presente estudo contribui também para o chamado à ação feito por Chervier e Costedoat (2017), que defendem a necessidade de mais revisões sistemáticas capazes de elucidar como os diferentes componentes dos programas de PSA atuam em variados contextos institucionais. Segundo os autores, é fundamental compreender como dinâmicas de comunidades marginalizadas versus organizadas, ou com direitos de propriedade bem ou mal definidos, influenciam a capacidade do programa de gerar efeitos adicionais e permanentes na conservação florestal, sem deslocar o desmatamento para outras áreas, o que se alinha diretamente com a Hipótese 1. Contudo, Chervier e Costedoat (2017) também reconhecem que consolidar essas evidências representa um desafio expressivo, dada a notória dificuldade metodológica em se comparar resultados de avaliações de impacto concebidas em contextos heterogêneos, o que dialoga com a Hipótese 3 e justifica a adoção de um protocolo metodológico estrito, o qual será discutido na seção de metodologia.

2.5 AVALIAÇÕES DE IMPACTO E O RIGOR DA INFERÊNCIA CAUSAL EM PROGRAMAS DE PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS

As avaliações de impacto buscam responder, com rigor científico, a questões de causa e efeito, sendo pilares para políticas baseadas em evidências. O objetivo central é determinar a mudança no bem-estar ou nas condições ambientais que pode ser atribuída exclusivamente a uma intervenção, o que exige a estimação do contrafactual: o cenário de como os envolvidos estariam caso não tivessem participado do programa (Gertler *et al.*, 2018). Como é impossível observar o mesmo indivíduo simultaneamente em ambos os estados (participando e não participando), a literatura apoia-se em desenhos experimentais e quase-experimentais para construir grupos de comparação válidos (Castro; Costa; Finamor, 2024).

No contexto dos PSA, esse desafio é amplificado pela natureza voluntária da adesão. Conforme destacam Guerra *et al.* (2024) e Börner *et al.* (2020), a voluntariedade gera um forte viés de autosseleção. Castro, Costa e Finamor (2024) explicam que, quando o grupo de comparação não é adequado, a diferença observada nos resultados é contaminada por disparidades pré-existentes. Nesses casos, o resultado mensurado não reflete o verdadeiro impacto da intervenção, mas apenas as características intrínsecas dos participantes, o que pode gerar falsas estimativas e levar o Estado a pagar por uma conservação que ocorreria independentemente da política (Ito, 2022).

Diante das restrições éticas e operacionais para a realização de experimentos aleatórios (*Randomized Controlled Trials* — RCTs), a literatura de PSA recorre predominantemente a métodos quase-experimentais, como Diferenças em Diferenças (DiD), Regressão Descontínua (RDD) e Pareamento (*Matching*) (Castro; Costa; Finamor, 2024). Contudo, a escolha do desenho afeta diretamente as conclusões sobre o sucesso ou fracasso de um programa. Jones e Lewis (2015) advertem que técnicas baseadas apenas em variáveis observáveis, como o pareamento, podem falhar ao ignorar atributos inobserváveis que afetam a adesão. Como alternativa, modelos em painel com efeitos fixos mostram-se vantajosos por controlarem simultaneamente formas observáveis e inobserváveis de viés (Jones; Lewis, 2015).

Somando-se a essas abordagens, o Método de Controle Sintético tem ganhado destaque por sua capacidade de contornar linhas de base estáticas e mitigar o viés de autosseleção, permitindo a construção de um contrafactual empírico *ex-post* ao ponderar as características de múltiplas unidades não tratadas, emulando a trajetória que a área do projeto teria apresentado na ausência da intervenção (West et al., 2020; Patrick; Butsic; Potts, 2023). Evidências recentes atestam o rigor do método em larga escala: West et al. (2020) aplicaram algoritmos de controle sintético para reavaliar adicionalidades de projetos de REDD+ na Amazônia brasileira, enquanto Patrick, Butsic e Potts (2023) utilizaram pacotes algorítmicos para ponderar cem mil áreas rurais na Guatemala, isolando o impacto causal dos incentivos florestais no país.

Fica evidente, portanto, que metodologias distintas ou grupos de comparação frágeis podem gerar compreensões contraditórias sobre um mesmo fenômeno. Esse cenário reforça a necessidade de análises que ponderem o rigor metodológico das inferências causais e a validade interna das pesquisas primárias antes de utilizar suas evidências para o aprimoramento de políticas públicas.

3 METODOLOGIA

3.1 REVISÃO SISTEMÁTICA DE LITERATURA E O PROTOCOLO PRISMA

O presente estudo adotou como metodologia a Revisão Sistemática de Literatura, que é uma modalidade de pesquisa estruturada que segue protocolos específicos para organizar e compreender um volume elevado de documentos ou dados, tendo como principal característica a sua reprodutibilidade, que permite outros pesquisadores repetirem o processo dado o registro do processo das bases de dados consultadas, estratégias empregadas, critérios de inclusão e exclusão e a forma como os documentos foram analisados (Galvão; Ricarte, 2019). Galvão e Ricarte (2019) ainda esclarecem que, em geral, as revisões sistemáticas fornecem elevado nível de evidência científica e são ferramentas relevantes para apoiar processos decisórios, seja em contextos públicos ou privados, sendo, portanto, uma pesquisa autônoma com objetivos, métodos e resultados próprios, distinta das revisões tradicionais, o que se adequa ao objetivo do presente estudo.

A revisão sistemática da literatura foi elaborada seguindo o protocolo PRISMA 2020 (*Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses*) que oferece uma lista de 27 itens a serem seguidos e um fluxograma que orientam a identificação, seleção, elegibilidade e inclusão de estudos em revisões sistemáticas, aumentando a clareza metodológica e minimizando vieses na coleta e síntese das evidências, para possibilitar transparência, completude e reprodutibilidade no relato da pesquisa após divulgação (Page *et al.*, 2021). A adesão ao PRISMA 2020 transcende a mera formalidade, atuando como um mecanismo que eleva a credibilidade e o rigor científico da dissertação.

3.2 CRITÉRIOS DE ELEGIBILIDADE

Os critérios de elegibilidade, em conformidade com o item 5 do PRISMA 2020 (Page *et al.*, 2021), foram definidos para assegurar que os estudos selecionados respondam de forma precisa e abrangente à pergunta de pesquisa norteadora: “Quais são as evidências científicas sobre os impactos socioeconômicos e ambientais de programas de PSA implementados em regiões tropicais, e como estas evidências podem subsidiar a concepção e aprimoramento deste instrumento?”. A especificação detalhada dos critérios de inclusão e exclusão é um passo

fundamental, pois permite que os leitores compreendam o escopo da revisão e verifiquem as decisões de inclusão tomadas na pesquisa (Page *et al.*, 2021).

Sendo assim, foram incluídos na base de dados da pesquisa estudos que avaliam programas de PSA implementados em áreas, biomas ou territórios situados em regiões tropicais, ainda que o país em que o programa se localize não esteja integral ou predominantemente nos trópicos, como América Latina e Central, Sudeste Asiático, África Subsaariana, dentre outros. Tais programas ou políticas foram explicitamente identificados nos estudos como PSA, ou como terminologias equivalentes, de iniciativa privada, governamental ou mista. Foram considerados no escopo os estudos empíricos de avaliação de impacto socioeconômico ou ambiental que buscassem atribuição causal dos efeitos do PSA, por meio de desenho experimental, quase-experimental ou estratégia contrafactual explícita. Não sendo necessário que ambos os aspectos fossem abordados, bastando que um deles estivesse presente.

Para fins desta revisão sistemática, a definição de avaliação de impacto adotada baseia-se estritamente na premissa da atribuição causal. Segundo Gertler *et al.* (2018), a avaliação de impacto distingue-se de outros tipos de avaliação por focar em questões de causa e efeito, buscando responder qual é o impacto de uma intervenção sobre um determinado objeto de interesse, no presente caso, os objetivos dos programas de PSA.

Por esta razão, estudos caracterizados estritamente como avaliações de processo, análises institucionais ou avaliações de focalização não atenderam aos critérios de elegibilidade desta pesquisa. Como explicam Gertler *et al.* (2018), as avaliações de processos abordam como são implementados e operados os programas avaliados, focando em verificar o cumprimento do desenho original, a alocação de recursos ou a estrutura de governança. Embora o monitoramento e a avaliação de processos sejam fundamentais para o aperfeiçoamento e ajuste operacional das políticas de PSA, essas abordagens não mensuram o desfecho final do programa sobre o bem-estar dos provedores de serviços ambientais ou sobre a preservação do ecossistema através da estimação de um contrafactual. Dessa forma, para que o estudo fosse incluído na presente base de evidências, atentou-se para que o seu desenho metodológico fosse direcionado à identificação causal dos resultados (impactos) empiricamente mensuráveis, exigindo a construção empírica de um contrafactual por meio de métodos experimentais ou quase-experimentais.

Optou-se por considerar exclusivamente artigos científicos publicados em periódicos com revisão por pares, de modo a assegurar a qualidade e a confiabilidade das evidências analisadas, bem como, possibilitar a extração detalhada dos dados e a avaliação da sua

qualidade metodológica. Estudos ainda não publicados de forma definitiva, “literatura cinzenta” (relatórios técnicos, teses e dissertações) e artigos sem avaliação por pares foram excluídos, garantindo que a revisão se baseie em trabalhos com rigor acadêmico comprovado.

A estratégia de busca foi formulada em inglês, sem aplicação de filtro automático de idioma aos registros recuperados, por três motivos. Primeiro, reconhece-se o inglês como a principal língua da comunicação científica contemporânea, sendo o idioma predominante nas bases de dados selecionadas, inclusive para a disseminação de pesquisas realizadas por autores de países cuja língua materna não é o inglês, possivelmente pela possibilidade de divulgação de suas pesquisas em um idioma falado mundialmente. Segundo motivo, uma análise preliminar dos resultados da busca nas bases de dados evidenciou essa predominância: do total de registros retornados na busca inicial, aproximadamente 96,24% estavam redigidos em inglês. A inclusão de outros idiomas (como português, espanhol e francês) representaria um incremento marginal de apenas 3,76% à amostra bruta, não justificando o custo operacional de análise. Por fim, observou-se que apesar de a busca pelos termos ter sido realizada em inglês foram obtidos artigos em outras línguas como o português e o espanhol, possivelmente pelo fato de utilizarem o inglês como segunda língua para resumos e palavras-chave, demonstrando, portanto, que a decisão pela busca em inglês não excluiu pesquisas realizadas por pesquisadores cuja língua materna é outra.

Reconhece-se que a opção por termos de busca em inglês, embora operacionalmente justificável, pode introduzir viés linguístico ao reduzir a probabilidade de recuperação de estudos indexados apenas com termos em outros idiomas, potencialmente levando à exclusão de estudos relevantes publicados em outros idiomas prevalentes em regiões tropicais. No entanto, a restrição ao inglês visa mitigar o risco de vieses de interpretação e tradução que poderiam ocorrer na leitura de artigos em línguas nas quais não há fluência técnica (Page *et al.*, 2021).

Acerca do período de publicação, foi adotado o período compreendido entre janeiro de 2005 até a data de busca, realizada em 25 de outubro de 2025. Tal período de publicação se justifica pelo avanço institucional e acadêmico do tema nas últimas duas décadas, e considera a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005) como um marco importante para início da busca, por ter sido um relevante disseminador das noções de serviços ecossistêmicos para o público em geral, inclusive o científico, potencialmente incentivando novas pesquisas. O período proposto oferece, ainda, uma janela

temporal robusta para analisar a evolução recente, os desafios enfrentados e os impactos documentados na literatura científica.

Estudos que abordavam PSA de uma perspectiva puramente teórica ou conceitual, sem apresentar a avaliação de impacto de um programa específico que tenha sido implementado foram excluídos. Publicações que não apresentavam dados claros ou análises metodologicamente sólidas que permitissem inferir com certa segurança sobre os impactos do programa também foram desconsideradas.

3.3 FONTES DE INFORMAÇÃO E ESTRATÉGIA DE BUSCA

Para identificação dos estudos relevantes, realizou-se pesquisa abrangente nas bases Scopus e Web of Science. A estratégia de busca foi desenvolvida para maximizar a coleta de estudos relevantes, combinando termos em inglês como o uso de operadores booleanos e truncamentos. Foram adotados os dois conceitos mais difundidos que nomeiam estes serviços, ou seja, “Payment for Environmental Services” e “Payment for Ecosystem Services”, cuja distinção foi abordada no referencial teórico. A estrutura base da busca, eventualmente adaptada para a sintaxe específica de cada base de dados, está detalhada no Quadro 1 abaixo:

Quadro 1 - Estratégia de Busca

Componente	Termos
Combinação do Conceito Central (PSA)	("Payment* for Environmental Services" OR "Payment* for Ecosystem Services")
Operadores	Combinação com 'OR' para abranger todas as variações terminológicas. O asterisco (*) é utilizado como caractere coringa para capturar variações plurais e outras derivações das palavras buscadas.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Com o objetivo de evitar restrições excessivas nos resultados caso na busca fossem incluídos mais termos como “impactos”, “estudos de caso”, “regiões tropicais”, dentre outros, optou-se por limitar a busca inicial ao tema principal da pesquisa. Esta estratégia possibilitou a inclusão de artigos que não usariam os termos específicos escolhidos pelo pesquisador, mas sim sinônimos não considerados na estratégia de pesquisa. Posteriormente, em uma etapa de leitura preliminar dos trabalhos, foram identificados os artigos que se alinham ao objetivo almejado, excluindo-se aqueles que, por exemplo, tratam de PSA, mas de maneiras que não atendam aos

critérios de elegibilidade, ou, que não são estudos de casos localizados em países de região tropical.

Realizada a pesquisa nas bases de dados, no dia 25 de outubro de 2025, obteve-se um quantitativo de 2276 documentos na plataforma Scopus e 1358 documentos na plataforma Web of Science. Sendo assim, obteve-se um total de 3634 documentos a serem explorados.

Após a busca e a exportação dos metadados, os registros dos artigos obtidos nas diferentes bases foram reunidos e deduplicados no RStudio, com o uso dos pacotes *bibliometrix*, *tidyverse* e *stringr*. Esse processo foi realizado por meio de um *script* próprio, resultando em uma planilha eletrônica unificada. Nesta etapa foram removidos 1179 registros duplicados de forma automatizada e 5 manualmente após uma etapa de conferência, já que continham pequenas variações na grafia de títulos e nomes dos autores que não foram identificadas na execução do *script*, portanto, resultando em 2450 registros únicos que passaram para a próxima etapa de triagem. Destaca-se que todos os códigos utilizados nas etapas deste estudo estão disponíveis mediante solicitação ao autor.

3.4 PROCESSO DE SELEÇÃO (TRIAGEM)

O processo de seleção (ou triagem) dos estudos foi conduzido em etapas sequenciais e sistemáticas, conforme preconizado pelo item 8 do PRISMA 2020 (Page *et al.*, 2021). O objetivo foi garantir que apenas os estudos que atendam integralmente aos critérios de elegibilidade predefinidos fossem incluídos na síntese final.

Na primeira etapa de triagem, os artigos foram avaliados pelo título e resumos, também com o auxílio de um script em R, executado no RStudio, que utilizou o pacote *shiny* para operacionalizar a leitura e classificação dos registros que possibilitou ao pesquisador a leitura das informações de cada artigo (título, autores, ano, periódico e resumo) e permitiu definir a sua inclusão ou exclusão, registrando um motivo padronizado para as exclusões, e salvando o resultado em uma nova planilha eletrônica automaticamente.

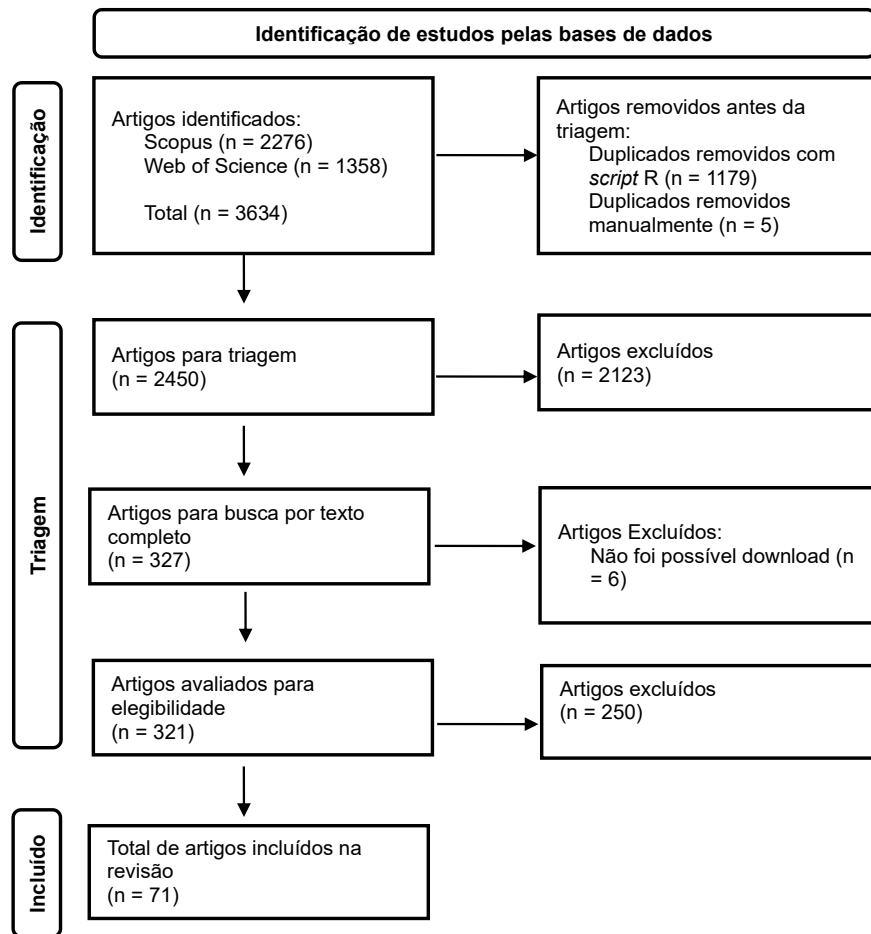
Durante esta fase, foram aplicados os critérios de elegibilidade definidos na subseção 3.2. Artigos claramente irrelevantes com base na leitura do título e resumo foram excluídos. Artigos sobre os quais persistiu qualquer dúvida quanto à sua elegibilidade, ou que pareceram atender aos critérios, foram deixados para a próxima fase de avaliação. Como resultado desta primeira triagem, registra-se que foram incluídos para a próxima etapa 327 artigos, cerca de 13% da base original, tendo sido excluídos 2123. Dentre os motivos para exclusão, 1058 foram

excluídos por serem considerados estudos teóricos/conceituais, 634 por não tratarem de PSA como foco central do estudo, 272 por avaliarem PSA que claramente não estavam localizados nas regiões geográficas de interesse e, por fim, 159 foram excluídos por conta do tipo de documento, sendo estudos de revisão bibliográfica, capítulos de livros, dentre outros tipos de publicação. Registra-se que não foi possível ter acesso ao documento completo de 6 destes artigos, portanto, a análise de elegibilidade foi feita com 321 artigos obtidos pelo pesquisador.

Na segunda etapa de seleção, os textos completos dos artigos selecionados na primeira fase foram lidos e avaliados em sua íntegra, aplicando novamente os critérios de elegibilidade descritos na subseção 3.2, de forma detalhada e criteriosa. Como resultado desta etapa permaneceram incluídos 71 artigos e foram excluídos 250. Dentre os excluídos, 148 foram excluídos por conta do tipo de estudo (desenho metodológico ou tipo de documento fora do escopo da pesquisa), 80 foram excluídos pelo critério geográfico (não ser tropical), 19 foram excluídos por conta de o foco principal de análise dos estudos não ser PSA e, por fim, 3 foram excluídos por terem risco de viés crítico, conforme análise realizada com base nos critérios abordados na subseção 3.6 desta metodologia. Registra-se que em ambas as etapas de triagem estudos poderiam ter sido excluídos por mais de um critério, mas a motivação para exclusão foi definida pelo critério mais relevante no momento da leitura.

Todo o processo de seleção dos estudos foi documentado por meio de planilhas eletrônicas e está apresentado de forma transparente e resumida abaixo, na Figura 1 por meio do fluxograma PRISMA 2020 (Page *et al.*, 2021, p. 19, Fig. 1):

Figura 1 – Fluxograma PRISMA 2020 do processo de seleção dos estudos



Fonte: Elaborado pelo autor, adaptado do modelo proposto por Page *et al.*, 2021.

A base final para análise da revisão sistemática é composta por 71 artigos científicos publicados entre 2006 e 2025, todos atendendo aos critérios de elegibilidade estabelecidos. A relação completa dos trabalhos incluídos — contemplando ano de publicação, país, tipo de PSA, método de avaliação, risco de viés e magnitude do impacto reportado — integra a base de dados do produto técnico-tecnológico, disponível em <https://alexanderanc.github.io/psatropical/>.

3.5 SISTEMATIZAÇÃO, ANÁLISE E SÍNTESE DOS DADOS

Um formulário de extração de dados foi desenvolvido em formato de planilha eletrônica especificamente para a revisão, tomando como base as variáveis de interesse identificadas para responder o problema de pesquisa, visando a sistematização, extração e codificação inicial das informações dos estudos de forma padronizada (Page *et al.*, 2021). O Quadro 2 apresenta as

principais variáveis coletadas e sua descrição, alinhadas com os objetivos da pesquisa e as recomendações dos itens 10a e 10b do PRISMA 2020 (Page *et al.*, 2021) adaptadas ao contexto do estudo dentro das ciências sociais. A lista de variáveis buscou garantir que os aspectos relevantes para responder à pergunta de pesquisa fossem sistematicamente coletados. Adicionalmente, facilitou a consistência na extração de informações e serviu como estrutura para a criação da base de dados de acesso aberto.

Quadro 2 – Variáveis do Formulário de Extração de Dados Padronizado

Categoria de Extração	Variáveis Coletadas	Descrição e Objetivo da Extração
Identificação e Escopo do Estudo	ID, Título do Artigo, Autor(es), Ano de Publicação, Fonte/Periódico, DOI, Foco de Pesquisa, Objetivos de Pesquisa.	Coleta dos metadados bibliográficos para identificação do artigo e mapeamento do problema central e das metas de investigação dos autores.
Características Estruturais do PSA	País, Bioma Específico, Nome do PSA, Tipo de PSA, Objetivos do PSA, Escala de aplicação, População-alvo, Beneficiários.	Mapeamento do contexto geográfico e ecológico, além da arquitetura da política pública, identificando o serviço ecossistêmico focado e os atores envolvidos.
Desenho Institucional e Econômico	Condicionalidade, Modalidade de Pagamento, Método de definição do Valor pago, Valor do pagamento, Arranjo de Governança / Intermediários, Duração do programa, Fontes de financiamento.	Identificação das regras de funcionamento do programa, englobando como os recursos são captados, geridos e repassados aos provedores, bem como o tempo de vigência contratual.
Acesso Governança Local	Mec. Seleção, Critérios Espaciais, Segurança Fundiária, Monitoramento, Comunidades locais e indígenas.	Análise das barreiras de entrada, do direcionamento espacial adotado pelo programa e do contexto fundiário, institucional e demográfico local.
Metodologia da Avaliação e Indicadores	Desenho do estudo de avaliação, Técnicas aplicadas, Econometria, Local de Estudo, Variáveis Consideradas, Contrafactual, Indicadores de impacto ambiental, econômico e social, Métodos de análise de dados, Período de avaliação.	Extração rigorosa do método utilizado para isolar o efeito da política, identificando a construção do grupo de controle e as métricas exatas utilizadas para quantificar as mudanças no território.
Resultados e Conclusões do Estudo	Resultados Ambientais, Resultados Econômicos, Resultados Sociais, Impacto Reportado, Magnitude do Impacto Reportado, Fatores críticos de sucesso, Desafios/limitações do programa, Conclusões dos autores, Lacunas Identificadas.	Síntese dos achados primários e da interpretação dos autores, classificando a direção, a magnitude e as justificativas causais do impacto atribuído ao PSA, bem como seus entraves.
Síntese Aplicada	Recomendações Práticas / Lições de Gestão.	Codificação de diretrizes operacionais e lições de gestão extraídas dos estudos, abrangendo tanto as recomendações explicitamente formuladas pelos autores quanto as inferências analíticas derivadas da interpretação dos resultados.
Qualidade da Evidência	Risco de Viés Geral, Justificativa do Viés.	Avaliação padronizada da validade interna da pesquisa primária, classificando o estudo quanto ao rigor metodológico no controle de vieses.

Fonte: Elaborado pelo autor com base na planilha de extração de dados da pesquisa.

Quando informações relevantes para as variáveis não constaram ou foram apresentadas de forma pouco clara nos artigos selecionados, este fato foi devidamente registrado no formulário de extração. Dada a limitação de tempo e recursos inerente a uma pesquisa de mestrado, não foi realizado o contato direto com os autores dos estudos primários para solicitar dados faltantes ou esclarecimentos. Esta decisão constitui uma limitação do processo de coleta de dados na presente pesquisa, conforme o item 9 do PRISMA 2020 (Page *et al.*, 2021).

Entre as variáveis de síntese, importa destacar que a direção e a magnitude do impacto reportado foram codificadas separadamente. A variável “Impacto Reportado” registrou o sentido geral dos resultados — positivo, negativo, misto ou neutro —, enquanto a variável “Magnitude do Impacto Reportado” buscou representar a intensidade substantiva dos efeitos identificados.

Diante da elevada heterogeneidade entre os desenhos de pesquisa, unidades de medida, indicadores e horizontes temporais dos estudos selecionados, não se considerou metodologicamente adequado estabelecer um limiar quantitativo comum de tamanho de efeito nem realizar uma padronização estatística das estimativas. Essa característica da base de evidências justificou a adoção de uma codificação qualitativa, compatível com a abordagem de síntese narrativa, detalhada mais adiante nesta subseção (Popay *et al.*, 2006; Xiao; Watson, 2017).

A classificação da magnitude foi realizada a partir da leitura dos resultados, da discussão e das conclusões de cada artigo, tomando como referência a caracterização substantiva formulada pelos próprios autores. Foram considerados, quando disponíveis, o tamanho do efeito estimado, sua significância estatística, a relevância econômica, social ou ambiental atribuída ao resultado, sua consistência entre diferentes especificações, sua duração e abrangência, bem como as ressalvas apresentadas pelos pesquisadores. Dessa forma, a codificação não corresponde a uma nova estimativa estatística realizada nesta dissertação, mas a uma síntese interpretativa da evidência reportada nos estudos primários, conduzida segundo critérios comuns de classificação.

Operacionalmente, foram classificados como neutros ou nulos os estudos nos quais não foi identificado efeito estatisticamente detectável ou substantivamente relevante nos principais desfechos avaliados. A categoria fraca foi atribuída aos efeitos descritos como pequenos, marginais, limitados ou incertos. Foram considerados moderados os impactos substantivamente relevantes, mas parciais, heterogêneos ou condicionados a contextos específicos. Por fim, a categoria forte foi utilizada quando os estudos reportaram efeitos expressivos nos principais

desfechos, acompanhados de evidências de relevância econômica, social ou ambiental e de consistência com a interpretação geral apresentada pelos autores.

Como exemplos da aplicação desses critérios, Chervier e Costedoat (2017) foram classificados na categoria de magnitude fraca porque, embora tenham identificado efeito positivo sobre o desmatamento, os próprios autores caracterizaram o resultado como quantitativamente pequeno. Charoud *et al.* (2023) foram classificados como de magnitude moderada em razão da relevância dos efeitos encontrados, acompanhada de forte heterogeneidade geográfica e temporal. Costedoat *et al.* (2015), por sua vez, foram classificados na categoria forte por reportarem taxas de adicionalidade ambiental expressivas em comparação com avaliações anteriores do programa mexicano. Por fim, Pynegar *et al.* (2018) foram classificados como neutros porque não identificaram efeito estatisticamente observável do PSA sobre a qualidade da água na escala de paisagem analisada.

Nos artigos que avaliaram múltiplos indicadores ou dimensões ambientais e socioeconômicas, a classificação tomou como referência os desfechos centrais definidos pelos objetivos do próprio estudo e a interpretação geral apresentada pelos autores. Quando os resultados divergiram em direção, intensidade, território, população ou período, essas diferenças foram preservadas nos campos específicos de resultados e nas explicações do impacto e da magnitude. Não foi realizada média aritmética entre os efeitos, nem a classificação geral foi determinada automaticamente pelo resultado mais extremo. Cada artigo permaneceu como uma única unidade de contagem na síntese agregada.

Um exemplo desse procedimento foi adotado ao analisar o artigo de Hegde e Bull (2011) sobre um projeto de PSA agroflorestal em Moçambique. O estudo identificou efeitos ambientais positivos, associados à redução da pressão sobre a floresta, e resultados econômicos simultaneamente positivos e negativos, pois houve aumento da renda monetária e do consumo, mas redução estatisticamente significativa da produção agrícola. Na dimensão social, os autores observaram distribuição desigual dos benefícios, com menor participação de famílias pobres e chefiadas por mulheres. Diante dessa heterogeneidade, o artigo foi classificado como de impacto misto. Sua magnitude, entretanto, foi considerada forte, uma vez que os efeitos observados em diferentes direções foram estatisticamente significativos em diversas especificações e economicamente relevantes para famílias de subsistência. Assim, a classificação preservou a coexistência de benefícios ambientais e econômicos com perdas produtivas e distributivas, sem reduzir os resultados a um saldo médio ou privilegiar apenas uma das dimensões avaliadas.

Em preparação para a síntese, os dados extraídos de cada artigo incluído foram organizados e tabulados de forma a facilitar a codificação, comparação e identificação de padrões entre os estudos. Dada a heterogeneidade nos desenhos dos estudos, contextos de implementação dos programas, tipos de serviços ambientais e métricas de impacto utilizadas, priorizou-se a abordagem da Síntese Narrativa, que é um método de revisão sistemática empregado para "contar a história" da base de evidências selecionada, utilizando uma abordagem textual para analisar as relações dentro e entre os estudos, com o objetivo de fornecer um resumo do estado atual do conhecimento (Popay *et al.*, 2006; Xiao; Watson, 2017). Para assegurar rigor científico, a síntese caracteriza-se por um formato padronizado de extração de dados, o que permite coletar características dos estudos como achados e contexto, comparando similaridades e diferenças (Xiao; Watson, 2017). A síntese dos dados extraídos dos estudos buscou responder de forma abrangente e sistemática à pergunta de pesquisa, consolidando as evidências sobre os impactos socioeconômicos e ambientais dos programas de PSA implementados em regiões tropicais.

Há diversas formas e abordagens para se realizar uma síntese narrativa. Na presente revisão sistemática, a partir de Braun e Clarke (2006, 2022), verificou-se que a Análise Temática reflexiva seria a abordagem mais adequada para atingir os objetivos almejados e responder o problema de pesquisa. Trata-se de um método flexível e amplamente aplicável para identificar, analisar, interpretar e relatar padrões, com capacidade de ir além da descrição dos dados, colaborando para a geração de uma análise interpretativa. O Quadro 3 apresenta as fases deste tipo de análise.

Quadro 3 – Fases da análise temática de Braun e Clarke (2022)

Fase	Descrição
1. Familiarização com dados	Transcrever os dados e revisá-los; ler e reler o banco; anotar ideias iniciais durante o processo.
2. Codificação	Codificar aspectos interessantes dos dados de modo sistemático em todo o banco; reunir extratos relevantes a cada código.
3. Gerando temas iniciais	Reunir os códigos em temas potenciais; unir todos os dados pertinentes a cada tema em potencial.
4. Desenvolvendo e revisando temas	Checar se os temas funcionam em relação aos extratos e ao banco de dados como um todo; gerar mapa temático da análise.
5. Refinando, definindo e nomeando os temas	Refinar os detalhes de cada tema e a história que a análise conta; gerar definições e nomes claros a cada tema.

6. Escrevendo a análise	Relato científico da análise; última análise dos extratos escolhidos na relação com pergunta de pesquisa e literatura; fornecendo exemplos vívidos;
--------------------------------	---

Fonte: Elaborado pelo autor, com base em Braun e Clarke (2006, 2022) e Souza (2019).

O processo de construção dos resultados originou-se na fase de familiarização com os dados, por meio da manutenção contínua de um Diário Reflexivo, conforme recomendado pelas autoras, tendo se aprofundado por meio da codificação das variáveis de interesse através da consolidação da planilha de extração. A partir da observação de padrões empíricos relevantes e tensões estruturais nos arranjos de PSA identificados na base de dados, os dados brutos foram codificados, refinados e agrupados. Essa evolução analítica culminou, inicialmente, na caracterização do funil de evidências e, posteriormente, na geração de quatro grandes eixos de significado estruturantes para a discussão dos resultados:

1. Confiabilidade metodológica e magnitude dos impactos: risco de viés, contrafactual e robustez da evidência;
2. Adicionalidade, focalização e seleção adversa: os limites da adesão voluntária e o risco de pagamento por inação;
3. *Trade-offs* socioeconômicos da conservação: os limites do duplo benefício e os custos distributivos do PSA;
4. Permanência e sustentabilidade institucional: governança local, segurança fundiária e transição de ativos.

O percurso analítico inicia pela avaliação da confiabilidade da evidência disponível, examinando como o risco de viés, a construção de contrafactuais e a qualidade metodológica influenciam a magnitude dos impactos reportados. Na sequência, a análise aprofunda o problema da adicionalidade, demonstrando como a adesão voluntária e a focalização insuficiente podem gerar seleção adversa e pagamento por conservação que ocorreria mesmo na ausência do programa. Em seguida, são examinados os limites da premissa de benefícios simultâneos entre conservação e desenvolvimento socioeconômico, evidenciando os *trade-offs* distributivos e os custos sociais da conservação restritiva. Por fim, o eixo conclusivo investiga a permanência dos resultados no longo prazo, demonstrando que a eficácia duradoura dos PSA depende de governança local, segurança fundiária e transições produtivas capazes de reduzir a dependência de pagamentos contínuos.

Adicionalmente, a análise extraiu e codificou as principais lições práticas e recomendações de gestão apontadas com base na literatura na Seção 4.3. Dessa forma, o

processo interpretativo foi além da mera descrição de padrões superficiais, buscando interrogar ativamente as convergências, divergências e as relações causais que determinam a efetividade dos programas avaliados nas regiões tropicais.

Para garantir a sistematicidade da análise, a codificação e a geração de temas foram conduzidas de forma manual. O processo operacionalizou-se através da integração de três ferramentas: (i) planilhas eletrônicas para a extração padronizada e o gerenciamento tabular das variáveis estruturais dos estudos; (ii) codificação visual por cores diretamente nos arquivos originais (PDFs) para agrupar extratos de texto e padrões emergentes, tais como recomendações de gestão e lições práticas e considerações metodológicas abordadas pelos autores; e (iii) o uso do software Notion para a manutenção contínua e datada de um Diário Reflexivo (recomendado por Braun e Clarke). Utilizou-se o *software* de Análise Qualitativa de Dados (QDAS) MAXQDA 24.11 (VERBI GMBH, 2025) somente para a visualização posterior dos dados a fim de gerar arquivos de texto consolidados com base nas marcações feitas durante a leitura dos artigos e variáveis de interesse relevante para a análise constantes da planilha de extração.

Conforme recomendado por Braun e Clarke (2022), na Análise Temática Reflexiva não existe superioridade intrínseca no uso de *softwares* de Análise Qualitativa de Dados (QDAS). Ao final da pesquisa, entende-se que a opção consciente por uma codificação manual e orgânica proporcionou uma maior proximidade, familiarização e engajamento crítico do pesquisador com a profundidade e complexidade dos dados, evitando o risco de fragmentação excessiva, descontextualização ou o fechamento prematuro da análise que poderia ser induzido por ferramentas automatizadas. Dessa forma, as ferramentas serviram estritamente como suporte de organização, mantendo o pesquisador como o instrumento analítico central na interpretação e geração dos temas.

Registra-se que as etapas de seleção dos estudos, extração dos dados e codificação foram conduzidas pelo pesquisador e submetidas a dupla conferência, com a participação do orientador na revisão das decisões e classificações realizadas ao longo da pesquisa. Esse procedimento permitiu discutir eventuais dúvidas, retornar aos textos originais e revisar os registros quando necessário.

3.6 AVALIAÇÃO DE RISCO DE VIÉS E QUALIDADE METODOLÓGICA

A avaliação do risco de viés (*risk of bias*) e da qualidade metodológica é um componente indispensável para garantir a validade interna de uma revisão sistemática, permitindo que a

síntese das evidências pondere a robustez dos achados de cada estudo primário (Page *et al.*, 2021). A exigência de rigor metodológico na avaliação do risco de viés dos estudos incluídos fundamenta-se na dificuldade empírica de isolar o efeito exclusivo do programa de PSA de outras variáveis externas. A identificação rigorosa dessa relação de causa e efeito exige a estimação de um contrafactual válido, o que, segundo Gertler *et al.* (2018), representa o que teria acontecido caso uma unidade de observação do estudo não tivesse participado da intervenção, dado que seria impossível observar a mesma unidade simultaneamente em dois estados da natureza. Para contornar essa limitação intrínseca, os métodos de avaliação requerem a construção estatística de grupos de comparação (ou controle) cujas características médias sejam equivalentes às do grupo de tratamento na ausência do programa.

Embora o protocolo PRISMA 2020 forneça as diretrizes gerais de como proceder com esta avaliação de riscos, sua aplicação no campo da economia ambiental exige adaptações, visto que intervenções como os PSA raramente adotam a randomização controlada característica dos estudos da área de saúde (Samii *et al.*, 2014).

A estratégia adotada nesta pesquisa fundamenta-se nos princípios FEAT (*Focused, Extensive, Applied and Transparent*), propostos por Frampton *et al.* (2022). Em particular, aplica-se o princípio *focused*, que preconiza que a avaliação deve concentrar-se nos vieses que comprovadamente afetam os resultados dentro da disciplina específica, evitando o uso de listas de verificação genéricas que possam incluir critérios irrelevantes para o contexto socioambiental.

Em consonância com esse princípio, esta avaliação prioriza os domínios de viés de seleção, confusão e mensuração (incluindo o vazamento). Essa escolha baseia-se na revisão sistemática de referência realizada por Snilstveit *et al.* (2019), na qual os autores definiram o viés de seleção (através do mecanismo de atribuição), a equivalência de grupos (controle de confusão) e os efeitos de transbordamento (vazamento) como as três categorias mais sérias de viés para estudos de impacto de PSA. Devido à natureza voluntária desses programas e à dinâmica do uso da terra, falhas nesses domínios específicos foram consideradas determinantes, pelos autores, para classificar o risco de viés dos estudos.

Dessa forma, seguindo as recomendações do PRISMA 2020 de evitar notas de qualidade numéricas (Page *et al.*, 2021), os estudos incluídos foram avaliados por meio de três domínios críticos, utilizando quatro níveis substantivos de julgamento — baixo, moderado, sério e crítico — além de uma categoria operacional de risco incerto, inspirados na lógica da ferramenta

ROBINS-I (Sterne *et al.*, 2016), permitindo uma avaliação sistêmica da robustez dos estudos. A seguir, detalham-se os três domínios utilizados.

3.6.1 Domínio 1: Viés de Seleção

O primeiro domínio trata do viés de seleção, no qual se avalia se a composição dos grupos estudados foi influenciada por fatores que precedem a implementação do PSA. O objetivo é verificar se participantes e não participantes eram comparáveis em sua linha de base, assegurando que as diferenças observadas após a implementação do programa de PSA sejam atribuíveis exclusivamente ao incentivo econômico e não a características intrínsecas dos agentes ou de suas propriedades. Como apontam Gertler *et al.* (2018), quando as avaliações comparam simplesmente os indivíduos que se inscreveram no programa com aqueles que optaram por não participar, os resultados tendem a sofrer de viés de seleção. Esse viés ocorre porque as características que motivam a participação, como o nível de consciência ambiental ou um menor custo de oportunidade da terra, podem estar correlacionadas aos resultados de conservação de forma independente do incentivo econômico oferecido. Em PSA voluntários, por exemplo, o risco de autoseleção é elevado, pois proprietários com menor custo de oportunidade tendem a aderir primeiro (Samii *et al.*, 2014).

Neste domínio, considerou-se de baixo risco estudos que utilizam atribuição aleatória (*RCT*) ou desenhos quase-experimentais robustos. Estudos que utilizam pareamento (*Matching*) ou *Difference-in-Differences* baseados em características observáveis abrangentes, mas com dados de linha de base limitados foram considerados de risco moderado. Foram avaliados como de risco sério estudos com metodologias de ajustes estatísticos parciais ou falta de clareza sobre porque certas unidades foram selecionadas enquanto outras serviram de controle. Ademais, considerou-se de risco crítico estudos que, embora adotem desenhos quase-experimentais, apresentam falhas severas na sua execução que invalidam o contrafactual. Um exemplo prático de risco crítico ocorre quando a avaliação esbarra em falhas severas na construção do contrafactual ou na ausência de controle para choques macroeconômicos de mercado. Em determinados contextos, disparidades socioeconômicas e fundiárias pré-existentes entre os grupos inviabilizam o pareamento adequado. Como ilustram Van Hecken e Bastiaensen (2010) ao avaliarem um programa na Nicarágua, a inviabilidade prática de formar um grupo de controle comparável, somada à forte influência de fatores externos na mudança do uso do solo, como a alta nos preços do mercado leiteiro local, impede que os resultados ambientais

observados sejam atribuídos com segurança ao incentivo financeiro do PSA, invalidando a inferência causal estrita.

3.6.2 Domínio 2: Viés de Confusão

No segundo domínio, que trata do viés de confusão, analisa-se se o desenho do estudo controla adequadamente fatores externos que influenciam simultaneamente a adesão ao PSA e o resultado ambiental ou socioeconômico. Por exemplo, a localização remota de muitas áreas onde os programas são executados é um confundidor clássico que pode gerar falsos resultados de efetividade, assim como a proximidade de mercados, estradas e características biofísicas do terreno (Börner *et al.*, 2020). O controle inadequado dessas variáveis confundidoras pode levar à superestimação da eficácia do PSA.

Nesse contexto, considerou-se a premissa de que metodologias simples que comparam resultados apenas antes e depois da intervenção fornecem o que Gertler *et al.* (2018) denominam de estimativas falsas do contrafactual. Comparações dessa natureza assumem incorretamente que, na ausência do programa, os resultados permaneceriam estáticos, falhando em isolar o efeito do PSA de fatores externos temporais, como variações climáticas, choques de preços agrícolas ou o estabelecimento simultâneo de novas leis de comando e controle. Portanto, estudos que não apresentam estratégias analíticas adequadas para mitigar a influência desses fatores confundidores foram tratados como tendo risco de viés mais elevado.

Para este domínio, considerou-se de baixo risco estudos que tenham controle rigoroso para confundidores tempo-variantes e invariantes e características biofísicas e de mercado. Com risco moderado, aqueles que tenham controle para a maioria dos confundidores biofísicos críticos (estradas, relevo, distância de mercados), mas omissão de fatores sociais menores. Com risco sério aqueles que cometam omissão de variáveis confundidoras fundamentais como, por exemplo, não considerar pressão de desmatamento prévia ou a localização. E por fim, considerou-se de risco crítico os estudos que, apesar do desenho estruturado, apresentam falhas inaceitáveis no controle do viés temporal ou omissão proposital de confundidores críticos que invalidam o efeito isolado da política.

3.6.3 Domínio 3: Viés de Mensuração

O terceiro domínio trata do viés de mensuração e a ocorrência de efeitos de transbordamento (*spillover*), conhecidos na literatura ambiental como vazamento (*leakage*). Avalia-se, primeiramente, se os instrumentos de coleta de dados são métricas válidas e confiáveis para o desfecho proposto. Além disso, investiga-se se o estudo possui um desenho espacial capaz de detectar se os ganhos ambientais na área do programa foram compensados pelo deslocamento da degradação para áreas vizinhas não monitoradas, o que prejudicaria ou até anularia o benefício líquido da intervenção (Wunder *et al.*, 2020).

Considerou-se de risco baixo, para este domínio, os estudos que fazem uso de dados objetivos (como sensoriamento remoto validado ou consumo medido) e análise explícita de transbordamento para áreas de controle adjacentes. Com risco moderado, foram julgados aqueles que utilizam dados objetivos (como os de satélite), mas com avaliação limitada ou apenas qualitativa sobre possíveis efeitos de vazamento. Já os estudos que tenham dependência de dados autorreportados, sujeitos ao viés de memória ou cortesia, ou negligência total sobre o risco de deslocamento do desmatamento (Snilstveit *et al.*, 2019) foram tratados como de risco sério. Artigos que utilizam métodos de mensuração altamente subjetivos ou falhas graves na resolução espacial que impossibilitam a detecção do impacto foram considerados de risco crítico.

3.6.4 Ponderação e Classificação Final do Risco

A classificação global do risco de viés foi realizada mediante julgamento qualitativo e integrado dos três domínios avaliados. Embora as categorias utilizadas tenham sido inspiradas na lógica do ROBINS-I (Sterne *et al.*, 2016), a ferramenta não foi aplicada integralmente, nem suas regras de julgamento global foram transpostas de maneira automática. A matriz foi adaptada ao contexto das avaliações de impacto de programas de PSA e aos princípios de focalização, abrangência, aplicabilidade e transparência propostos por Frampton *et al.* (2022).

Dessa forma, as avaliações dos domínios de seleção, confusão e mensuração não foram combinadas por soma, média aritmética ou reprodução automática da classificação mais grave. O julgamento global considerou, conjuntamente, a centralidade do desfecho afetado pela limitação, a abrangência do problema, a existência de estratégias de mitigação, a convergência entre diferentes métodos ou fontes de dados e o grau em que a limitação comprometia as principais conclusões causais do artigo. Nesse processo, limitações pontuais, circunscritas,

adequadamente mitigadas ou restritas a dimensões secundárias foram registradas nos respectivos domínios sem determinar automaticamente a classificação global do estudo.

Com base nesse procedimento, o Quadro 4 sintetiza os critérios utilizados na classificação global do risco de viés dos estudos.

Quadro 4 - Matriz de Ponderação do Risco de Viés

Classificação do Risco de Viés	Descrição
Risco Baixo	Quando o desenho e os procedimentos do estudo proporcionam confiança nos principais resultados, sem limitações que comprometam substantivamente suas conclusões centrais.
Risco Moderado	Quando existem limitações relevantes em um ou mais domínios, mas o estudo emprega estratégias de controle, mitigação ou triangulação que reduzem seus efeitos, de modo que os principais resultados permaneçam suficientemente sustentados pelas evidências apresentadas.
Risco Sério	Quando as limitações identificadas reduzem substancialmente a confiança na estimativa causal principal, embora ainda permitam a utilização cautelosa dos resultados e o aproveitamento de contribuições contextuais ou qualitativas.
Risco Crítico	Quando falhas sistemáticas, abrangentes ou não mitigadas impossibilitam estabelecer uma interpretação causal minimamente confiável dos resultados.
Risco Incerto	Quando as informações apresentadas no estudo primário são insuficientes para a realização de um julgamento minimamente seguro.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os estudos classificados como de risco sério foram mantidos porque, apesar das limitações de suas estimativas causais, ainda forneciam informações relevantes sobre os contextos de implementação, os mecanismos institucionais, as limitações dos programas e os possíveis efeitos dos PSA. Seus resultados foram interpretados com maior cautela, conforme recomendado por Snilstveit *et al.* (2019), e não foram tratados com a mesma força inferencial atribuída às evidências de menor risco. Essa diferenciação não envolveu a atribuição de pesos numéricos, mas maior cautela na incorporação de suas estimativas às conclusões da revisão. Em contraste, os estudos classificados como de risco crítico foram excluídos porque suas limitações impediam o aproveitamento seguro das estimativas de impacto para responder à pergunta da revisão. Estudos classificados como de risco incerto também seriam excluídos caso a insuficiência de informações impossibilitasse um julgamento minimamente seguro.

Reconhece-se que esse procedimento envolveu julgamento interpretativo do pesquisador, especialmente nos estudos que apresentaram diferentes níveis de risco entre os domínios ou avaliaram simultaneamente resultados ambientais e socioeconômicos. Para favorecer a consistência das decisões, a avaliação foi orientada pelos critérios definidos para

cada domínio, pelo formulário padronizado de extração e pelo registro textual das justificativas de cada estudo na planilha de extração.

3.7 USO ÉTICO E TRANSPARENTE DE INTELIGÊNCIA ARTIFICIAL

O uso de ferramentas de Inteligência Artificial (IA) generativa nesta dissertação pautou-se nos princípios de transparência, responsabilidade e supervisão humana, inspirando-se no posicionamento da *Cochrane Database of Systematic Reviews* sobre o uso de IA em sínteses de evidências (Flemyng *et al.*, 2025) e nas diretrizes da Comissão Europeia para o uso responsável de IA generativa em pesquisa (European Commission, 2025).

O Gemini 3 Pro (Google) foi utilizado para auxílio na codificação e depuração dos scripts em linguagem R empregados na etapa de triagem e remoção de duplicatas. A ferramenta atuou como suporte técnico para a criação do código, sendo que todos os outputs (scripts gerados) foram testados e validados manualmente pelo pesquisador para assegurar a reprodutibilidade dos resultados. Adicionalmente, o Gemini Pro foi utilizado para revisão textual (coesão, coerência e ortografia) da redação final, sem alteração dos argumentos científicos ou interpretação dos dados feita pelo pesquisador.

Já o NotebookLM Pro (Google) foi empregado como ferramenta de apoio à leitura, sumarização e localização rápida de variáveis de interesse nos textos completos. Em conformidade com os alertas de Flemyng *et al.* (2025) sobre os riscos de referências incorretas e avaliações enviesadas geradas por Inteligência Artificial, o uso da ferramenta ocorreu com supervisão humana em todas as etapas. Nenhuma decisão crítica — como a elegibilidade dos artigos, a síntese de evidências ou o julgamento de risco de viés — foi delegada à automação. Todo o processo de extração de dados e análise foi ativamente conduzido, revisado e validado pelo pesquisador após a leitura dos textos originais da base de dados.

Em conformidade com as diretrizes de privacidade e confidencialidade (European Commission, 2025), nenhum dado sensível, não publicado ou confidencial foi inserido nas plataformas de IA utilizadas dado que o presente estudo se trata de uma revisão sistemática de literatura baseada em artigos já publicados, portanto, o risco de violação de propriedade intelectual ou privacidade de dados pessoais foi considerado mitigado.

Reitera-se que o autor mantém a responsabilidade final por todo o conteúdo, métodos e resultados apresentados, garantindo que o uso destas tecnologias não comprometeu o rigor metodológico ou a integridade da revisão sistemática.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

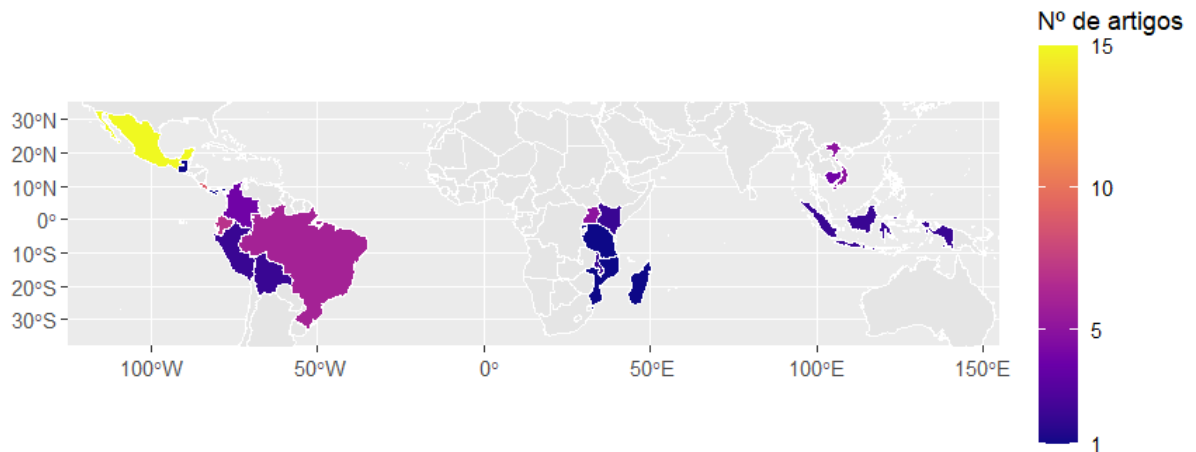
4.1. O FUNIL DE EVIDÊNCIAS: CARACTERIZAÇÃO DA AMOSTRA E A ESCASSEZ DE AVALIAÇÕES RIGOROSAS

Conforme detalhado na metodologia de triagem, a partir de uma busca inicial de 3.634 registros identificados, a aplicação estrita dos critérios de elegibilidade resultou em uma amostra final de somente 71 artigos. A elevada taxa de exclusão (aproximadamente 97% quando considerados os 2.450 registros únicos triados) constitui, por si só, um achado relevante. Ele sugere que a literatura global sobre o tema, embora volumosa, ainda é dominada por estudos descritivos, teóricos ou avaliações de processo. Ao mesmo tempo, a obtenção de 71 artigos de avaliação de impacto causal representa uma base de dados relativamente ampla em comparação a revisões sistemáticas anteriores que adotaram recortes geográficos, temporais ou temáticos mais restritos.

Para fins de comparação, Calvet-Mir *et al.* (2015), ao limitarem sua busca até o ano de 2013, analisaram 34 artigos, focando em biodiversidade; Mota *et al.* (2023), com foco geográfico exclusivo no Brasil, revisaram 58 publicações, sem a exigência de inferência causal; e Perevochtchikova *et al.* (2021), cujo recorte se restringiu à América Latina, selecionaram 72 trabalhos, mas também sem um filtro rigoroso que exigisse contrafactuais. Além disso, Ezzine-de-Blas *et al.* (2016), quando tentaram filtrar por estudos rigorosos (que comprovassem adicionalidade ambiental), acabaram com uma amostra de apenas 11 estudos, demonstrando que a aplicação de filtros rigorosos reduziu drasticamente as amostras na literatura prévia. Portanto, o resultado expressivo da presente pesquisa foi possivelmente obtido com a decisão metodológica de ampliar a abrangência espacial para múltiplas regiões tropicais globais e utilizar um período de vinte anos para a busca.

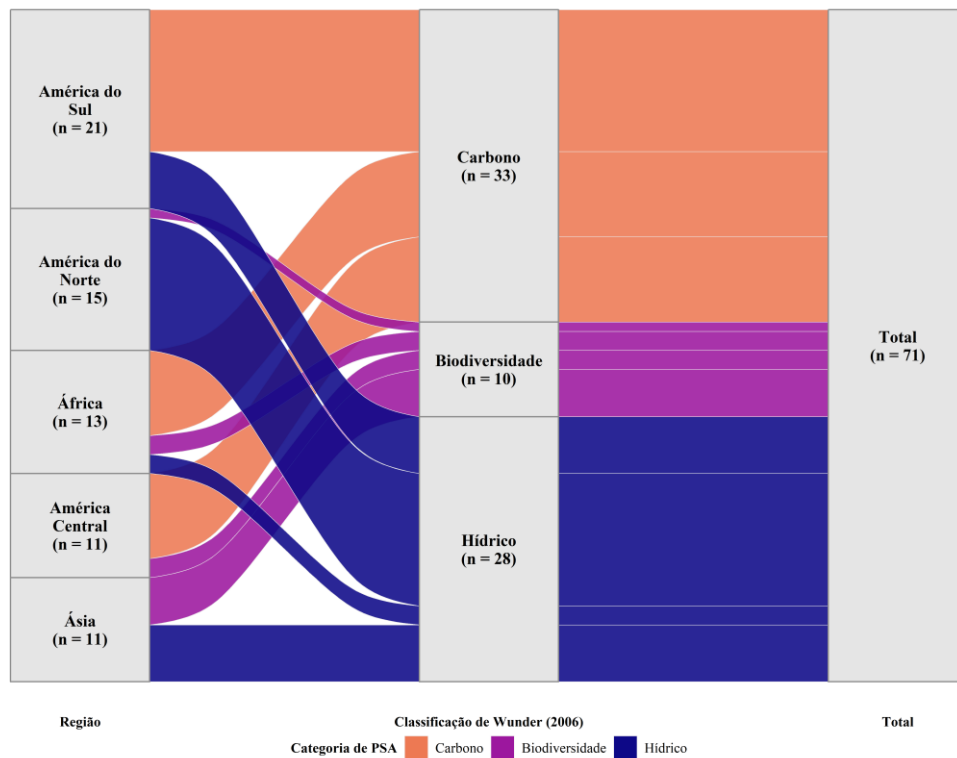
A distribuição geográfica destas avaliações de impacto, ilustrada na Figura 2, revela uma forte concentração da produção científica sobre PSAs na América Latina. Países pioneiros na institucionalização de programas nacionais de PSA lideram o volume de evidências rigorosas, com destaque para o México (15 artigos), Costa Rica (9 artigos), Equador (7 artigos) e Brasil (6 artigos). Em contrapartida, observa-se a necessidade de ampliação de avaliações de impacto contrafactuais em ecossistemas do Sudeste Asiático e da África Subsaariana, cujas evidências, embora presentes na base (como no Vietnã e em Uganda), são numericamente inferiores.

Figura 2 – Distribuição geográfica dos artigos por país



Fonte: Elaborado pelo autor no RStudio.

Figura 3 – Distribuição dos artigos por região e categoria dominante do PSA avaliado



Fonte: Elaborado pelo autor no RStudio.

A Figura 3 complementa a caracterização da amostra ao decompor os 71 artigos simultaneamente por região de implementação e por categoria dominante do PSA avaliado, conforme a tipologia de Wunder (2006). O diagrama indica que os artigos que avaliam programas cuja categoria dominante é carbono constituem o grupo mais frequente da amostra,

totalizando 33 estudos, seguidos pelos artigos que avaliam programas hídricos, com 28 artigos, e por aqueles que avaliam programas de biodiversidade, com 10 artigos. Não foram identificados, na amostra final, artigos sobre programas cuja finalidade institucional predominante fosse a valorização da beleza cênica da paisagem. Esse resultado sugere que, no conjunto de avaliações de impacto em regiões tropicais, a literatura tem se concentrado principalmente em instrumentos vinculados à mitigação climática, ao desmatamento evitado, à conservação florestal e à proteção de serviços hidrológicos.

Observa-se que as evidências se concentram fortemente no eixo latino-americano, especialmente nas regiões representadas pela América do Sul, América Central e México. Esse padrão é coerente com a trajetória institucional de países como México, Costa Rica, Equador e Brasil, que desenvolveram programas nacionais ou subnacionais de PSA relativamente consolidados e, por isso, mais frequentemente avaliados pela literatura. Em contraste, África e Ásia aparecem com menor volume relativo de estudos.

A leitura conjunta dos fluxos evidencia que os artigos sobre PSAs classificados na categoria carbono apresentam forte peso nas regiões latino-americanas e africanas, refletindo a concentração da literatura empírica em avaliações de iniciativas vinculadas à conservação florestal, ao REDD+ e à mitigação de emissões por desmatamento evitado. Já os artigos sobre PSAs hídricos aparecem de forma expressiva em diferentes regiões, indicando que a proteção de bacias hidrográficas, nascentes e serviços de regulação da água constitui um eixo recorrente nas avaliações de impacto sobre PSA em contextos tropicais. A menor participação dos artigos sobre programas cuja categoria dominante é a biodiversidade não implica baixa relevância ecológica desse serviço nos programas avaliados, mas sugere que ele aparece com frequência como benefício de iniciativas institucionalmente orientadas ao carbono ou à água.

Por sua vez, a análise dos dados extraídos dos 71 artigos revela que a implementação de PSAs nas regiões tropicais segue padrões institucionais, econômicos e metodológicos bem definidos. O Quadro 5 consolida o perfil estrutural da amostra, expondo a arquitetura operacional das políticas e os desenhos de pesquisa que dominam a literatura global presente na base de dados.

Quadro 5 - Perfil estrutural e metodológico da amostra (n = 71)

Variável	Característica Dominante
Tipo de PSA	Conservação florestal como base operacional recorrente, associada sobretudo a carbono e serviços hídricos , com biodiversidade frequentemente como cobenefício.
Escala de Aplicação	Predominância Nacional , liderada por arranjos estatais do México, Costa Rica e Equador.
Condicionalidade	Amplamente dominada por condicionalidades flexíveis e por indicadores baseados em proxies de uso do solo ; a mensuração direta do serviço ecossistêmico aparece como exceção, e não como regra.
Modalidade de Pagamento	Predominância de modalidades monetárias ou mistas com componente monetário, presentes em 67 dos 71 estudos (94,4%).
Arranjo de Governança / Intermediários	Hegemonia de programas públicos ou público-mistos (cerca de 90% dos casos). Arranjos geridos estritamente por ONGs ou entes privados concentram-se em projetos-piloto.
Mecanismo de Seleção e Critérios Espaciais	Adesão voluntária passiva (por ordem de chegada). Direcionamento teórico para áreas de risco e recarga hídrica, mas com falhas frequentes de focalização na prática.
Segurança Fundiária	Exigência de posse formal (título individual ou terra comunal reconhecida) . Funciona, por vezes, como barreira de entrada para os mais pobres.
Fontes de Financiamento	Mista , com forte predominância de fundos governamentais consorciados a doadores internacionais e ONGs.
Desenho do estudo de avaliação	Hegemonia de métodos quase-experimentais , com amplo uso de Pareamento (<i>Matching</i>) e Diferenças em Diferenças (DiD). Os Ensaios Controlados Randomizados (RCTs) são minoria.

Fonte: Elaborado pelo autor com base nos dados da revisão sistemática.

A visualização deste perfil estrutural auxilia na compreensão do gargalo empírico do PSA enquanto política pública. Como evidenciado no Quadro 5, a quase totalidade dos arranjos baseia-se em condicionalidades flexíveis (*action-based*) e adesão voluntária, em que o Estado realiza pagamentos monetários diretos pela promessa contratual de manutenção da floresta ou do status quo da terra. É exatamente por essa arquitetura permissiva no desenho que a literatura global demanda a aplicação de desenhos experimentais ou quase-experimentais na avaliação de seus impactos (Ferraro; Pattanayak, 2006; Alix-Garcia *et al.*, 2012).

Sendo assim, se o governo paga os agricultores puramente para executarem ações ou se absterem do desmatamento, a simples observação de manutenção da cobertura florestal não constitui, isoladamente, evidência de sucesso da política (Phan *et al.*, 2018). Torna-se imperativo o uso de métodos econométricos para estimar matematicamente se a floresta foi salva pelo incentivo financeiro, ou se o agente, beneficiado pela adesão voluntária e possuindo baixo custo de oportunidade, já a conservaria de qualquer forma na ausência do contrato (Mohebalian; Aguilar, 2016; Gordillo *et al.*, 2021).

Apesar da diversidade de contextos, a totalidade da amostra final adota a inferência causal. Todos os estudos selecionados adotam abordagens econométricas (quase-experimentais ou experimentais) focadas na construção de cenários contrafactuais. Como argumentado por

Gertler *et al.* (2018), a avaliação de políticas públicas em sistemas socioecológicos complexos exige grupos de controle robustos já que metodologias baseadas em simples comparações de "antes e depois" são insuficientes para isolar o efeito exclusivo do PSA frente a outras variáveis de influência como flutuações de mercado, choques climáticos ou tendências locais de desenvolvimento.

Neste sentido, a base de dados analisada sugere que um dos desafios para a avaliação dos PSA é a ausência de dados de linha de base (*baseline data*) e de monitoramento longitudinal previamente planejado. A literatura revela que as agências implementadoras frequentemente desenham os programas sem prever a coleta de dados de linha de base socioeconômica e ambiental antes do início dos pagamentos. Como apontado por Havinga *et al.* (2020) no contexto da Costa Rica, a ausência de dados históricos estruturados e de quantificação espacial direta dificulta o isolamento do impacto real. Essa carência de dados primários prévios obriga os pesquisadores a dependerem excessivamente de métodos retrospectivos amparados na memória dos participantes, o que corrobora a Hipótese 3 desta dissertação quanto ao desafio da padronização analítica (Jones *et al.*, 2018; Phan *et al.*, 2018; Montoya-Zumaeta; Rojas; Wunder, 2019).

Adicionalmente, a literatura revela um segundo desafio metodológico: a utilização maciça de *proxies* para medir os resultados dos programas de PSA em vez de mensurar efetivamente os serviços ecossistêmicos que tais políticas se propõem a proteger. Conforme observado na caracterização da amostra, a esmagadora maioria das avaliações confia na simples retenção da cobertura florestal como um indicador substituto para o sucesso do PSA, assumindo a premissa de que mais floresta equivale automaticamente a uma maior provisão do serviço desejado (Havinga *et al.*, 2020; Oliveira Fiorini *et al.*, 2020). Contudo, estudos como o de Jones *et al.* (2020a) advertem que essa substituição pode mascarar a real eficiência econômica dos programas, exigindo uma transição para avaliações interdisciplinares que quantifiquem e valorem financeiramente o fluxo real de serviços ecossistêmicos gerados.

Por fim, a consolidação dessas evidências esbarra na frequente negligência da dinâmica territorial. As avaliações de impacto de programas de PSA comumente tratam as propriedades rurais como "ilhas independentes", ignorando a dependência espacial inerente aos sistemas socioecológicos (Almeida, 2012). No entanto, a literatura econométrica adverte que assumir a independência estatística entre observações em amostras de dados espaciais é uma premissa irrealista (LeSage & Pace, 2009).

Essa dependência quase exclusiva da econometria tradicional dificulta a detecção do fenômeno de vazamento (*leakage*), no qual a proteção de uma parcela de terra apenas desloca a pressão de desmatamento para a vizinhança desprotegida ou para o interior da própria fazenda (Alix-Garcia; Shapiro; Sims, 2012). Para contornar essa limitação, a modelagem espacial torna-se essencial para identificar e quantificar corretamente esses efeitos indiretos ou de transbordamento (*spillovers*) (Elhorst, 2014). Quando estudos da amostra incorporam ativamente a econometria espacial, como observado nas avaliações de Le Velly, Sauquet e Cortina-Villar (2017) e Collins et al. (2022), comprova-se empiricamente que ignorar os transbordamentos locais leva a uma superestimação do sucesso ambiental, uma vez que as avaliações tradicionais possivelmente falham em contabilizar o desmatamento que foi meramente deslocado para as áreas vizinhas (transbordamento negativo).

4.2. CONFIABILIDADE EMPÍRICA, ADICIONALIDADE, TRADE-OFFS E PERMANÊNCIA

A análise dos resultados reportados demonstra a complexa realidade operacional dos PSAs nas regiões tropicais. Longe de operarem em um modelo de mercado perfeito e isolado (Muradian *et al.*, 2010), os programas interagem intensamente com assimetrias de poder (Etchart *et al.*, 2020), falhas de governança e desigualdades fundiárias locais (Villalobos *et al.*, 2023). A síntese dessas evidências permite testar empiricamente as hipóteses desta pesquisa.

4.2.1 Confiabilidade da evidência: risco de viés, magnitude dos impactos e desafio metodológico

Para examinar descritivamente a distribuição das evidências segundo sua confiabilidade metodológica e a magnitude dos impactos reportados, os 71 artigos da amostra final foram tabulados de acordo com o risco de viés e com as categorias de magnitude apresentadas no Quadro 6. Conforme os critérios operacionais descritos na Seção 3.5, essas categorias representam uma síntese qualitativa da intensidade substantiva dos resultados reportados nos estudos primários, não correspondendo a uma padronização estatística dos tamanhos de efeito. A análise desta matriz revela alguns padrões relevantes. Primeiramente, constata-se que mais da metade da base avaliada (41 dos 71 artigos, ou 57,7%) reporta impactos de magnitude fraca. Esse volume de dados constitui uma evidência empírica de que, na prática, o PSA atua

predominantemente como um instrumento de ganhos marginais e incrementais, corroborando as revisões sistemáticas prévias que já apontavam para efeitos positivos, porém frágeis (Samii *et al.*, 2014; Perevochtchikova *et al.*, 2021). Essa constatação impõe que, para justificar os seus elevados custos de transação nas regiões tropicais (Wunder, 2007), o PSA exige um bom desenho institucional. Esse cenário apresenta resultados compatíveis com as Hipóteses 2 e 3 da pesquisa, atestando que as premissas de resultados otimistas frequentemente não sobrevivem à análise quantitativa estrita.

Por outro lado, conforme ponderado pela análise crítica do desenho metodológico das pesquisas primárias, faz-se necessário destacar que a predominância de impactos de magnitude fraca (57,7%) pode configurar um reflexo direto do uso generalizado de *proxies* para balizar as variáveis endógenas e de tratamento. Conforme discutido anteriormente, a dependência majoritária de indicadores indiretos em detrimento de medições físicas diretas do fluxo dos serviços ecossistêmicos introduz erros de mensuração inerentes aos modelos. Consequentemente, a magnitude real dos impactos causais gerados pelos programas de PSA pode estar sendo subestimada na literatura devido às limitações métricas dos estudos avaliados, hipótese que reforça o desafio de padronização analítica evocado na Hipótese 3 deste estudo.

Quadro 6 – Matriz de risco de viés e magnitude do impacto (n=71)

Risco de Viés Geral / Impacto	Magnitude Fraca	Magnitude Moderada	Magnitude Forte	Neutro / Nulo	Total
Baixo Risco	13	2	10	3	28
Risco Moderado	19	0	8	2	29
Risco Sério	9	2	2	1	14
Total Geral	41	4	20	6	71

Fonte: Elaborado pelo autor com base nos dados da revisão sistemática.

O segundo padrão observado indica que o rigor metodológico não impede a identificação de impactos expressivos do PSA quando o programa possui desenho institucional adequado. A análise da proporção de impactos de magnitude forte em relação ao total de cada categoria de viés revela um cenário favorável à ferramenta quando esta é avaliada com maior rigor. Observa-se que 35,7% (10 de 28 estudos) dos artigos classificados como de baixo risco reportam impacto forte, contra 27,5% no risco moderado e apenas 14,2% (2 de 14 estudos) no risco sério. Diferentemente do que se poderia supor, as metodologias de avaliação mais rigorosas concentram a maior proporção de impactos expressivos, na amostra analisada. No

entanto, a análise qualitativa desses dez casos sugere que o êxito não é acidental: o impacto forte só emerge sob o escrutínio do rigor metodológico quando o PSA incorpora focalização espacial ativa voltada para áreas de alto risco de desmatamento (Arriagada *et al.*, 2012; Costedoat *et al.*, 2015), fiscalização conjugada a comando e controle (Clements; Milner-Gulland, 2015) ou o financiamento de transições produtivas perenes, como sistemas agroflorestais e silvopastoris (Pagiola; Honey-Rosés; Freire-González, 2016; Rasch *et al.*, 2021).

Por outro lado, quando o desenho institucional se apoia em adesão puramente passiva, a tendência é a obtenção de resultados fracos ou nulos. Esse cenário consolida a validação da Hipótese 2, atestando que os benefícios do instrumento dependem de configurações contratuais sólidas.

Adicionalmente, observa-se que o rigor metodológico atua como um mecanismo de depuração empírica, mitigando a ilusão de eficácia em programas estruturalmente falhos. Dos seis estudos da amostra que atestaram impacto neutro ou nulo, metade (três estudos) pertence à categoria de baixo risco. Esse cenário sugere a necessidade de cautela diante de avaliações menos rigorosas, pois a ausência de controles adequados pode favorecer interpretações excessivamente otimistas sobre a efetividade dos programas. A incapacidade de isolar variáveis de confusão, induz o pesquisador a reportar falsas correlações positivas (Cuenca *et al.*, 2018). Em contrapartida, o rigor das avaliações experimentais fornece a segurança estatística necessária para atestar falhas operacionais críticas. A título de exemplo, as avaliações de Pynegar *et al.* (2018) e Wiik *et al.* (2019) utilizaram Ensaios Controlados Randomizados (RCTs) para demonstrar que o resultado nulo da política ambiental decorria de uma adesão ínfima e de extrema seleção adversa, e não de anomalias estatísticas.

A matriz sugere ainda que os achados de avaliação de impacto tendem a uma evidente concentração nas categorias extremas de magnitude. Na amostra analisada, a grande maioria dos estudos (aproximadamente 86%) reporta ou um impacto marginal (41 estudos de magnitude fraca) ou um impacto substancial (20 estudos de magnitude forte). Resultados de magnitude moderada mostraram-se raros (apenas quatro estudos). Essa dinâmica sugere uma tendência à polarização na eficácia econômica do PSA, na qual a resposta dos agentes se concentra em dois extremos. O primeiro consiste em um cenário de impacto marginal, em que o valor do incentivo é insuficiente para competir com as atividades produtivas e acaba atraindo terras com risco de conversão naturalmente reduzido (Alix-Garcia; Shapiro; Sims, 2012; Gordillo *et al.*, 2021). O segundo extremo representa um polo de impacto substancial, no qual o incentivo consegue

efetivamente superar o custo de oportunidade local ou financiar transições produtivas estruturais (Pagiola; Honey-Rosés; Freire-González, 2016; Calle, 2020). A escassez de resultados de magnitude moderada indica que ganhos intermediários são difíceis de serem capturados, o que reforça a necessidade de uma calibração precisa entre o valor pago e a pressão econômica do território, visto que o comportamento do provedor é ditado por custos frequentemente inobserváveis (Ito, 2022).

Por fim, o cruzamento da matriz de evidências com as justificativas metodológicas indica que estudos classificados como de risco sério ou moderado frequentemente falham em isolar o viés de autosseleção. Sem o uso de métodos contrafactuais robustos para parear as características de quem aderiu ou não ao programa, a simples observação de uma floresta preservada induz o avaliador a concluir equivocadamente por um impacto positivo, superestimando o real efeito da política (Cuenca *et al.*, 2018). Em contraposição, avaliações de baixo risco comprovam que, muitas vezes, essa mesma floresta já seria conservada na ausência da intervenção, uma vez que os proprietários tendem a inscrever áreas remotas, de forte declividade ou sem aptidão comercial, onde o custo de oportunidade é quase nulo (Mohebalian; Aguilar, 2016; Jones *et al.*, 2020a). Essa dinâmica de falsa adicionalidade demonstra que, ao não adotar critérios espaciais estritos de risco, o Estado acaba pagando por inação, financiando terras que não sofrem ameaça iminente de desmatamento (Alix-Garcia; Shapiro; Sims, 2012; Gordillo *et al.*, 2021). É precisamente essa falha estrutural no desenho dos programas que introduz o primeiro paradoxo operacional das políticas de conservação nos trópicos.

4.2.2 O problema da adicionalidade e a seleção adversa: dinheiro comprando inação

Um dos princípios fundamentais que justificam a adoção de PSA é a promessa de mudança comportamental. O incentivo financeiro deve induzir o proprietário rural a alterar o uso da terra, gerando um ganho ambiental que não existiria na ausência da política. Na economia ambiental, esse ganho real é denominado adicionalidade. Contudo, a análise dos dados revela uma falha estrutural profunda na maioria dos programas avaliados: a natureza voluntária do PSA frequentemente resulta em extrema seleção adversa, criando uma situação em que se acaba pagando pela inação (Ferraro, 2008).

A seleção adversa evidencia que, ao se basear na livre demanda dos provedores, a lógica do "primeiro a chegar, primeiro a ser servido", o PSA atrai predominantemente parcelas de terra que já não possuíam risco iminente de desmatamento (Sánchez-Azofeifa *et al.*, 2007). Movidos

pela racionalidade econômica, os proprietários rurais tendem a matricular no programa as terras de menor aptidão agrícola (áreas remotas, íngremes ou alagadas), cujo custo de oportunidade é praticamente nulo (Mohebalian; Aguilar, 2016). Dessa forma, eles garantem o recebimento do subsídio financeiro sem precisar sacrificar a sua produção agropecuária ativa, o que compromete a efetividade ambiental do instrumento e acarreta ineficiência no orçamento governamental.

O problema da falta de adicionalidade torna-se mais evidente quando os programas são submetidos a métodos quase-experimentais e experimentais que modelam o comportamento contrafactual do produtor rural. O estudo de Alix-Garcia, Shapiro e Sims (2012) sobre o programa federal mexicano (PSAH) ilustra esse ponto com precisão metodológica. Ao utilizar um "pool de candidatos" rejeitados como grupo de controle, a pesquisa indicou que remunerar proprietários em áreas remotas gera adicionalidade absoluta modesta, uma vez que a taxa de desmatamento contrafactual daquelas parcelas já era naturalmente baixa, em torno de 0,8% ao ano. Dinâmica semelhante foi mapeada na Amazônia Equatoriana por Gordillo *et al.* (2021) ao avaliarem o Programa *Socio Bosque*. Os autores constataram que a redução do desmatamento nas áreas inscritas foi marginal (0,02 pontos percentuais), evidenciando que os proprietários autosselecionaram terras sem risco real de conversão, esvaziando a eficiência alocativa do programa.

A evidência mais contundente das limitações do modelo de adesão voluntária provém dos Andes Bolivianos, sob o crivo de RCTs. Ao analisarem a intervenção hídrica *Watershared*, Pynegar *et al.* (2018) e Wiik *et al.* (2019) constataram que, além de uma taxa de adesão ínfima na paisagem (apenas 2,5%), o programa sofreu de extrema seleção adversa. A estimativa revelou que apenas 13% da área inscrita representou adicionalidade real, demonstrando que a ausência de direcionamento permitiu a inclusão de nascentes que já eram naturalmente protegidas do gado antes mesmo da oferta do incentivo financeiro.

Diante desse cenário, para que o PSA não opere em um modelo em que se paga puramente por inação, a literatura indica a necessidade de abandonar a adesão voluntária passiva em favor da focalização espacial ativa (*spatial targeting*). Torna-se imperativo o cruzamento de dados das propriedades elegíveis com mapas preditivos de risco de desmatamento, direcionando os orçamentos estritamente para os fragmentos florestais sob forte pressão do mercado agropecuário (Costedoat *et al.*, 2015; Von Thaden *et al.*, 2021). Sob a ótica da Hipótese 2 desta pesquisa, as evidências desconstroem a premissa de que a mera

transferência financeira gera proteção estrutural dado que o instrumento só demonstra eficiência alocativa e ambiental se for desenhado para superar pressões reais de conversão do uso do solo.

4.2.3 O paradoxo do ganha-ganha: o custo social oculto da conservação restritiva

Uma premissa recorrente na formulação de políticas ambientais é a promessa do cenário "ganha-ganha", ancorado na premissa teórica de que os PSAs possuem o poder inerente de proteger os ecossistemas e, simultaneamente, combater a pobreza das populações rurais. Contudo, a análise das evidências empíricas desvenda um quadro mais complexo. A imposição de metodologias de avaliação rigorosas enfraquece essa narrativa, revelando que a conservação estrita frequentemente cria conflitos diretos (*trade-offs*) entre a eficácia ambiental e o bem-estar socioeconômico.

Aprofundando essa dinâmica, observa-se que exigir de um único instrumento a proteção ambiental e o combate à desigualdade de forma simultânea esbarra em limitações estruturais e nos custos de oportunidade locais. Em muitos casos, a imobilização da terra colide com a segurança alimentar e a renda familiar. No Vietnã, por exemplo, o programa logrou êxito rigoroso nas métricas de conservação, contudo a imposição restritiva resultou em uma regressão financeira severa para as famílias, pois o valor do pagamento foi insuficiente para cobrir o custo de abandonar o cultivo agrícola (Nguyen; Huynh; Hsu, 2021). Dinâmica semelhante de supressão produtiva ocorreu em Moçambique, onde a adoção de sistemas agroflorestais reduziu significativamente a produção de alimentos, uma vez que as árvores plantadas competiram por espaço com as culturas de subsistência (Hegde; Bull, 2011). A insuficiência do subsídio frente à perda de terras agricultáveis também gerou distorções crônicas no Malawi, forçando as famílias a buscar trabalhos casuais precários para sobreviver e a desmatar outras parcelas não protegidas de suas propriedades para compensar a perda, gerando o vazamento (*leakage*) intra-fazenda (Jack; Cardona Santos, 2017).

A dificuldade de alcançar benefícios mútuos torna-se ainda mais evidente quando a avaliação de impacto abrange os moradores que não assinam os contratos, revelando externalidades negativas nas vizinhanças. Na Costa Rica, o PSA causou o aumento da pobreza local em áreas de alto risco agrícola, pois a paralisação das atividades produtivas nas fazendas reduziu abruptamente a demanda por mão de obra, gerando desemprego direto para os trabalhadores rurais sem-terra (Villalobos *et al.*, 2023). Esse viés de exclusão social é reforçado por achados no Camboja, onde o sucesso de produtividade do programa foi monopolizado pela

parcela mais rica da comunidade, enquanto as famílias mais pobres foram excluídas da oportunidade por não possuírem terras suficientes para participar (Beauchamp; Clements; Milner-Gulland, 2018). Em Uganda, o rigor na proteção das propriedades impediu famílias marginalizadas de acessarem lenha nas áreas que historicamente eram de uso comum, impondo um custo social indireto sobre os vizinhos (Jayachandran *et al.*, 2017).

Adicionalmente, os custos sociais ocultos perpassam as próprias relações intradomiciliares. Em avaliações no Quênia, o sucesso na sobrevivência de árvores plantadas gerou um impacto desigual de gênero, sobrecarregando o trabalho invisível das esposas: quando os homens assumiam os contratos e o recebimento financeiro, as mulheres realizavam a maior parte do trabalho braçal não remunerado (Andeltová *et al.*, 2019). Sob a ótica dessas evidências, constata-se que a conservação restritiva possui um custo social que recai frequentemente sobre as populações locais mais vulneráveis quando o desenho institucional da intervenção ignora as assimetrias na posse da terra, na divisão de trabalho e na dependência econômica.

O aprofundamento analítico dessa dinâmica demonstra que exigir de um único instrumento a proteção ambiental e o combate à desigualdade estrutural de forma simultânea esbarra em limitações matemáticas e alocativas. A evidência empírica oriunda de Uganda ilustra de forma clara a tensão subjacente aos programas de PSA. Conforme demonstrado por Jayachandran (2023), existe um *trade-off* estrutural inerente: para maximizar a proteção ambiental com um orçamento finito, o Estado deveria pagar exatamente o custo de conformidade (custo de oportunidade) de cada indivíduo, zerando o seu lucro líquido. Logo, quanto mais eficiente o PSA for em mudar o comportamento ambiental do agente que realmente desmataria a área, menor será a sua capacidade de melhorar a renda desses provedores. Por outro lado, a autora comprova que as transferências financeiras atuam como um subsídio eficaz de alívio à pobreza (transferência pura) apenas quando alcançam as famílias mais pobres, cujo custo de oportunidade da floresta já era historicamente baixo. O corolário desse cenário é um paradoxo operacional e distributivo: o PSA reduz a pobreza de forma mais eficaz exatamente onde a floresta corria o menor risco de ser desmatada.

Sob a ótica da Hipótese 2 desta dissertação, as evidências impõem limites diretos ao otimismo de ganhos simultâneos incondicionais. Os dados atestam empiricamente que a conservação restritiva possui um custo social oculto profundo. Quando o desenho institucional da intervenção ignora as assimetrias na posse da terra, o custo de oportunidade da agricultura de subsistência e a dependência do mercado de trabalho rural, o PSA afasta-se de sua função como instrumento de desenvolvimento sustentável. Em vez de operar em uma dinâmica "ganha-

ganha", a política converte-se em um vetor que transfere o ônus da conservação ambiental para as populações locais mais vulneráveis.

4.2.4 A busca pela permanência: quando o dinheiro acaba

A premissa teórica que fundamenta grande parte dos modelos originais de PSA pressupõe que o incentivo financeiro é o motor principal da mudança comportamental dos agentes econômicos. Contudo, a análise longitudinal das evidências da base de dados revela que o valor financeiro isolado é, com frequência, insuficiente para sustentar os resultados ecológicos no longo prazo (Rasch *et al.*, 2021). A efetividade intertemporal da conservação, denominada permanência, depende de o PSA transcender a lógica puramente transacional, ancorando-se no fortalecimento da governança comunitária e no financiamento de transições tecnológicas duradouras (Muradian *et al.*, 2010; Calle, 2020). O desafio da permanência evidencia-se quando se analisa o legado dos programas após a interrupção dos repasses financeiros, um cenário que expõe a vulnerabilidade do mecanismo (Etchart *et al.*, 2020; Erbaugh, 2022).

A evidência empírica aponta que grande parte dos PSAs em regiões tropicais é estruturada sob o modelo de restrição de uso (*use-restricting*), operando na prática como um arrendamento temporário da terra para a conservação (Kemigisha *et al.*, 2023). Nesses arranjos, o agricultor é remunerado puramente para paralisar a atividade produtiva, sem que o programa ofereça suporte estrutural para alterar a matriz produtiva da propriedade (Pagiola; Honey-Rosés; Freire-González, 2016).

O resultado documentado desse modelo é o fenômeno classificado na literatura como permanência fraca. Em Uganda, uma avaliação baseada em ensaio RCT demonstrou que, embora o desmatamento tenha caído significativamente durante a vigência dos pagamentos, as taxas de conversão retornaram aos níveis da linha de base contrafactual após a cessação dos fundos do projeto (Kemigisha *et al.*, 2023). Dinâmica de reversão análoga foi observada no Equador por Etchart *et al.* (2020) diante de um choque macroeconômico. Quando o Estado equatoriano suspendeu os pagamentos do programa *Socio Bosque* devido a restrições orçamentárias originadas pela crise do petróleo, a taxa de desmatamento nas parcelas tratadas quase triplicou em comparação ao período ativo do programa. Diante do hiato financeiro e da pressão pelo uso da terra para garantir a subsistência, as famílias expandiram as fronteiras agrícolas de ciclo curto para recompor a renda perdida. Essas evidências indicam que, na

ausência de alternativas consolidadas de meios de vida, o custo de oportunidade domina a tomada de decisão do produtor rural tão logo o subsídio estatal se esgota (Etchart *et al.*, 2020; Kemigisha *et al.*, 2023).

Para mitigar essa dependência crônica do Estado e a vulnerabilidade fiscal, as evidências apontam que o PSA deve atuar não como um arrendamento contínuo por inação, mas como um financiamento de transição. Esse contraponto empírico é ilustrado pelo estudo de Calle (2020) na Colômbia. O programa avaliado forneceu pagamentos de curto prazo (apenas cinco anos) para financiar a adoção de sistemas silvopastoris. Ao avaliar as propriedades treze anos após o início do projeto (e oito anos após a cessação de qualquer repasse financeiro), a pesquisa constatou que o aumento da cobertura arbórea se manteve permanente. Esse êxito ocorreu porque o incentivo monetário atuou estritamente para auxiliar o produtor a superar os altos custos iniciais de instalação de um modelo mais produtivo, estratégia classificada na literatura como construção de ativos (*asset-building*). Uma vez estabelecidos, os sistemas agroflorestais provaram-se intrinsecamente lucrativos, gerando um efeito de ancoragem comportamental (*crowding-in*) no qual a própria viabilidade econômica do sistema sustenta a conservação a longo prazo, tornando desnecessária a injeção ininterrupta de dinheiro público.

A análise da literatura confirma, fundamentalmente, que o PSA não opera em um vácuo, sendo o seu impacto diretamente influenciado pelas estruturas econômicas e institucionais preexistentes (Muradian *et al.*, 2010). Em múltiplos contextos, a utilidade da política para o produtor rural transcende o enriquecimento financeiro material, ancorando-se nos cobenefícios de governança adquiridos. Na Costa Rica, avaliações demonstraram que não houve aumento estatisticamente significativo na riqueza material (ativos duráveis) das famílias rurais após anos de recebimento contínuo dos pagamentos (Arriagada *et al.*, 2015). Apesar desse resultado financeiro neutro, os produtores mantiveram o engajamento nos contratos e a proteção das florestas. A motivação latente para a permanência revelou-se estritamente institucional: a formalização do acordo com o Estado atuou como um mecanismo de salvaguarda, conferindo-lhes segurança fundiária e proteção jurídica contra ocupações irregulares e ameaças de expropriação. Esse benefício intangível associado à garantia de posse foi percebido pelos participantes como um ganho superior ao próprio valor financeiro marginal repassado pelo programa.

Essa interação entre incentivos financeiros e regras institucionais ganha contornos cruciais em territórios de posse coletiva e em comunidades tradicionais. Avaliando o mesmo cenário de suspensão de pagamentos governamentais ocorrido no Equador, Hayes *et al.* (2022)

constatarem que, nas comunidades indígenas no ecossistema do Páramo andino, a conservação foi mantida de forma resiliente mesmo após a interrupção dos repasses. Esse resultado foi possível porque as restrições impostas pelo PSA foram ativamente internalizadas pelas assembleias locais e convertidas em normas culturais endógenas, sustentadas por sanções comunitárias. Adicionalmente, as comunidades haviam utilizado os pagamentos iniciais para liquidar o rebanho de altitude e investir em transições produtivas, como o ecoturismo, criando um elevado custo de reversão econômica que resguardou a conservação contra a falha orçamentária do Estado.

A própria viabilidade das medidas de fiscalização externa depende dessa aceitação social. Em Madagascar, evidências demonstram que o papel do repasse monetário do PSA não se deu pelo enriquecimento direto, mas por atuar como um mecanismo para legitimar a intervenção. A distribuição dos recursos fez com que a comunidade aceitasse o monitoramento florestal rigoroso conduzido pela organização responsável, resultando na redução do desmatamento motivada essencialmente pelo risco concreto de sanção legal (Sommerville *et al.*, 2010).

Sob a ótica da Hipótese 1 e em alinhamento com a premissa institucionalista de Muradian *et al.* (2010), os dados empíricos indicam que a efetividade do mecanismo é subordinada ao arcabouço local. Políticas de PSA fundamentadas exclusivamente em pagamentos contínuos por inação geram uma vulnerabilidade orçamentária severa, o que compromete a sustentabilidade da conservação no longo prazo (Etchart *et al.*, 2020; Kemigisha *et al.*, 2023). Dessa forma, o Estado maximiza a eficácia do instrumento quando utiliza os recursos não como uma medida provisória, mas como um financiamento de transição para viabilizar arranjos produtivos duradouros (Calle, 2020) e como um catalisador para a consolidação da segurança fundiária e da governança das comunidades locais (Jones *et al.*, 2020c; Hayes *et al.*, 2022).

4.3. LIÇÕES PRÁTICAS E RECOMENDAÇÕES PARA PROGRAMAS DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS

A análise sistemática dos 71 artigos vai além do diagnóstico das limitações metodológicas e operacionais dos programas de PSA. A codificação das evidências permitiu sistematizar um conjunto de soluções e diretrizes práticas formuladas a partir dos resultados

empíricos dos estudos. Durante o processo de revisão, essas lições e recomendações foram registradas de forma padronizada na planilha de extração de dados estruturada.

A partir da codificação temática das recomendações práticas e lições de gestão extraídas dos artigos, foi possível identificar um conjunto de temas recorrentes na literatura sobre PSA em regiões tropicais. O Quadro 7 não tem como objetivo mensurar estatisticamente a importância relativa de cada recomendação, mas organizar, de forma sintética e aplicada, os principais padrões interpretativos observados na base de evidências.

Quadro 7 – Síntese temática das recomendações práticas identificadas

Eixo de Recomendação	Recorrência na literatura	Interpretação aplicada
1. Participação Comunitária e Investimento em Bens Coletivos	Muito recorrente	Recomendada como mecanismo de legitimação social, redução de conflitos e fortalecimento da governança local.
2. Focalização Ativa e Direcionamento Espacial (<i>Targeting</i>)	Muito recorrente	Apontada como condição essencial para evitar seleção adversa e ampliar a adicionalidade ambiental.
3. Monitoramento Rigoroso e Condicionalidade Estrita	Recorrente	Associada à redução de risco moral, vazamento e descumprimento contratual.
4. Garantia de Adicionalidade (Evitar Autosseleção Adversa)	Recorrente	Relacionada à necessidade de evitar pagamentos por conservação que ocorreria mesmo sem o programa.
5. Planejamento de Longo Prazo e Transição de Ativos (<i>Exit Strategy</i>)	Recorrente	Apontado como estratégia para reduzir dependência permanente de pagamentos públicos.
6. Diferenciação de Pagamentos por Custo de Oportunidade	Moderadamente recorrente	Recomendada para melhorar eficiência alocativa e adequar o incentivo à pressão econômica local.
7. Oferta de Assistência Técnica e Capacitação	Moderadamente recorrente	Aparece como complemento necessário para transformar PSA em instrumento de transição produtiva.
8. Segurança Fundiária e Regularização da Posse	Pontual, mas analiticamente relevante	Embora menos frequente, emerge como condição crítica em contextos tropicais marcados por insegurança de posse.

Fonte: Elaborado pelo autor com base nos dados da revisão sistemática.

A articulação destes dados com a discussão temática desenvolvida nas seções anteriores permite estruturar quatro eixos de recomendações para o aprimoramento do desenho de programas de PSA. O Quadro 7 sintetiza os principais eixos de convergência observados na literatura revisada, traduzindo a análise anterior em diretrizes práticas para pesquisadores, gestores e formuladores de políticas públicas.

4.3.1 Focalização ativa, adicionalidade e a precificação pelo custo de oportunidade

A recomendação técnica de alterar a lógica de adesão dos programas emerge como uma das mais evidentes na literatura revisada. Diversos estudos destacam a necessidade de focalização ativa espacial (*targeting*) e apontam a urgência de adoção de critérios estritos contra a seleção adversa. As evidências demonstram que o modelo histórico fundamentado na ordem de chegada (*first come, first served*) direciona ineficientemente o orçamento dos programas para propriedades remotas ou com baixo custo de oportunidade, resultando na remuneração por inação (Sánchez-Azofeifa *et al.*, 2007; Von Thaden *et al.*, 2021; Gordillo *et al.*, 2021). Para mitigar o desperdício de recursos, a literatura recomenda que os programas abandonem a adesão puramente passiva e adotem o cruzamento de dados com mapas preditivos de risco de desmatamento. É necessário direcionar os pagamentos estritamente para as frentes de expansão agropecuária, onde a conversão da floresta é financeiramente atrativa para os agentes econômicos (Von Thaden *et al.*, 2025).

Adicionalmente, estudos recomendam a substituição das precificações baseadas em taxas fixas nacionais por incentivos dinâmicos, calibrados pelo custo de oportunidade regional ou local. A manutenção de um valor estático para todo o território resulta em pagamentos insuficientes nas áreas de alto risco, gerando ineficácia ambiental, e em pagamentos excessivos nas áreas sem risco, configurando desperdício orçamentário (Sánchez-Azofeifa *et al.*, 2007; Charoud *et al.*, 2023).

4.3.2 A arquitetura da coletividade e a segurança fundiária

Em contraposição ao foco exclusivo na eficiência financeira, parcela expressiva da literatura revisada recomenda o investimento em participação comunitária e no provimento de bens coletivos como fatores essenciais para o sucesso dos PSAs. As evidências revelam que, em países em desenvolvimento, a política ambiental frequentemente não atua como uma

transação de mercado impessoal, mas sim como um pacto de governança local. Em contextos de extrema vulnerabilidade, a diluição de pagamentos individuais em valores marginais apresenta um impacto menor na mudança atitudinal do produtor do que a aplicação de fundos coletivos em infraestrutura comunitária ou na legitimação da intervenção estatal perante a comunidade (Sommerville *et al.*, 2010).

Essa dinâmica de engajamento social dialoga diretamente com a exigência de segurança fundiária, uma recomendação crítica apontada por avaliações pontuais, mas de relevância para o contexto analisado. Especialmente em ecossistemas como a bacia Amazônica e os Andes, a indefinição de direitos de propriedade constitui uma barreira crônica à eficácia da conservação. O desenho institucional dos programas pode inovar ao converter o próprio contrato de PSA em um mecanismo de salvaguarda. Ao vincular o repasse de recursos à obrigatoriedade de demarcação física das propriedades, patrulhamento contínuo e registro formal em cadastros agrários, a política ambiental transcende o objetivo climático e entrega segurança jurídica contra invasões e expropriações irregulares. Esse benefício intangível atua, frequentemente, como uma motivação para a permanência voluntária dos participantes que supera a atratividade do próprio valor monetário ofertado (Arriagada *et al.*, 2015; Jones *et al.*, 2020c).

4.3.3 Monitoramento, risco moral e a exigência de condicionalidade estrita

A eficácia da focalização espacial é severamente comprometida se o programa apresentar falhas na fiscalização, uma preocupação central para a literatura analisada. Programas que toleram infrações ou que dependem estritamente de dados autorreportados perdem credibilidade e tornam-se vulneráveis ao risco moral (Ward; Mapemba; Bell, 2021). As evidências demonstram que, sob um monitoramento ineficaz, os participantes podem utilizar os recursos do PSA para financiar o desmatamento em outras parcelas de terra, caracterizando o vazamento (*leakage*), ou praticar a extração seletiva de madeira sob o dossel da floresta protegida, burlando as restrições contratuais sem configurar o desmatamento de corte raso (Costedoat *et al.*, 2015; Charoud *et al.*, 2023).

Diante dessas vulnerabilidades, a literatura recomenda a aplicação rigorosa da condicionalidade. A infração do contrato, como o desmatamento além do limiar permitido, deve resultar em sanções institucionais consistentes e na suspensão imediata dos repasses financeiros (Giudice *et al.*, 2019). Em contextos em que as fiscalizações externas *in loco* são excessivamente onerosas ou logisticamente inviáveis, inovações no desenho contratual

mostram-se promissoras. Um exemplo é o "pagamento por aglomeração espacial", no qual a bonificação de um indivíduo é atrelada à preservação florestal de seus vizinhos contíguos. Essa estratégia transfere o incentivo de monitoramento para a própria comunidade, induzindo o monitoramento entre pares (*peer monitoring*) e reduzindo de forma expressiva os custos de transação do Estado (Ward; Mapemba; Bell, 2021).

4.3.4 A estratégia de saída: transição de ativos e assistência técnica

A interrupção abrupta de pagamentos devido a crises orçamentárias do Estado constitui uma vulnerabilidade estrutural em países tropicais. A literatura analisada alerta para a necessidade de planejamento de longo prazo, evidenciando a impermanência dos modelos estritos de restrição de uso. Remunerar o produtor rural exclusivamente pela restrição de uso pode operar, na prática, como um arrendamento temporário da terra para fins de conservação; as evidências atestam que, tão logo o repasse financeiro cessa, a pressão pelo custo de oportunidade prevalece e o desmatamento é imediatamente retomado (Kemigisha *et al.*, 2023).

Para mitigar essa dependência crônica, uma solução testada empiricamente reside na associação estrutural entre a compensação financeira e a capacitação rural. Ademais, programas de sucesso não entregam apenas transferências diretas, mas operam sob o modelo de construção de ativos (*asset-building*). Nesses arranjos, o repasse do PSA atua como um financiamento de transição projetado para amortizar os elevados custos iniciais de mudança da matriz produtiva, a exemplo da implantação de sistemas silvopastoris ou consórcios agroflorestais. Ao vincular a injeção de capital à transferência de tecnologia, a nova matriz ecológica torna-se intrinsecamente rentável. Uma vez consolidado o sistema produtivo, a própria viabilidade comercial passa a sustentar a conservação ecossistêmica, permitindo que o repasse estatal seja encerrado sem retrocesso ambiental e solucionando o problema da dependência orçamentária ininterrupta (Benjamin; Ola; Buchenrieder, 2018; Calle, 2020).

Em síntese, a articulação destes quatro eixos de recomendações evidencia que a eficácia dos PSAs não deriva puramente da transferência financeira, mas da robustez de sua arquitetura institucional (Muradian *et al.*, 2010). Desse modo, o aprimoramento do instrumento nos ecossistemas tropicais requer a superação do modelo de remuneração temporária por inação em favor de um arranjo estratégico integrado, que combine inteligência geográfica, governança comunitária e desenvolvimento rural autossustentável.

4.4. LIMITAÇÕES DO ESTUDO

Apesar de a presente revisão sistemática ter adotado procedimentos estruturados e protocolos internacionais de transparência para mitigar vieses, reconhece-se a existência de limitações inerentes ao seu desenho metodológico e à natureza da base de evidências avaliada.

A primeira limitação reside no filtro metodológico estrito adotado para a composição da amostra. Em alinhamento com a premissa de avaliar a eficácia real dos programas, o estudo priorizou exclusivamente avaliações de impacto caracterizadas pela presença de inferência causal e cenários contrafactuais robustos. Como consequência dessa delimitação, a revisão excluiu sistematicamente estudos puramente descritivos, ensaios teóricos e avaliações de processo e de governança. Embora essa escolha tenha sido cientificamente necessária para tentar isolar o efeito do PSA e mitigar correlações espúrias, admite-se que a pesquisa pode ter deixado de fora nuances qualitativas, históricas e antropológicas que compõem a complexidade sociopolítica dos territórios tropicais avaliados.

Uma segunda limitação refere-se ao escopo da estratégia de busca e às limitações técnicas dos estudos primários. A coleta bibliográfica restringiu-se a duas bases de dados (Scopus e Web of Science), utilizou termos de busca em inglês e adotou janela temporal delimitada. Esse recorte, justificado pela viabilidade operacional e pelo controle de qualidade da revisão por pares, pode ter resultado na omissão de estudos relevantes publicados em idiomas locais ou na "literatura cinzenta" (como relatórios técnicos de governos e de organizações não governamentais). Ademais, a validade da síntese narrativa fica subordinada à qualidade dos 71 artigos primários inseridos na base. Como evidenciado na avaliação de risco de viés, muitos desses estudos enfrentaram limitações empíricas, como a dependência de inquéritos retrospectivos sujeitos ao viés de memória (*recall bias*) e o uso de imagens de satélite que apresentam dificuldades para capturar a degradação florestal crônica sob o dossel das árvores.

No que concerne à extração e à interpretação dos achados, assume-se a reflexividade do pesquisador como uma característica metodológica da Análise Temática Reflexiva, mitigada pela manutenção de registros de codificação, diário reflexivo e planilha de extração padronizada. Sob a perspectiva da Análise Temática Reflexiva, a interpretação dos dados não é um processo neutro ou puramente descritivo, mas sim uma produção de conhecimento ativamente situada. Conforme os preceitos de Braun e Clarke (2022), os temas desenvolvidos foram inevitavelmente moldados pelo histórico, pelas escolhas analíticas e pelo arcabouço teórico do

pesquisador. Portanto, a narrativa interpretativa aqui apresentada constitui um dos recortes analíticos possíveis para este complexo fenômeno socioecológico.

O reconhecimento destas limitações e da vastidão das evidências não esgotadas justifica a disponibilização integral da base de dados de extração estruturada nesta dissertação, conforme o terceiro objetivo específico adotado. A entrega do Produto Técnico-Tecnológico visa democratizar o acesso organizado aos dados, viabilizando que outros pesquisadores e formuladores de políticas públicas explorem novas análises e continuem o processo de aprimoramento das políticas de PSA.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente dissertação foi conduzida com o objetivo central de investigar as evidências científicas de inferência causal sobre os impactos socioeconômicos e ambientais de programas de PSA implementados em regiões tropicais, bem como compreender de que forma tais evidências podem subsidiar o aprimoramento desse instrumento. A partir da condução de uma Revisão Sistemática de Literatura com triagem metodológica estrita, que consolidou uma base de 71 artigos de avaliação de impacto empírico, a síntese dos dados atende de forma abrangente ao questionamento norteador da pesquisa.

Os resultados indicam que programas de PSA podem funcionar e gerar adicionalidade, mas essa efetividade depende fortemente do desenho institucional, da focalização espacial, da condicionalidade e do contexto socioeconômico local. Contudo, quando avaliados sob metodologias de inferência causal rigorosas, o impacto real dessas políticas apresenta uma magnitude predominantemente fraca. Conclui-se que o sucesso do instrumento não é assegurado apenas pela transferência financeira em si, sendo estruturalmente dependente de um desenho institucional que incorpore e respeite a complexidade geográfica, econômica e social do território.

A análise temática da literatura possibilitou confrontar, corroborar parcialmente e refinar as três hipóteses analíticas que nortearam este estudo. A Hipótese 1 foi amplamente corroborada pelas evidências analisadas. Os dados demonstram que o PSA não opera em um vácuo de mercado pois a variabilidade do seu impacto é fortemente ditada pelas relações de governança local e por fatores institucionais preexistentes. A sustentabilidade da conservação no longo prazo raramente é alcançada por meio de pagamentos perpétuos condicionados à inação. O sucesso intertemporal do instrumento ocorre, de fato, quando os fundos são utilizados como um financiamento de transição para a formação de ativos rentáveis, a exemplo da implantação de sistemas agroflorestais e silvopastoris. Igualmente, o PSA consolida-se quando atua de maneira auxiliar para fortalecer a segurança fundiária e legitimar as instituições comunitárias endógenas frente a ameaças externas.

A Hipótese 2, que postulava o potencial do PSA em gerar benefícios simultâneos de conservação e de desenvolvimento socioeconômico, foi parcialmente corroborada, com importantes restrições empíricas que impõem limites à premissa de ganhos automáticos. As evidências atestam que os objetivos de conservação ambiental e de alívio da pobreza frequentemente entram em tensão estrutural (*trade-off*). Programas baseados em adesão

voluntária passiva sofrem de profunda seleção adversa, operando muitas vezes como transferências de renda ineficientes que remuneram a inação em terras remotas que organicamente já não seriam desmatadas. Ademais, constatou-se que, quando o PSA impõe a restrição estrita do uso do solo em regiões marcadas por alta concentração fundiária, a política pode gerar desemprego direto para trabalhadores rurais sem-terra, agravando paradoxalmente a vulnerabilidade local. O duplo benefício almejado apenas se materializa quando o desenho institucional do programa incorpora a focalização espacial ativa e inclui salvaguardas socioeconômicas para as populações marginalizadas.

Por fim, em relação à Hipótese 3, os resultados corroboram o argumento de que a escassez de avaliações de impacto com contrafactuais robustos e a falta de padronização metodológica prejudicam a consolidação do conhecimento científico sobre o PSA. A elevada taxa de exclusão na fase de triagem evidencia que a literatura global ainda é dominada por abordagens teóricas ou descritivas. Ademais, o cruzamento de dados indicou que estudos com metodologias menos rigorosas tendem a superestimar os resultados da conservação, uma vez que ignoram variáveis de confusão e o viés de autosseleção. Em contrapartida, as avaliações de baixo risco de viés (como Ensaios Controlados Randomizados e métodos de Diferenças em Diferenças com pareamento) ajustam essas estimativas à realidade empírica, sugerindo que os impactos líquidos do instrumento tendem a apresentar menor magnitude do que a indicada por avaliações descritivas ou por análises não contrafactuais.

A literatura demonstra, ainda, que a ciência do PSA frequentemente sofre com a escassez de planejamento empírico, evidenciada pela ausência sistêmica de coleta de dados de linha de base e de monitoramento longitudinal. A realização de avaliações de impacto mais rigorosas depende de que agências implementadoras estatais e não governamentais incorporem, desde a concepção dos programas, rotinas de coleta de dados primários, linha de base e monitoramento longitudinal. Para viabilizar avaliações prospectivas de excelência, exige-se que a estruturação de métodos padronizados de coleta de dados socioeconômicos e biofísicos passe a integrar o desenho orçamentário e legal dos programas de PSA desde a sua concepção. Diante disso, recomenda-se a criação e o fomento de grupos de pesquisa universitários e institucionais dedicados à avaliação contínua e à replicação de resultados que embasem o aprimoramento contínuo das políticas.

Em um contexto regional, ressalta-se que a literatura revisada sobre a Amazônia se concentra majoritariamente na mitigação de carbono e na conservação florestal em sentido estrito. Contudo, o agravamento da crise climática impõe que formuladores de políticas na

região amazônica ampliem e priorizem também os esquemas de PSA hídrico, estruturando incentivos econômicos diretos para a proteção de nascentes e bacias hidrográficas locais.

Como a literatura metodológica demonstra que um mesmo conjunto de dados pode originar conclusões e diretrizes distintas a depender das perguntas de pesquisa e das perspectivas de quem o analisa, a entrega dos resultados desta pesquisa não se encerra neste texto. Considerando a complexidade dos 71 artigos revisados, esta dissertação gerou como Produto Técnico-Tecnológico uma base de dados estruturada e de acesso aberto. A disponibilização pública desses dados ultrapassa as limitações individuais do estudo, facilitando o acesso às evidências compiladas. Dessa forma, permite-se que outros pesquisadores, gestores e formuladores de políticas públicas utilizem a mesma matriz de informações qualitativas para explorar novas variáveis, testar novos cruzamentos e desenvolver diferentes análises que continuem subsidiando o aprimoramento contínuo dos programas de Pagamentos por Serviços Ambientais.

Por fim, destaca-se que para biomas críticos de escala global, como a Amazônia Brasileira, a adoção de programas de PSA não pode ser pautada por um otimismo institucional não sustentado por evidências empíricas. A literatura adverte que investir recursos públicos massivos em editais voluntários norteados pela 'ordem de chegada', sem focalização geográfica, ou pagar indefinidamente por áreas remotas isentas de risco baseando-se em uma ilusão de magnitude, pode resultar em baixa eficiência alocativa e desperdício de recursos públicos. Para que o PSA entregue os resultados mitigatórios almejados, o Estado deve abandonar a visão do instrumento como uma solução mercadológica isolada, aliando o rigor do direcionamento espacial ativo à presença da governança de comando e controle e à sensibilidade socioeconômica, evitando transferir o ônus da conservação global para as populações rurais locais mais vulneráveis.

REFERÊNCIAS

- ALIX-GARCIA, J. M.; SHAPIRO, E. N.; SIMS, K. R. E. Forest Conservation and Slippage: Evidence from Mexico's National Payments for Ecosystem Services Program. **Land Economics**, v. 88, n. 4, p. 613–638, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.3368/le.88.4.613>. Acesso em: 12 dez. 2025.
- ALMEIDA, E. **Econometria espacial aplicada**. Campinas: Alínea, 2012.
- ANDELTOVÁ, L. *et al.* Gender aspects in action- and outcome-based payments for ecosystem services: A tree planting field trial in Kenya. **Ecosystem Services**, v. 35, p. 13–22, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.10.004>. Acesso em: 20 dez. 2025.
- ARRIAGADA, R. A. *et al.* Do Payments for Environmental Services Affect Forest Cover? A Farm-Level Evaluation from Costa Rica. **Land Economics**, v. 88, n. 2, p. 382–399, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.3368/le.88.2.382>. Acesso em: 24 dez. 2025.
- ARRIAGADA, R. A. *et al.* Do Payments Pay Off? Evidence from Participation in Costa Rica's PES Program. **PLoS ONE**, v. 10, n. 7, e0131544, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0131544>. Acesso em: 24 dez. 2025.
- BALBONI, C. *et al.* The Economics of Tropical Deforestation. **Annual Review of Economics**, [s. l.], v. 15, p. 723–754, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev-economics-090622-024705>. Acesso em: 20 jan. 2026.
- BARRETT, S. The theory of international environmental agreements. In: MÄLER, K.-G.; VINCENT, J. R. (ed.). **Handbook of Environmental Economics**. Amsterdam: Elsevier, 2005. v. 3, cap. 28, p. 1457–1516. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S1574-0099\(05\)03028-7](https://doi.org/10.1016/S1574-0099(05)03028-7). Acesso em: 24 abr. 2026.
- BARRETT, S.; DANNENBERG, A. Negotiating to Avoid “Gradual” versus “Dangerous” Climate Change: An Experimental Test of Two Prisoners’ Dilemmas. **CESifo Working Paper No. 4573**, jan. 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.2390561>. Acesso em: 24 abr. 2026.
- BEAUCHAMP, E.; CLEMENTS, T.; MILNER-GULLAND, E. J. Assessing Medium-term Impacts of Conservation Interventions on Local Livelihoods in Northern Cambodia. **World Development**, v. 101, p. 202–218, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.08.008>. Acesso em: 26 dez. 2025.
- BENJAMIN, E. O.; OLA, O.; BUCHENRIEDER, G. Does an agroforestry scheme with payment for ecosystem services (PES) economically empower women in sub-Saharan Africa? **Ecosystem Services**, v. 31, p. 1–11, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.03.004>. Acesso em: 26 dez. 2025.
- BÖRNER, J. *et al.* The effectiveness of payments for environmental services. **World Development**, v. 96, p. 359–374, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.03.020>. Acesso em: 20 jan. 2025.

BÖRNER, J. *et al.* The effectiveness of forest conservation policies and programs. **Annual Review of Resource Economics**, Palo Alto, v. 12, p. 45–64, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-110119-025703>. Acesso em: 12 maio 2025.

BRANDON, K. **Ecosystem Services from Tropical Forests: Review of Current Science**. CGD Working Paper 380. Washington, DC: Center for Global Development, 2014. Disponível em: <https://ssrn.com/abstract=2622749>. Acesso em: 31 mar. 2025.

BRASIL. Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, ed. extra, p. 1, 13 jan. 2021. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2021/lei/14119.htm. Acesso em: 25 abr. 2024.

BRAUN, V.; CLARKE, V. Using thematic analysis in psychology. **Qualitative Research in Psychology**, London, v. 3, n. 2, p. 77-101, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1191/1478088706qp063oa>. Acesso em: 18 set. 2025.

BRAUN, V.; CLARKE, V. **Thematic analysis**: a practical guide. London: SAGE Publications, 2022. 337 p. ISBN 978-1-4739-5324-6.

BREMER, L. L. *et al.* Embedding local values in Payments for Ecosystem Services for transformative change. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 64, p. 101354, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2023.101354>. Acesso em: 03 maio 2025.

CALLE, A. Can short-term payments for ecosystem services deliver long-term tree cover change? **Ecosystem Services**, v. 42, 101084, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101084>. Acesso em: 26 dez. 2025.

CALLAN, S. J.; THOMAS, J. M. **Economia ambiental**: aplicações, políticas e teoria. 2. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2016. 672 p. ISBN 978-85-221-2520-3.

CALVET-MIR, L. *et al.* Payments for ecosystem services in the tropics: a closer look at effectiveness and equity. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 14, p. 150-162, jun. 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2015.06.001>. Acesso em: 27 set. 2025.

CARROZZO MAGLI, A.; DELLA POSTA, P.; MANFREDI, P. The Tragedy of the Commons as a Prisoner's Dilemma. Its Relevance for Sustainability Games. **Sustainability**, v. 13, n. 15, p. 8125, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su13158125>. Acesso em: 24 abr. 2026.

CASTRO, C. de S.; COSTA, G. W.; FINAMOR, L. **Avaliação de Impacto**. Rio de Janeiro: FGV EESP CLEAR, 2024. Disponível em: https://nc-www5.fgv.br/cursosgratuitos/cg/OEG_AI_24/base_rede/pag/assets/avaliacao_impacto.pdf. Acesso em: 01 mar. 2026.

CHAROUD, H. *et al.* Sustained participation in a Payments for Ecosystem Services program reduces deforestation in a Mexican agricultural frontier. **Scientific Reports**, v. 13, 22350, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-023-49725-7>. Acesso em: 26 dez. 2025.

CHERVIER, C.; COSTEDOAT, S. Heterogeneous Impact of a Collective Payment for Environmental Services Scheme on Reducing Deforestation in Cambodia. **World Development**, v. 98, p. 148-159, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.04.014>. Acesso em: 8 abr. 2026.

CLEMENTS, T.; MILNER-GULLAND, E. J. Impact of payments for environmental services and protected areas on local livelihoods and forest conservation in northern Cambodia. **Conservation Biology**, v. 29, n. 1, p. 78–87, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/cobi.12423>. Acesso em: 26 dez. 2025.

COLLINS, A. C. *et al.* How community forest management performs when REDD+ payments fail. **Environmental Research Letters**, v. 17, n. 3, 034019, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac4b54>. Acesso em: 26 dez. 2025.

COMBES, J.; COMBES-MOTEL, P.; SCHWARTZ, S. A Review of the Economic Theory of the Commons. **Revue d'économie du développement**, v. 24, n. 3, p. 55-83, 2016. Disponível em: <https://shs.cairn.info/journal-revue-d-economie-du-developpement-2016-3-page-55?lang=en>. Acesso em: 23 maio 2025.

COUTO PEREIRA, S. Payment for environmental services in the Amazon forest: how can conservation and development be reconciled? **The Journal of Environment & Development**, v. 19, n. 2, p. 171-190, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/1070496510368047>. Acesso em: 7 set. 2024.

COSTEDOAT, S. *et al.* How Effective Are Biodiversity Conservation Payments in Mexico? **PLoS ONE**, v. 10, n. 3, e0119881, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119881>. Acesso em: 26 dez. 2025.

CUENCA, P. *et al.* Are government incentives effective for avoided deforestation in the tropical Andean forest? **PLoS ONE**, v. 13, n. 9, e0203545, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0203545>. Acesso em: 26 dez. 2025.

DAMACENA, F.; FARIAS, C. Meio ambiente e economia: uma perspectiva para além dos instrumentos de comando e controle. **Revista de Direito Econômico e Socioambiental**, Curitiba, v. 8, n. 1, p. 148-181, jan./abr. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.7213/rev.dir.econ.soc.v8i1.9696>. Acesso em: 09 maio 2025.

ELHORST, J. P. Spatial panel data models. In: ELHORST, J. P. **Spatial econometrics: from cross-sectional data to spatial panels**. Heidelberg: Springer, 2014. cap. 3, p. 37-93. ISBN 978-3-642-40339-2.

ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 663-674, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.011>. Acesso em: 02 abr. 2025.

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. 1-2, p. 131-177, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1561/101.000000076>. Acesso em: 8 abr. 2026.

ERBAUGH, J. T. Impermanence and failure: the legacy of conservation-based payments in Sumatra, Indonesia. **Environmental Research Letters**, v. 17, n. 5, 054015, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac6437>. Acesso em: 26 dez. 2025.

ETCHART, N. *et al.* What happens when the money runs out? Forest outcomes and equity concerns following Ecuador's suspension of conservation payments. **World Development**, v. 136, 105124, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2020.105124>. Acesso em: 26 dez. 2025.

EUROPEAN COMMISSION. Directorate-General for Research and Innovation. **Living guidelines on the responsible use of generative AI in research**: ERA Forum Stakeholders' document. 2. ed. Brussels: European Commission, 2025. Disponível em: https://research-and-innovation.ec.europa.eu/document/download/2b6cf7e5-36ac-41cb-aab5-0d32050143dc_en?filename=ec_rtd_ai-guidelines.pdf. Acesso em: 23 jan. 2025.

EZZINE-DE-BLAS, D. *et al.* Global patterns in the implementation of payments for environmental services. **PLOS ONE**, San Francisco, v. 11, n. 3, e0149847, 3 mar. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149847>. Acesso em: 12 maio 2025.

FERRARO, P. J. Asymmetric information and contract design for payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 810–821, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.07.029>. Acesso em: 03 maio 2025.

FERRARO, P. J.; PATTANAYAK, S. K. Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. **PLoS Biology**, v. 4, n. 4, e105, abr. 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040105>. Acesso em: 2 maio 2026.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Global Forest Resources Assessment 2025**. Roma: FAO, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.4060/cd6709en>. Acesso em: 12 dez. 2025.

FLEMYNG, E. *et al.* Position statement on artificial intelligence (AI) use in evidence synthesis across Cochrane, the Campbell Collaboration, JBI and the Collaboration for Environmental Evidence 2025. **Cochrane Database of Systematic Reviews**, nov. 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/14651858.ED000178>. Acesso em: 23 jan. 2026.

FRAMPTON, G. *et al.* Principles and framework for assessing the risk of bias for studies included in comparative quantitative environmental systematic reviews. **Environmental Evidence**, v. 11, n. 12, p. 1-23, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s13750-022-00264-0>. Acesso em: 30 jan. 2026.

FRISCHMANN, B. M.; RAMELLO, G. B. Externalities, scarcity, and abundance. **Frontiers in Research Metrics and Analytics**, v. 7, art. n. 1111446, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/frma.2022.1111446>. Acesso em: 14 maio 2025.

FUJII, K. The critical role of tropical forests in carbon storage and climate regulation. **Journal of Forest Research**, v. 13, n. 2, artigo 501, abr. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.35248/2168-9776.24.13.501>. Acesso em: 9 maio 2025.

FUNDAÇÃO AMAZÔNIA SUSTENTÁVEL (FAS). **Programa Bolsa Floresta: trajetória, lições e desafios de uma política pública inovadora para a Amazônia**. Manaus: FAS, 2021. ISBN 978-65-89242-31-4. Disponível em: <https://fas-amazonia.org>. Acesso em: 01 abr. 2025.

FUSS, S.; GOLUB, A.; LUBOWSKI, R. The economic value of tropical forests in meeting global climate stabilization goals. **Global Sustainability**, v. 4, e1, p. 1-11, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/sus.2020.34>. Acesso em: 30 mar. 2025.

GALVÃO, M.; RICARTE, I. Revisão Sistemática da Literatura: Conceituação, Produção e Publicação. **Logeion: Filosofia da Informação**, Rio de Janeiro, RJ, v. 6, n. 1, p. 57-73, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.21728/logcion.2019v6n1.p57-73>. Acesso em: 12 mar. 2025.

GERTLER, P. J. *et al.* **Avaliação de impacto na prática**. 2. ed. Washington, DC: Banco Interamericano de Desenvolvimento; Banco Mundial, 2018. Disponível em: <http://www.worldbank.org/ieinpractice>. Acesso em: 25 fev. 2026.

GIUDICE, R.; BÖRNER, J.; WUNDER, S.; CISNEROS, E. Selection biases and spillovers from collective conservation incentives in the Peruvian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 14, n. 4, 045004, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aafc83>. Acesso em: 26 dez. 2025.

GORDILLO, F. *et al.* Additionality and Leakage Resulting from PES Implementation? Evidence from the Ecuadorian Amazonia. **Forests**, v. 12, n. 7, 906, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f12070906>. Acesso em: 26 dez. 2025.

GUERRA, B. R. *et al.* Panorama das publicações científicas sobre Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. 27, e01012, 2024. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc0101r2vu27L1AO>. Acesso em: 22 abr. 2025.

HARDIN, G. The tragedy of the commons. **Science**, Washington, v. 162, n. 3859, p. 1243-1248, 13 dez. 1968. Disponível em: [10.1126/science.162.3859.1243](https://doi.org/10.1126/science.162.3859.1243). Acesso em: 13 maio 2025.

HAVINGA, I. *et al.* Spatial quantification to examine the effectiveness of payments for ecosystem services: A case study of Costa Rica's Pago de Servicios Ambientales. **Ecological Indicators**, v. 108, 105766, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105766>. Acesso em: 26 dez. 2025.

HAYES, T. *et al.* Effectiveness of payment for ecosystem services after loss and uncertainty of compensation. **Nature Sustainability**, v. 5, p. 70-77, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00804-5>. Acesso em: 26 dez. 2025.

HEGDE, R.; BULL, G. Q. Performance of an agro-forestry based Payments-for-Environmental-Services project in Mozambique: A household level analysis. **Ecological Economics**, v. 71, p. 122-130, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.08.014>. Acesso em: 26 dez. 2025.

HUANG, M.; UPADHYAYA, S. K. Watershed-based payment for environmental services in Asia. **Working Paper nº 06-07**, Virginia Tech, Office of International Research, Education, and Development (OIRE), Blacksburg, USA, 2007. Disponível em:

<https://sanremcrsp.cired.vt.edu/wp-content/uploads/2013/11/Sept.2007.PESAsia.pdf>. Acesso em: 30 mar. 2025.

ITO, J. Program design and heterogeneous treatment effects of payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 191, 107223, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107223>. Acesso em: 03 maio 2025.

JACK, B. K.; CARDONA SANTOS, E. The leakage and livelihood impacts of PES contracts: A targeting experiment in Malawi. **Land Use Policy**, v. 63, p. 645–658, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.03.028>. Acesso em: 26 dez. 2025.

JAYACHANDRAN, S. The inherent trade-off between the environmental and anti-poverty goals of payments for ecosystem services. **Environmental Research Letters**, v. 18, n. 2, 025003, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acb1a7>. Acesso em: 26 dez. 2025.

JAYACHANDRAN, S. *et al.* Cash for carbon: A randomized trial of payments for ecosystem services to reduce deforestation. **Science**, v. 357, n. 6348, p. 267–273, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aan0568>. Acesso em: 31 dez. 2025.

JONES, K. W. *et al.* The influence of cash and technical assistance on household-level outcomes in payments for hydrological services programs in Chiapas, Mexico. **Ecosystem Services**, v. 31, p. 208–218, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.04.008>. Acesso em: 30 dez. 2025.

JONES, K. W. *et al.* Measuring the net benefits of payments for hydrological services programs in Mexico. **Ecological Economics**, v. 175, 106666, 2020a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106666>. Acesso em: 27 dez. 2025.

JONES, K. W. *et al.* Participation in payments for ecosystem services programs in the Global South: A systematic review. **Ecosystem Services**, v. 45, 101159, 2020b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101159>. Acesso em: 11 maio 2025.

JONES, K. W. *et al.* The impact of paying for forest conservation on perceived tenure security in Ecuador. **Conservation Letters**, v. 13, n. 4, e12710, 2020c. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/conl.12710>. Acesso em: 24 dez. 2025.

JONES, K. W.; LEWIS, D. J. Estimating the Counterfactual Impact of Conservation Programs on Land Cover Outcomes: The Role of Matching and Panel Regression Techniques. **PLoS ONE**, v. 10, n. 10, e0141380, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141380>. Acesso em: 24 dez. 2025.

KAISER, J.; HAASE, D.; KRUEGER, T. Payments for ecosystem services: a review of definitions, the role of spatial scales, and critique. **Ecology and Society**, v. 26, n. 2, art. 12, 2021. Disponível em: <https://www.ecologyandsociety.org/vol26/iss2/art12/>. Acesso em: 30 abr. 2025.

KEMIGISHA, E. *et al.* Payment for environmental services to reduce deforestation: Do the positive effects last? **Ecological Economics**, v. 209, 107840, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2023.107840>. Acesso em: 26 dez. 2025.

LESAGE, J; PACE, R. K. **Introduction to spatial econometrics**. Boca Raton: Chapman and Hall/CRC, 2009. ISBN 978-1-4200-6424-7.

LE VELLY, G.; SAUQUET, A.; CORTINA-VILLAR, S. PES Impact and Leakages over Several Cohorts: The Case of the PSA-H in Yucatan, Mexico. **Land Economics**, v. 93, n. 2, p. 230–257, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3368/le.93.2.230>. Acesso em: 30 dez. 2025.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005. 137 p. ISBN 1-59726-040-1. Disponível em: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. Acesso em: 01 maio 2025.

MONTERO-DE-OLIVEIRA, F.; BLUNDO-CANTO, G.; EZZINE-DE-BLAS, D. Under what conditions do payments for environmental services enable forest conservation in the Amazon? A realist synthesis. **Ecological Economics**, v. 205, p. 107697, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2022.107697>. Acesso em: 07 set. 2024.

MOHEBALIAN, P. M.; AGUILAR, F. X. Additionality and design of forest conservation programs: Insights from Ecuador's Socio Bosque Program. **Forest Policy and Economics**, v. 71, p. 103–114, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2015.08.002>. Acesso em: 30 dez. 2025.

MONTOYA-ZUMAETA, J.; ROJAS, E.; WUNDER, S. Adding rewards to regulation: The impacts of watershed conservation on land cover and household wellbeing in Moyobamba, Peru. **PLoS ONE**, v. 14, n. 11, e0225367, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225367>. Acesso em: 29 dez. 2025.

MORA-CARVAJAL, M. J. *et al.* Pago por servicios ambientales hidrológicos y dinámica de la cobertura arbórea en la región Iztaccíhuatl-Popocatepetl, Puebla, México. **Acta Agronómica**, v. 68, n. 2, p. 84-91, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.15446/acag.v68n2.66291>. Acesso em: 30 mar. 2025.

MOTA, P. K. *et al.* Payment for Environmental Services: A critical review of schemes, concepts, and practice in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 899, 165639, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165639>. Acesso em: 05 maio 2025.

MURADIAN, R. *et al.* Reconciling theory and practice: an alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 69, n. 6, p. 1202-1208, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.006>. Acesso em: 20 dez. 2025.

NGUYEN, T. Q.; HUYNH, N. T.; HSU, W.-K. K. Estimate the Impact of Payments for Environmental Services on Local Livelihoods and Environment: An Application of Propensity Scores. **SAGE Open**, v. 11, n. 3, 21582440211040774, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/21582440211040774>. Acesso em: 28 dez. 2025.

OLIVEIRA FIORINI, A. C. *et al.* Forest cover effects of payments for ecosystem services: Evidence from an impact evaluation in Brazil. **Ecological Economics**, v. 169, 106522, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106522>. Acesso em: 28 dez. 2025.

OSEWE, I. *et al.* Critical Analysis of Payments for Ecosystem Services: Case Studies in Kenya, Uganda and Tanzania. **Forests**, v. 14, n. 6, p. 1209, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f14061209>. Acesso em: 31 mar. 2025.

OSTROM, E. Polycentric systems for coping with collective action and global environmental change. **Global Environmental Change**, v. 20, p. 550-557, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2010.03.012>. Acesso em: 24 abr. 2026.

PAGE, M. J. *et al.* PRISMA 2020 explanation and elaboration: updated guidance and exemplars for reporting systematic reviews. **BMJ**, v. 372, n. 160, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1136/bmj.n160>. Acesso em: 1 jun. 2025.

PAGIOLA, S.; HONEY-ROSÉS, J.; FREIRE-GONZÁLEZ, J. Evaluation of the permanence of land use change induced by payments for environmental services in Quindío, Colombia. **PLoS ONE**, v. 11, n. 3, e0147829, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147829>. Acesso em: 27 dez. 2025.

PATRICK, E.; BUTSIC, V.; POTTS, M. D. Using payment for ecosystem services to meet national reforestation commitments: impacts of 20+ years of forestry incentives in Guatemala. **Environmental Research Letters**, v. 18, n. 10, p. 104030, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acf602>. Acesso em: 26 maio 2026.

PEREVOCHTCHIKOVA, M. *et al.* A systematic review of scientific publications on the effects of payments for ecosystem services in Latin America, 2000–2020. **Ecosystem Services**, v. 49, 101270, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101270>. Acesso em: 09 maio 2025.

PHAN, T.-H. D. *et al.* Do payments for forest ecosystem services generate double dividends? An integrated impact assessment of Vietnam's PES program. **PLoS ONE**, v. 13, n. 8, e0200881, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200881>. Acesso em: 27 dez. 2025.

POPAY, J. *et al.* **Guidance on the Conduct of Narrative Synthesis in Systematic Reviews: A Product from the ESRC Methods Programme**. Lancaster: Institute for Health Research, Lancaster University, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.13140/2.1.1018.4643>. Acesso em: 18 set. 2025.

PYNEGAR, E. L. *et al.* The effectiveness of Payments for Ecosystem Services at delivering improvements in water quality: Lessons for experiments at the landscape scale. **PeerJ**, v. 6, e5753, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.7717/peerj.5753>. Acesso em: 27 dez. 2025.

QUILLÉROU, E.; FRASER, R. Adverse Selection in the Environmental Stewardship Scheme: Does the Higher Level Stewardship Scheme Design Reduce Adverse Selection? **Journal of Agricultural Economics**, v. 61, n. 2, p. 369-380, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.2010.00240.x>. Acesso em: 26 abr. 2026.

RASCH, S. *et al.* Permanence of PES and the role of social context in the Regional Integrated Silvo-pastoral Ecosystem Management Project in Costa Rica. **Ecological Economics**, v. 185, 107027, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107027>. Acesso em: 4 maio 2026.

RUGGIERO, P. G. C. *et al.* **Pagamentos por serviços ambientais: teoria e prática: a experiência do estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Estudos Avançados da USP; Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística (Semil), 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/9786587773698>. Acesso em: 1 maio 2025.

SAATCHI, S. *et al.* Detecting vulnerability of humid tropical forests to multiple stressors. **One Earth**, v. 4, n. 7, p. 988-1003, jul. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.06.002>. Acesso em: 9 maio 2025.

SALZMAN, J. *et al.* The global status and trends of Payments for Ecosystem Services. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 3, p. 136–144, 2018. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41893-018-0033-0>. Acesso em: 6 maio 2025.

SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A. *et al.* Costa Rica's Payment for Environmental Services Program: Intention, Implementation, and Impact. **Conservation Biology**, v. 21, n. 5, p. 1165–1173, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00751.x>. Acesso em: 23 dez. 2025.

SATTLER, C.; MATZDORF, B. PES in a nutshell: from definitions and origins to PES in practice—approaches, design process and innovative aspects. **Ecosystem Services**, v. 6, p. 2-11, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.09.009>. Acesso em: 09 maio 2025.

SAMII, C. *et al.* Effects of payment for environmental services (PES) on deforestation and poverty in low and middle income countries: a systematic review. **Campbell Systematic Reviews**, v. 10, n. 11, p. 1-95, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.4073/csr.2014.11>. Acesso em: 30 mar. 2025.

SCHOMERS, S.; MATZDORF, B. Payments for ecosystem services: a review and comparison of developing and industrialized countries. **Ecosystem Services**, v. 6, p. 16-30, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.01.002>. Acesso em: 09 maio 2025.

SHAPIRO-GARZA, E. *et al.* Beyond Market Logics: Payments for Ecosystem Services as Alternative Development Practices in the Global South. **Development and Change**, v. 51, n. 1, p. 3-25, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/dech.12546>. Acesso em: 03 maio 2025.

SILVA-MULLER, L. Payment for ecosystem services and the practices of environmental fieldworkers in policy implementation: The case of Bolsa Floresta in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 120, 106251, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106251>. Acesso em: 11 maio 2025.

SNILSTVEIT, B. *et al.* **Incentives for climate mitigation in the land use sector**: the effects of payment for environmental services (PES) on environmental and socio-economic outcomes in low- and middle-income countries: a mixed-method systematic review. London:

International Initiative for Impact Evaluation (3ie), 2019. (3ie Systematic Review, 44). Disponível em: <https://doi.org/10.23846/SR00044>. Acesso em: 29 jan. 2026.

SOMMERVILLE, M. *et al.* Impact of a Community-Based Payment for Environmental Services Intervention on Forest Use in Menabe, Madagascar. **Conservation Biology**, v. 24, n. 6, p. 1488–1498, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01526.x>. Acesso em: 23 dez. 2025.

SOUZA, L. K. de. Pesquisa com análise qualitativa de dados: conhecendo a Análise Temática. **Arquivos Brasileiros de Psicologia**, Rio de Janeiro, v. 71, n. 2, p. 51-67, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.36482/1809-5267.ARBP2019v71i2p.51-67>. Acesso em: 18 set. 2025.

STERNE, J. A. C. *et al.* ROBINS-I: a tool for assessing risk of bias in non-randomised studies of interventions. **BMJ**, v. 355, i4919, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1136/bmj.i4919>. Acesso em: 30 jan. 2026.

VANCUTSEM, C. *et al.* Long-term (1990-2019) monitoring of forest cover changes in the humid tropics. **Science Advances**, [s. l.], v. 7, n. 10, p. eabe1603, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.abe1603>. Acesso em: 20 jan. 2026.

VAN HECKEN, G.; BASTIAENSEN, J. Payments for ecosystem services in Nicaragua: do market-based approaches work? **Development and Change**, v. 41, n. 3, p. 421-444, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1467-7660.2010.01644.x>. Acesso em: 25 maio 2026.

VERBI GMBH. **MAXQDA 24**. Versão 24.11. Berlim: VERBI GmbH, 2025. Disponível em: <https://www.maxqda.com>. Acesso em: 24 out. 2025.

VILLALOBOS, L. *et al.* Local Effects of Payments for Ecosystem Services on Rural Poverty. **Environmental and Resource Economics**, v. 84, n. 4, p. 753–774, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10640-022-00733-7>. Acesso em: 4 maio 2026.

VON THADEN, J. *et al.* Evaluating the environmental effectiveness of payments for hydrological services in Veracruz, México: A landscape approach. **Land Use Policy**, v. 100, 105055, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105055>. Acesso em: 4 maio 2026.

VON THADEN, J. J. *et al.* Deforestation dynamics post-payment for ecosystem services in Sierra Juárez, Oaxaca, Mexico. **Regional Environmental Change**, v. 25, art. 22, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10113-025-02365-1>. Acesso em: 4 maio 2026.

WARD, P. S.; MAPEMBA, L.; BELL, A. R. Smart subsidies for sustainable soils: Evidence from a randomized controlled trial in southern Malawi. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 110, 102556, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2021.102556>. Acesso em: 4 maio 2026.

WEGNER, G. Payments for ecosystem services (PES): a flexible, participatory, and integrated approach for improved conservation and equity outcomes. **Environment, Development and Sustainability**, v. 18, n. 3, p. 617–644, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10668-015-9673-7>. Acesso em: 30 mar. 2025.

WEST, T. A. P.; BÖRNER, J.; SILLS, E. O.; KONTOLEON, A. Overstated carbon emission reductions from voluntary REDD+ projects in the Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 39, p. 24188-24194, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.2004334117>. Acesso em: 26 maio 2026.

WIJK, E. *et al.* Experimental evaluation of the impact of a payment for environmental services program on deforestation. **Conservation Science and Practice**, v. 1, e8, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/csp2.8>. Acesso em: 4 maio 2026.

WUNDER, S. **Payments for environmental services: some nuts and bolts**. Bogor: Center for International Forestry Research – CIFOR, 2005. (Occasional Paper, n. 42). 24 p. Disponível em: <https://doi.org/10.17528/cifor/001760>. Acesso em: 30 abr. 2025.

WUNDER, S. Are direct payments for environmental services spelling doom for sustainable forest management in the tropics? **Ecology and Society**, v. 11, n. 2, art. 23, 2006. Disponível em: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art23/>. Acesso em: 30 abr. 2025.

WUNDER, S. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. **Conservation Biology**, v. 21, n. 1, p. 48-58, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00559.x>. Acesso em: 9 maio 2025.

WUNDER, S. *et al.* **Pagamentos por serviços ambientais: perspectivas para a Amazônia Legal**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2008. Disponível em: https://antigo.mma.gov.br/estruturas/225/_arquivos/13_psa_perspectivas_na_amaznia_legal_225_1.pdf. Acesso em: 20 jan. 2025.

WUNDER, S. Revisiting the concept of payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 117, p. 234–243, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.08.016>. Acesso em: 30 abr. 2025.

WUNDER, S. *et al.* **Payments for environmental services: past performance and pending potentials**. Annual Review of Resource Economics, v. 12, p. 209-234, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100518-094206>. Acesso em: 18 set. 2025.

WUNDER, S. How can we make payments for environmental services work? **Policy Brief**, n. 8. European Forest Institute, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.36333/pb8>. Acesso em: 15 fev. 2025.

XIAO, Y.; WATSON, M. Guidance on Conducting a Systematic Literature Review. **Journal of Planning Education and Research**, Thousand Oaks, v. 39, n. 1, p. 9-20, mar. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0739456X17723971>. Acesso em: 18 set. 2025.