UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA ENGENHARIA AMBIENTAL

BARTIRA RODRIGUES GUERRA

**ANÁLISE DOS PROGRAMAS DE PSA BRASILEIROS FRENTE ÀS BOAS
PRÁTICAS DE GESTÃO AMBIENTAL RECOMENDADAS
INTERNACIONALMENTE**

São Carlos

2020

BARTIRA RODRIGUES GUERRA

**ANÁLISE DOS PROGRAMAS DE PSA BRASILEIROS FRENTE ÀS BOAS
PRÁTICAS DE GESTÃO AMBIENTAL RECOMENDADAS
INTERNACIONALMENTE**

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, como um dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ciências.

Área de concentração: Ciências da Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Victor Eduardo Lima Ranieri

São Carlos

2020

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues
Fontes da EESC/USP

G934a Guerra, Bartira Rodrigues
Análise dos programas de PSA brasileiros frente às boas práticas de gestão ambiental recomendadas internacionalmente / Bartira Rodrigues Guerra; orientador Victor Eduardo Lima Ranieri. -- São Carlos, 2020.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Ciências da Engenharia Ambiental -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2020.

1. Pagamento por serviços ambientais. 2. Boas práticas. 3. Recomendações. 4. *Design*. I. Título.

Elaborado por Elena Luzia Palloni Gonçalves – CRB 8/4464

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: **BARTIRA RODRIGUES GUERRA**

Título da dissertação: " Análise dos programas de PSA brasileiros frente às boas práticas de gestão ambiental recomendadas internacionalmente"

Data da defesa: 17/02/2020

Comissão Julgadora

Resultado

Prof. Associado **Victor Eduardo Lima Ranieri (Orientador)**

APROVADA

(Escola de Engenharia de São Carlos – EESC/USP)

Dr^a. **Maria José Brito Zakia**

APROVADA

(Praxis Assessoria Socioambiental)

Dr. **Eduardo Humberto Ditt**

APROVADA

(Instituto de Pesquisas Ecológicas – IPÊ)

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental:

Prof. Associado **Frederico Fabio Mauad**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Titular **Murilo Araujo Romero**

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Abdon e Rosângela, pelo amor e apoio em toda e qualquer situação.

À minha avó Yvete, por todo o carinho.

Ao Artur, pelo amor, cuidado e parceria em tudo.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Victor Eduardo Lima Ranieri, pela orientação, paciência, confiança e contribuição para o meu crescimento pessoal e profissional.

Ao Eduardo Humberto Ditt e à Maria José Zakia pelas valiosas contribuições nas bancas de qualificação e defesa.

Aos amigos do LABSIG, Carol, Gabriela, Gabrielle, Lauro, Lígia, Lucas, Márcio, Rhennan, Moema, Stella e Taísa, pela companhia, apoio e contribuições importantes para esta pesquisa. Em especial à Carol, Stella e Gabriela, pelo carinho e momentos compartilhados.

Aos amigos que São Carlos me proporcionou, em especial à Ana Carla, Ana Letícia, Carol e Laís, pelo companheirismo e momentos vividos.

Aos amigos de Aracaju, em especial à Juliane, Márcio, Marianna, Paulo Henrique, Priscila, Raissa, Shalana e Vitória, que mesmo distantes fisicamente, continuam presentes na minha vida.

Aos companheiros da Associação dos Pós-graduandos da USP, pelos debates enriquecedores e companhia de luta.

À Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo financiamento concedido durante esse período de pesquisa.

À Universidade de São Paulo (USP), à Escola de Engenharia de São Carlos (EESC), ao Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais (CRHEA) e ao Programa de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental (PPG-SEA), pela infraestrutura fornecida, essencial para o desenvolvimento dessa pesquisa.

À todos que contribuíram, direta ou indiretamente, para o desenvolvimento dessa pesquisa.

“Ser forte não significa exercitar os músculos. Significa encontrar seu próprio brilho sem fugir, vivendo ativamente com a natureza selvagem de uma maneira própria. Significa ser capaz de aprender, ser capaz de defender o que sabemos. Significa manter-se e viver”

Clarissa Pinkola Estes (2014)

Mulheres que correm com os lobos: mitos e histórias do arquétipo da mulher selvagem.

RESUMO

GUERRA, B. R. **Análise dos programas de PSA brasileiros frente às boas práticas de gestão ambiental recomendadas internacionalmente.** 2020. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2020.

O Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) tem atraído a atenção dos tomadores de decisão pela capacidade do instrumento de incentivar a mudança de comportamento dos proprietários de terra visando ao alcance da conservação dos serviços ecossistêmicos (SE), de forma associada a interesses econômicos. Esse instrumento pode ser aplicado em diversos contextos culturais, sociais e econômicos, variando em relação à escala de implementação (e.g. local, regional ou nacional), ao serviço envolvido (e.g. água, carbono, paisagem, biodiversidade, múltiplos), e ao tipo de financiamento (público, privado ou misto). Dessa forma, para obter uma maior organização das informações acerca das características de *design* desse instrumento e oferecer recomendações aos tomadores de decisão na área da política ambiental, esta pesquisa teve por objetivo analisar como os programas de PSA estão sendo estruturados e implementados no Brasil frente às boas práticas de gestão ambiental recomendadas internacionalmente para este instrumento. Para tanto, a metodologia foi dividida em três etapas. A primeira etapa correspondeu à identificação e seleção das boas práticas de gestão ambiental para PSA recomendadas na literatura internacional. Nesse momento, utilizou-se do método de Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS) para coletar e sistematizar as boas práticas recomendadas na literatura internacional para o sucesso dos programas de PSA. Essas boas práticas foram organizadas em seis categorias preestabelecidas: (i) Arranjo institucional; (ii) Pagamentos; (iii) Tipo de adesão; (iv) Definição de áreas elegíveis/prioritárias; (v) Condicionalidade; (vi) Cobenefícios. A segunda etapa, por sua vez, correspondeu ao processo de seleção dos programas de PSA brasileiros e à coleta de informações sobre as características dos mesmos. Tais informações foram coletadas, por meio da elaboração e da aplicação de questionários. A terceira etapa correspondeu à avaliação dos programas brasileiros selecionados perante as boas práticas recomendadas internacionalmente. Nesse momento, foi realizada uma comparação das respostas dos questionários aplicados com as boas práticas encontradas na RBS, a fim de avaliar o alinhamento dos programas brasileiros com essas boas práticas. Os resultados mostraram que, dentre as boas práticas identificadas na RBS, as mais citadas foram aquelas enquadradas na categoria arranjo institucional (n=121; 32,9%), seguidas pelas categorias definição de áreas elegíveis/prioritárias (n=78; 21,2%), condicionalidade (n=54; 14,7%), pagamentos (n=52; 14,1%), tipo de adesão (n=49; 13,3%) e cobenefícios (n=14; 3,8%). A partir das respostas

dos questionários, foi possível concluir que os programas de PSA analisados apresentam um maior alinhamento com as boas práticas “monitoramento da prestação do SE ou de seus proxies”, “direitos de propriedade claramente identificados”, “adesão voluntária”, “serviços ambientais bem definidos” e “segmentação espacial”. Por outro lado, as respostas mostraram que boas práticas como “pagamentos maiores que os custos de provisão”, “contratos flexíveis e/ou adaptáveis”, “sancionamento do descumprimento da prestação do SE ou atividade prevista no contrato” e “transparência das informações no contrato” ainda não foram totalmente incorporadas pelos programas. Essa discussão, inserida no contexto brasileiro, possibilitou a demonstração da aplicabilidade dos resultados da RBS e de como estes têm o potencial de contribuir para o planejamento, tanto de programas de PSA que estão em funcionamento, quanto de programas futuros.

Palavras-chave: Pagamento por serviços ambientais. Boas práticas. Recomendações. *Design*.

ABSTRACT

GUERRA, B. R. **Brazilians PES programs analysis according to internationally recommended environmental management best practices. 2020.** Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2020.

Payment for Environmental Services (PES) has attracted the decision makers' attention due to its capability of encouraging landowners' behavior change in an effort to achieve the conservation of ecosystem services (ES) associated with economic interests. This instrument can be applied in a variety of cultural, social and economic contexts, varying regarding to the scale of implementation (e.g. local, regional or national), the service involved (e.g. water, carbon, landscape, biodiversity, multiple), and the way it is funded (public, private or mixed). In order to better organize the information related to design characteristics of this instrument and provide recommendations to environmental policy decision makers, this research aimed to analyze how PES programs are being structured and implemented in Brazil according to internationally recommended best practices of environmental management for this instrument. For this purpose, the methodology was divided into three stages. The first stage corresponded to the identification and selection of best practices of environmental management for PES recommended in the international literature. At this moment, it was used the Systematic Bibliographic Review (SBR) method to collect and systematize the best practices recommended in the international literature focusing on PES programs success. These best practices were organized into six pre-established categories: (i) institutional arrangement; (ii) payments; (iii) type of adhesion; (iv) definition of eligible/priority areas; (v) conditionality; (vi) cobenefits. The second stage, in turn, corresponded to the selection process of Brazilian PES programs and the collection of information about their characteristics. Such information were collected through the elaboration and application of questionnaires. The third stage corresponded to the evaluation of the Brazilian programs features according to internationally recommended best practices. Thus, a comparison between the questionnaires responses and the best practices identified in SBR was made in order to evaluate the alignment of the Brazilian programs with these best practices. The results showed that, according to best practices identified in the SBR, the most cited ones were those grouped in institutional arrangement category (n = 121; 32.9%), followed by definition of eligible/priority areas (n = 78; 21; 2%), conditionality (n = 54; 14.7%), payments (n = 52; 14.1%), type of adhesion (n = 49; 13.3%) and co-benefits (n = 14; 3, 8%) categories. From the responses of the questionnaires, it was possible to conclude that the analyzed programs have a greater

alignment with the best practices “monitoring of the ES provision or its proxies”, “clearly identified property rights”, “voluntary transaction”, “well-defined environmental services” and “spatial targeting”. On the other hand, these responses show that best practices such as “higher payments than provision costs”, “flexible and/or adaptable contracts”, “sanctioning non-compliance with the ES provision or contract activity” and “transparency of contract information” have not yet been fully incorporated by programs. This discussion applied in the Brazilian context allowed us to demonstrate the applicability of SBR results and their potential to contribute to the planning of current and future PES programs.

Keywords: Payment for environmental services. Best practices. Recommendations. Design.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama das etapas para o desenvolvimento da RBS desta pesquisa.	38
Figura 2. Distribuição dos documentos encontrados conforme ano de publicação.	45
Figura 3. Distribuição dos estudos de caso por país/continente.	47
Figura 4. Categoria de análise dos estudos analisados.	49
Figura 5. Tipo de SE envolvido nos estudos.	50
Figura 6. Panorama dos resultados das categorias de boas práticas.	60
Figura 7. Boas práticas referentes à categoria arranjo institucional.	61
Figura 8. Boas práticas referentes à categoria pagamentos.	67
Figura 9. Boas práticas referentes à categoria tipo de adesão.	69
Figura 10. Boas práticas referentes à categoria condicionalidade.	77
Figura 11. Boas práticas referentes à categoria cobenefícios.	80
Figura 12. Respostas do questionário com relação à categoria definição de áreas prioritárias.	87
Figura 13. Respostas do questionário com relação à categoria tipo de adesão.	89
Figura 14. Respostas do questionário com relação à categoria pagamentos.	91
Figura 15. Respostas do questionário com relação à categoria condicionalidade.	93
Figura 16. Respostas do questionário com relação à categoria arranjo institucional.	96
Figura 17. Respostas do questionário com relação à categoria cobenefícios.	97
Figura 18. Exemplo de resposta dos contatos feitos.	103
Figura 19. Exemplo de resposta dos contatos feitos.	104
Figura 20. Exemplo de contato sem resposta.	104

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Principais definições encontradas na literatura para Pagamentos por Serviços Ambientais após Wunder (2005).....	24
Quadro 2. Fatores essenciais para a estruturação do design de um esquema de PSA.....	32
Quadro 3. Termos de busca utilizados neste trabalho.....	39
Quadro 4. Nomes dos periódicos encontrados na RBS e número de publicações analisadas em cada um deles.....	43
Quadro 5. Enquadramento dos países dos estudos de caso encontrados na RBS quanto ao seu desenvolvimento.....	48
Quadro 6. Categorização das boas práticas e recomendações para programas de PSA encontradas na literatura internacional.....	51
Quadro 7. Avaliação dos programas com relação a ¼ das boas práticas encontradas na RBS.....	101

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	17
2.	REFERENCIAL TEÓRICO	21
	<i>2.1. Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA)</i>	<i>21</i>
	<i>2.2. O PSA no Brasil e no mundo</i>	<i>27</i>
	<i>2.3. As “boas práticas” e o PSA: recomendações de design para o instrumento econômico</i>	<i>30</i>
3.	OBJETIVOS	35
	<i>3.1. Objetivo geral</i>	<i>35</i>
	<i>3.2. Objetivos específicos</i>	<i>35</i>
4.	ETAPA I: IDENTIFICAÇÃO E SELEÇÃO DAS BOAS PRÁTICAS DE GESTÃO AMBIENTAL PARA PSA, RECOMENDADAS NA LITERATURA INTERNACIONAL	37
	<i>4.1. MATERIAIS E MÉTODOS: ETAPA I</i>	<i>37</i>
	<i>4.1.1. Planejamento para a pesquisa</i>	<i>38</i>
	<i>4.1.2. Condução da pesquisa</i>	<i>39</i>
	<i>4.1.3. Análise e interpretação</i>	<i>41</i>
	<i>4.1.4. Síntese e disseminação dos resultados</i>	<i>41</i>
	<i>4.2. RESULTADOS E DISCUSSÕES: ETAPA II</i>	<i>42</i>
	<i>4.2.1. Síntese das informações sobre as boas práticas encontradas na literatura internacional</i>	<i>58</i>
5.	ETAPA II: COLETA DE INFORMAÇÕES SOBRE AS CARACTERÍSTICAS DOS PROGRAMAS DE PSA DO BRASIL	83

5.1.	MATERIAIS E MÉTODOS: ETAPA II	83
5.2.	RESULTADOS E DISCUSSÕES: ETAPA II	84
6.	ETAPA III: AVALIAÇÃO DOS PROGRAMAS DE PSA BRASILEIROS PERANTE AS BOAS PRÁTICAS INTERNACIONAIS E RECOMENDAÇÕES DE <i>DESIGN</i>	99
6.1.	MATERIAIS E MÉTODOS: ETAPA III	99
6.2.	RESULTADOS E DISCUSSÕES: ETAPA III	99
6.2.1.	<i>Questionários não respondidos</i>	102
7.	CONCLUSÕES	105
8.	RECOMENDAÇÕES	107
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	108
	ANEXOS	123
	APÊNDICES	125

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

Os ecossistemas fornecem uma infinidade de serviços ecossistêmicos (SE) essenciais ao bem-estar humano, independentemente de seu uso, demanda, gozo ou valor, dentro de uma sociedade (SÁNCHEZ, 2015; SATTLER; MATZDORF, 2013). É nesse contexto que as ações humanas estão interconectadas com a dinâmica dos ecossistemas e dos ciclos biogeoquímicos mais amplos, de forma que as atividades humanas em um local são capazes de influenciar as condições de pessoas em outros lugares (VATN, 2010).

A pressão dessas atividades antrópicas (e.g. agricultura, industrialização, urbanização, etc.) sobre os ecossistemas está desestabilizando os limites da natureza em relação à sua resiliência, o que reflete em consequências já visíveis (e.g. perda de biodiversidade, mudanças na qualidade da água e mudanças climáticas) (ROCKSTRÖM et al., 2009; VATN, 2010).

De acordo o estabelecido no artigo 225 da Constituição Federal do Brasil (CF), “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações” (BRASIL, 1988). Dessa forma, com o objetivo de fazer cumprir esse direito constitucional, um conjunto de normas que configuram a proteção ambiental foi criado e as políticas públicas a este relacionadas podem ser aplicadas por meio de duas estratégias, baseadas em instrumentos da política ambiental: (i) o uso de ações de comando e controle e (ii) a utilização de instrumentos econômicos (NUSDEO, 2006).

Bulte et al. (2008b) ressaltam que apesar dos instrumentos de comando e controle serem frequentemente utilizados para corrigir problemas ambientais e serem considerados razoavelmente fáceis de implementar, estes podem ser bastante ineficientes. Diante disso, os instrumentos econômicos representam uma estratégia complementar aos tradicionais mecanismos de comando e controle e que buscam aperfeiçoar o desempenho da gestão e da sustentabilidade ambiental, influenciando o comportamento dos agentes econômicos e corrigindo as falhas de mercado (BRASIL, 2019).

A aplicação dos instrumentos econômicos na área de gestão ambiental avançou nos últimos anos em todo o mundo (YOUNG; BAKKER, 2015). Nesse sentido, várias políticas de remuneração e também relacionadas ao mercado obtiveram destaque para incentivar os administradores de terras a mudarem de comportamento (BULTE et al., 2008a). Assim, um dos instrumentos econômicos que está atraindo cada vez mais o interesse como um mecanismo para melhorar a conservação e alcançar resultados de desenvolvimento

sustentável é o pagamento por serviços ecossistêmicos (MARTIN-ORTEGA; OJEA; ROUX, 2013).

Tais pagamentos por serviços ecossistêmicos, também conhecidos como pagamentos por serviços ambientais ou apenas PSA, são definidos por Wunder (2015) como (i) transações voluntárias, (ii) entre usuários do serviço e (iii) prestadores do serviço, (iv) que dependem de regras acordadas de gestão de recursos naturais, (v) para gerar serviços externos positivos.

O PSA aparece como uma inovação política que visa solucionar os impasses de conservação ambiental de forma mais efetiva (BULTE et al., 2008b), e é frequentemente apresentado como um substituto para as medidas de comando e controle (WUNDER; ALBÁN, 2008). Em contrapartida, há quem defenda que os programas de PSA não são uma panaceia, mas sim, uma das muitas ferramentas que podem ser utilizadas (CHINANGWA; GASPARATOS; SAITO, 2017; MURADIAN et al., 2013; WUNDER, 2013). Nessa perspectiva, portanto, o PSA pode ser aplicado como um complemento dos mecanismos ambientais de comando e de controle existentes (BULTE et al., 2008b).

O instrumento PSA pode ser estruturado e implementado de diversas formas. Em relação ao serviço negociado nos programas, Wunder (2007) apresentou quatro principais tipos: (i) sequestro e armazenamento de carbono, (ii) proteção da biodiversidade, (iii) proteção de bacias hidrográficas e (iv) proteção da beleza da paisagem. Os programas de PSA podem ser implementados, também, por meio de diversos arranjos institucionais existentes entre governos, empresas, doadores multilaterais, comunidades e indivíduos (FERRARO; KISS, 2002), podendo ser classificados como privados ou públicos (WUNDER et al., 2018), como também podem se apresentar em diferentes recortes, com estudos em micro ou macro escalas (FLETCHER; BÜSCHER, 2017).

Como a criação de programas de PSA é visivelmente complexa e demorada para que ocorra uma evolução, o contexto em que são aplicados podem trazer desafios e problemas, por conta, por exemplo, de legislações conflitantes ou de capacidades institucionais insuficientes (SATTLER et al., 2013). Nesse sentido, diversos autores apontam que, para a estruturação de um programa de PSA, é importante a avaliação e consideração do contexto político no qual os programas nasceram e se desenvolveram (e.g. LUNDBERG et al., 2018; MURADIAN et al., 2013; SÁNCHEZ, 2015; WUNDER, 2013). Da mesma forma, estudos também recomendam a preocupação com os contextos socioeconômico (e.g. BREMER et al., 2014; ENGEL, 2016; GUTIÉRREZ RODRÍGUEZ et al., 2015; SÁNCHEZ, 2015), biofísico (e.g. BREMER et al., 2014; SÁNCHEZ, 2015), ecológico (e.g. ENGEL, 2016), institucional (e.g. MURADIAN et al., 2013; SÁNCHEZ, 2015), sociocultural (e.g. MURADIAN et al.,

2013), econômico e geográfico (e.g. LUNDBERG et al., 2018), sob os quais as transações de PSA ocorrem.

Diante disso, Pascual et al. (2014) apontam que essas complexidades não apenas devem ser reconhecidas, como também devem ser integradas no *design* do PSA, que exige uma customização de acordo com o contexto em que o programa está inserido para, assim, obter o máximo impacto na conservação (LUNDBERG et al., 2018; WUNDER et al., 2018). Porém, esse fato não descarta a possibilidade de que recomendações gerais de boas práticas no desenho e implementação desse instrumento possam ser apresentadas, utilizando-se de evidências empíricas (WUNDER et al., 2018).

No Brasil, mesmo diante das complexidades apresentadas e dificuldades existentes em relação à falta de uma base legal nacional que dê diretrizes de implementação e gestão de PSA², a expansão do interesse no instrumento tem gerado um crescente número de políticas públicas dessa natureza em âmbito regional e local (BRASIL, 2017). Tal fato pode ser justificado pela independência e capacidade plena dos estados e municípios, no que diz respeito ao estabelecimento de normas legais sobre esse tema (BRASIL, 2017).

Nesse contexto, percebe-se a importância de uma análise, a priori, de quão eficientes são as experiências de PSA existentes e da relação entre as motivações para a prestação de serviços ambientais antes e depois da introdução do PSA (WUNDER, 2007). A avaliação de políticas no geral e das políticas recém-estabelecidas (e.g. PSA), em particular, desempenha um papel crítico no fornecimento de um *feedback* essencial para seus desenvolvimentos (PHAM et al., 2015).

Diante disso, estudar as experiências de implementação e *design* de PSA junto às recomendações de boas práticas, torna-se importante para os esquemas mais novos, uma vez que os responsáveis por esses programas podem ter acesso a informações relevantes para evitar a repetição de algumas características apontadas por outros implementadores no passado, como não viáveis para alcançar os objetivos de um programa de PSA (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016). Portanto, avaliar os programas de PSA no Brasil, quanto ao seu design, faz-se importante para a geração de informações sobre tais experiências, que servirão para o aprimoramento tanto dos programas atuais, quanto dos que ainda estão por vir.

Esta pesquisa visa estudar a maneira como os programas de PSA estão sendo estruturados e implementados no Brasil, de forma a compará-los com as boas práticas de

² Existe um projeto de lei (PL 312/15) em tramitação no Congresso Nacional que visa à criação da Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA). Essa PL foi aprovada pelo Plenário da Câmara dos Deputados em setembro de 2019. Mais informações em: <<https://www.camara.leg.br/noticias/579925-camara-aprova-projeto-que-preve-pagamento-por-servicos-ambientais/>>.

gestão ambiental, recomendadas internacionalmente para o instrumento. Os resultados têm potencial para indicar pontos fortes e deficiências nos programas de PSA existentes, o que pode ajudar a aprimorá-los, visto que podem ser fornecidas informações que auxiliarão nas decisões de gestores e responsáveis por programas de PSA em todo o mundo.

Dessa forma, embora existam trabalhos na literatura voltados a estudar os fatores ou características essenciais na composição e na implementação de um programa de PSA de sucesso (e. g. ENGEL, 2016; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; SATTLER et al., 2013; WUNDER et al., 2018), não foram encontrados estudos voltados para a avaliação dos programas de PSA brasileiros da maneira e com o recorte propostos nesta pesquisa. Além disso, são identificadas lacunas críticas de informações no modo como as experiências de programas de PSA são relatadas na literatura, o que limita a compreensão sobre esses e pode dificultar a avaliação e o *design* futuro de novas experiências (MARTIN-ORTEGA; OJEA; ROUX, 2013).

Nesse contexto, o presente trabalho pretende compilar as informações disponíveis sobre recomendações e boas práticas de gestão ambiental para programas de PSA, buscando facilitar o acesso a essa informação para tomadores de decisão de tais programas. Este estudo também analisa alguns casos de PSA no Brasil, visando identificar divergências ou compatibilidades perante as boas práticas descritas para esse instrumento na literatura internacional.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. *Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA)*

O termo “serviços ecossistêmicos” teve origem, segundo Gómez-Baggethun et al. (2010), no final da década de 1970, quando foi proposto o enquadramento utilitário de funções benéficas do ecossistema, com o intuito de aumentar o interesse público na conservação da biodiversidade. A partir de então, estudos englobando essa temática começaram a ser desenvolvidos.

Costanza et al. (1997, p. 1, tradução nossa) referem-se aos serviços ecossistêmicos (SE) como “bens, como alimentos, e serviços, como assimilação de resíduos, que representam os benefícios que as populações humanas obtêm, direta ou indiretamente, das funções do ecossistema”³. No referido artigo, os autores apresentam uma proposta de valoração econômica dos SE do planeta, pois acreditam que se os serviços contribuem para o bem-estar humano, estes, portanto, representam parte do valor econômico total do planeta.

O estudo de Costanza et al. (1997), sobre o valor do capital natural global e dos serviços ecossistêmicos, foi um marco na incorporação dos serviços ecossistêmicos em pesquisas científicas, haja vista que os resultados apresentados causaram um alto impacto no desenvolvimento da ciência e na formulação de políticas (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010). Tal impacto é perceptível tanto com relação ao surgimento de ideias opostas, quanto na ascensão do interesse no desenvolvimento e na utilização de estudos sobre essa temática (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010).

No entanto, a significância desse conceito ganhou evidência a partir da publicação da *Millennium Ecosystem Assessment (MEA)*, considerada a primeira iniciativa de destaque nesse tema, que mobilizou entre 2001 e 2005 mais de 1.300 cientistas (FISHER; TURNER; MORLING, 2009; MEA, 2005). O objetivo dessa iniciativa foi reunir as bases científicas para avaliar as consequências de alterações dos ecossistemas sobre o bem-estar humano, a fim de aumentar a conservação e o uso sustentável dos recursos provenientes dos mesmos (MEA, 2005).

A *Millennium Ecosystem Assessment* apresenta Serviços Ecossistêmicos (SE) como os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas, categorizando-os da seguinte forma: (i) serviços de fornecimento (e.g. alimentos, água, madeira e fibra); (ii) serviços reguladores (e.g.

³ Definição original de serviços ecossistêmicos por Costanza et al. (1997): “*Ecosystem goods (such as food) and services (such as waste assimilation) represent the benefits human populations derive, directly or indirectly, from ecosystem functions*”.

influenciadores do clima, inundações, doenças, resíduos e qualidade da água); (iii) serviços culturais (e.g. proporcionadores de benefícios recreativos, estéticos e espirituais) e; (iv) serviços de apoio (e.g. aqueles ligados à formação do solo, fotossíntese e ciclagem de nutrientes) (MEA, 2005).

Os serviços ecossistêmicos também são responsáveis pela manutenção da fertilidade e controle da erosão dos solos, proteção da biodiversidade, armazenamento de carbono, purificação da água e uma vasta gama de serviços culturais (BRASIL, 2017; IUCN, 2018). Apesar da relevância ecológica, cultural e econômica desses serviços, os ecossistemas que os sustentam ainda estão sendo degradados e perdidos, uma vez que a sua importância para o bem-estar humano ainda é subestimada e não totalmente reconhecida no cotidiano de planejamento e de tomada de decisão (IUCN, 2018).

O estabelecimento do termo serviços ecossistêmicos na agenda de políticas, no início dos anos 2000, ocorreu de forma paralela à crescente promoção do instrumento econômico PSA (SATTLER; MATZDORF, 2013). Nessa lógica, o conceito de SE evoluiu ao longo do tempo e contribuiu para promover a ideia de avaliação monetária dos SE, enquadrando preocupações ecológicas em termos econômicos e enfatizando a importância econômica dos ecossistemas (SATTLER; MATZDORF, 2013).

De acordo com Suhardiman et al. (2013), os programas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) foram bem-sucedidos ao destacar os papéis importantes dos serviços ecossistêmicos na tomada de decisões econômicas. À vista disso, Reis Neto, Silva e Araújo (2018) mencionam o PSA como uma das principais ferramentas desenvolvidas pela economia ambiental para concretizar a ideia de internalização dos valores da natureza na função da produção capitalista.

O debate acerca da definição desse instrumento tem chamado a atenção em diversas partes do mundo (DERISSEN; LATACZ-LOHMANN, 2013). Em relação à origem do termo “Pagamentos por Serviços Ambientais”, existem autores que apontam os Estados Unidos como o país pioneiro na implementação de um programa de PSA (nacional), em 1985 (e.g. WUNDER et al., 2009), enquanto outros afirmam que este instrumento originou-se na América Latina, mais especificamente na Costa Rica, na década de 1990 (e.g. DERISSEN; LATACZ-LOHMANN, 2013; ROSENDAL; SCHEI, 2014; SATTLER; MATZDORF, 2013). Assim, desde a década de 1990, o termo “Pagamento por Serviços Ambientais” tem sido comumente utilizado para designar instrumentos que recompensam agentes geradores de serviços ecossistêmicos, pelas externalidades positivas de suas ações (SHELLEY, 2011). Tais externalidades positivas estão no centro das discussões do PSA e trata-se de uma mudança de

perspectiva de como o agente responsável por uma determinada ação é visto, este deixa de ser definido como o poluidor e passa a ser um fornecedor, em potencial, de serviços com consequências positivas para o meio ambiente e para quem deles possa usufruir (VAN HECKEN; BASTIAENSEN, 2010).

O PSA busca internalizar as externalidades positivas, ou seja, os benefícios de terceiros, gerados pelos sistemas naturais, os quais são mantidos por meio de incentivos que apoiam comportamentos sustentáveis dos proprietários de terras (SALZMAN et al., 2018).

Alguns autores referem-se a esse instrumento com o termo pagamentos por serviços ambientais (e. g. ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; FLETCHER; BÜSCHER, 2017; SOMMERVILLE; MILNER-GULLAND; JONES, 2011; WUNDER, 2015), outros preferem utilizar o termo pagamentos por serviços ecossistêmicos (e. g. ADHIKARI; BOAG, 2013; GRIMA et al., 2016; JACKA; KOUSKYA; SIMSA, 2008). Bulte et al. (2008b) apontam que a designação pagamentos por serviços ecossistêmicos é utilizada, quando a ênfase dada está no aprimoramento dos serviços da “natureza”, enquanto a designação pagamentos por serviços ambientais é aplicada, quando também estão incluídos resultados fornecidos pelo ambiente construído.

Isso nos remete a uma reflexão acerca da diferença entre as terminologias serviços ambientais e serviços ecossistêmicos. De acordo com Muradian et al. (2010), os serviços ambientais são os benefícios associados a diferentes tipos de ecossistemas, gerenciados ativamente pelo ser humano (e.g. práticas agrícolas sustentáveis, paisagens rurais), enquanto os serviços ecossistêmicos são os benefícios gerados pelos ecossistemas naturais. Apesar dessas diferenças, os serviços ambientais e ecossistêmicos são frequentemente aplicados como sinônimos na literatura (MURADIAN et al., 2010) e, nesse sentido, acredita-se que essa diferença seja mínima, dependendo do objetivo do estudo (WUNDER, 2005). Portanto, para esta pesquisa, os termos pagamentos por serviços ambientais e pagamentos por serviços ecossistêmicos serão considerados como sinônimos.

Uma definição amplamente utilizada na literatura para PSA é a apresentada por Wunder (2005), em que o autor definia PSA como sendo programas de transação voluntária, com serviços ecossistêmicos bem definidos e comercializáveis apenas na presença de, no mínimo, um comprador e um vendedor. Wunder (2005) enfatizou, também, a necessidade da existência obrigatória da condicionalidade em todo esse processo, cujo princípio consiste em monitorar o cumprimento da prestação do serviço ambiental e em sancionar a não conformidade detectada (WUNDER et al., 2018).

A definição de Wunder (2005) foi frequentemente julgada como restrita, uma vez que os críticos defendiam que poucas situações reais iriam satisfazer os critérios estabelecidos por tal definição (WUNDER, 2015). De acordo com Martin-Ortega e Waylen (2018), essas críticas aconteceram em decorrência do desejo de inclusão de outras iniciativas semelhantes, sendo estas autodeclaradas como PSA ou não.

Nesse contexto, foram propostas várias definições para o instrumento econômico PSA, algumas das quais podem ser conferidas no Quadro 1.

Quadro 1. Principais definições encontradas na literatura para Pagamentos por Serviços Ambientais após Wunder (2005).

REFERÊNCIA	SIGLA	DEFINIÇÃO
Van Noordwijk et al. (2007)	CRES	“ <i>Compensation and reward for environmental services</i> ” são mecanismos voluntários de compensação e de recompensa, realistas e na presença de condicionalidade e têm como prioridade o alcance da equidade social, priorizando os mais pobres.
Swallow et al. (2009)	CRES	“ <i>Compensation and reward for environmental services</i> ” são acordos contratuais e acordos negociados entre administradores de ecossistemas, serviços ambientais beneficiários, ou intermediários, com a finalidade de aumentar, manter, realocar ou compensar os danos causados aos serviços ambientais.
Sommerville, Jones e Milner-Gulland (2009)	PSA	Trata-se de incentivos positivos que acontecem na presença de condicionalidade e de adicionalidade, considerando as diversas possibilidades de arranjo operacional entre fornecedores e compradores.
Muradian et al. (2010)	PSA	Consiste em uma transferência de recursos entre os atores sociais, que visa criar incentivos para alinhar decisões individuais e/ou coletivas de uso da terra, com o interesse social na gestão de recursos naturais.
Karsenty (2011)	PSA	Refere-se ao pagamento a um agente por serviços prestados a outros agentes (onde quer que estejam no espaço e no tempo), por meio de uma ação deliberada destinada a reservar, restaurar ou aumentar um serviço ambiental, a partir de um acordo entre as partes.
Shelley (2011)	CRESS	“ <i>Compensation and Rewards for Ecosystem Service Stewardship</i> ” são mecanismos de compensação e de recompensa pela gestão de serviços ecossistêmicos, partindo da premissa de que os seres humanos facilitam a geração de serviços ecossistêmicos, por meio da gestão dos ativos naturais relacionados, então, exige-se compensação por uma administração deficiente e oferecem-se recompensas por uma boa administração, e não pelos próprios serviços

		ecossistêmicos diretamente
Porras et al. (2008;2012)	PSA	Trata-se de uma transação na qual um fornecedor ou vendedor do serviço ecossistêmico está respondendo à oferta de compensação de um único ou de múltiplos beneficiários (e.g. ONG, entidade privada, governo local ou central) e/ou de um beneficiário separado do vendedor, que não seja uma entidade central governamental. A compensação está condicionada às práticas de gestão do solo, especificadas pelo programa, e o componente voluntário só é anexado ao lado da oferta da transação, na medida em que o fornecedor "voluntariamente" entra no contrato.
Tacconi (2012)	PSA	Refere-se a um sistema transparente para a prestação de serviços ambientais para provedores voluntários, na presença de características como adicionalidade e condicionalidade.

Fonte: Adaptado de Wunder (2015).

Mais tarde, em revisão da sua própria definição de PSA, Wunder (2015) continuou apresentando o termo pagamentos como sendo o melhor e mais genérico a ser empregado, já que alguns tipos de recompensas, compensações e incentivos devem estar incluídos nesse termo.

Isto posto, Wunder (2015) redefiniu o PSA como um instrumento baseado em (i) transações voluntárias, (ii) entre usuários do serviço e (iii) prestadores do serviço, (iv) que dependem de regras acordadas de gestão de recursos naturais, (v) para gerar serviços externos positivos. Essa conexão do PSA com as externalidades ambientais positivas foi uma modificação visível desta definição.

Ainda, para o autor, a definição de PSA vai além de uma discussão por nomenclatura. O mais importante, segundo ele, é que essa definição seja capaz de distinguir efetivamente o PSA de outros tipos de incentivos ambientais positivos, com os quais o PSA poderia ser facilmente confundido.

À vista disso, Wunder (2007) classifica os programas de PSA em dois tipos: (i) programas genuínos de PSA, em referência àqueles que cumprem todos os critérios estabelecidos pelo autor em sua definição, e os (ii) programas “semelhantes ao PSA”, que são aqueles que preenchem a maioria, mas não todos os critérios. O autor ainda enfatiza que, em seus estudos anteriores, nenhum dos programas de PSA analisados contemplava todos os critérios descritos para serem considerados genuinamente PSA, porém muitos deles, ainda assim, eram tidos como programas de PSA (WUNDER, 2007).

Com uma visão parecida, Engel (2016) aponta que os programas similares a PSA assemelham-se a um subsídio ambiental, em que os pagamentos são feitos por uma agência governamental, a partir de taxas de uso vinculadas ou fundos fiscais gerais (e.g. pagamentos agroambientais na Europa), enquanto os PSA “genuínos” seriam o resultado de uma negociação direta entre os beneficiários do SE e os prestadores destes. Porém, segundo o autor supracitado, muitos esquemas já existentes apresentam-se de forma híbrida, com uma mistura destes dois tipos de PSA.

Para Sattler e Matzdorf (2013), a ideia do PSA está intimamente ligada ao teorema de *Coase*, que se baseia em negociações privadas que ocorrem diretamente entre as partes afetadas, independentemente da alocação inicial dos direitos de propriedade (SATTLER; MATZDORF, 2013).

As oposições a essa ideia fizeram com que o conceito de PSA fosse posteriormente ampliado para certos tipos de intervenções governamentais que podem ser contados como mecanismos “semelhantes” ao PSA (SATTLER; MATZDORF, 2013) e, de acordo com Kerr, Vardhan e Jindal (2014), as experiências de programas considerados como semelhantes ao PSA estão se espalhando rapidamente.

O fato de programas não originalmente projetados como PSA terem sido reinterpretados ou “re-rotulados” como tal, na literatura subsequente, introduz um ruído significativo em relação ao que os acadêmicos entendem como PSA e ao que os profissionais realmente aplicam na prática (MARTIN-ORTEGA; OJEA; ROUX, 2013).

A ampliação da definição e o crescente interesse pelo instrumento podem ter influenciado no surgimento de algumas dificuldades e de vulnerabilidades em programas de PSA. Para Wunder et al. (2018), o conhecimento acerca das ineficiências existentes no projeto e na implementação de programas de PSA pode fazer com que ocorram pressões políticas para o aprimoramento desses quesitos, o que, na melhor das hipóteses, também pode auxiliar em uma melhora da compreensão do potencial desse instrumento.

Um ponto vulnerável, crítico e mais difícil de ser cumprido no tocante ao funcionamento de programas de PSA é a condicionalidade, apesar de ser considerada uma característica central no *design* desses (SOMMERVILLE; MILNER-GULLAND; JONES, 2011; WUNDER, 2007, 2013; WUNDER; ALBÁN, 2008; WUNDER et al., 2018).

Entretanto, as dificuldades em relação à condicionalidade não são as únicas enfrentadas. A preocupação com a equidade social e a dificuldade que alguns países têm de destinar recursos financeiros para implementação de PSA foram apontadas por Wunder et al. (2018) como exemplos de vulnerabilidades que esses programas enfrentam. Nesse estudo, os

autores demonstraram que países desenvolvidos costumam seguir as boas práticas propostas para o PSA em maior proporção em relação aos países em desenvolvimento, o que é justificado pelo acesso mais fácil aos recursos financeiros pelos primeiros.

Wunder et al. (2018) destacam, ainda, o fato de o PSA ser um instrumento dispendioso como um dos potenciais motivos para a dificuldade de sua implementação, devido ao seu *design* (i.e. modelo, ou composição da estrutura) sofisticado e à necessidade de monitoramento.

Salzman et al. (2018) também apontam um outro fator de vulnerabilidade de programas de PSA: a dificuldade de se conseguir incentivos para serviços ecossistêmicos, quando os benefícios destes não são imediatos, diretos ou de fácil assimilação por parte da população (e.g. carbono e biodiversidade). Os autores também comentaram sobre a dificuldade de se incluir alguns valores na conta das externalidades positivas dos esquemas de PSA, como os valores de existência e de opção (SALZMAN et al., 2018).

Diante dessas discussões, percebe-se que projetar instrumentos capazes de proteger a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, dos quais as sociedades humanas dependem fundamentalmente, representa um dos maiores desafios políticos do Antropoceno (PASCUAL et al., 2014). Com isso, apesar de os programas de PSA serem cada vez mais populares para promover a conservação (BULTE et al., 2008a), eles são instrumentos políticos complexos, que podem ser complementares (i.e., utilizados sinergicamente em combinações de políticas ambientais), se cuidadosamente projetados e implementados em contextos apropriados (BÖRNER et al., 2017).

2.2. O PSA no Brasil e no mundo

O Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) tornou-se uma abordagem popular para combater a degradação ambiental e tem atraído cada vez mais a atenção tanto dos países desenvolvidos quanto daqueles em desenvolvimento (BULTE et al., 2008b; ENGEL, 2016). As discussões sobre o PSA estão tomando proporções globais e o instrumento tem sido considerado promissor para a gestão ambiental em diferentes escalas (PASCUAL et al., 2014; WUNDER et al., 2009).

É importante ressaltar que a maioria dos programas pioneiros de PSA no mundo foi estabelecida em âmbito local, apesar da também implementação em âmbito nacional (WUNDER et al., 2009). Nesse sentido, existem exemplos importantes de programas em escala macro, como o projeto Risemp, que foi o primeiro programa de PSA a incluir três

países na América Latina (i.e. Colômbia, Costa Rica e Nicarágua), onde o pagamento é relacionado aos serviços de biodiversidade e carbono, a partir da associação destes com o uso de solo (WUNDER et al., 2009).

Ainda no contexto internacional, o PSA aparece adicionalmente como um instrumento de gestão territorial, além de seus objetivos de conservação dos SE, atuando como formulador de diretrizes de zoneamento municipal de uso e de ocupação do solo (BRASIL, 2017). Um exemplo bem conhecido dessa aplicação é a cidade de Nova York (NY), nos Estados Unidos, onde o programa de PSA implementado obteve êxito e se tornou uma referência em termos tecnológicos e políticos de um planejamento bem-sucedido de desenvolvimento urbano (PIRES, 2004). Tal programa de PSA de NY baseia-se em um acordo assinado entre os gestores da cidade e a comunidade, que concede o pagamento por serviços ambientais prestados aos agricultores, a fim de alcançar a conservação da bacia hidrográfica que abastece a cidade de Nova York, o que poupa o município de gastos maiores com o tratamento dos recursos hídricos (GROLLEAU; MCCANN, 2012).

Outro exemplo, destaque na literatura internacional, é o programa de conversão de terras em declive na China⁴. Considerada por Yin et al. (2014), como a maior iniciativa de pagamento por serviços ecossistêmicos do mundo em desenvolvimento, esse programa subsidia famílias para restaurar áreas de cultivo marginais e outros campos degradados na China.

O Programa Colaborativo na Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal em Países em Desenvolvimento das Nações Unidas (REDD), que foi posteriormente transformado em REDD+, é uma outra experiência globalmente aplicada (SATTLER; MATZDORF, 2013). Esses programas consistem em pagamentos de acordo com o nível real das reduções de emissões do país, o qual deve tomar medidas corretivas para reduzir as taxas atuais ou previstas de desmatamento e de degradação florestal (MAXTON-LEE, 2018; SAITO-JENSEN; RUTT; CHHETRI, 2014). O REDD+ vai um passo além do modelo básico, reconhecendo atividades de conservação, por seu papel na redução das emissões de carbono (MAXTON-LEE, 2018). A percepção da necessidade de redução das emissões do desmatamento e da degradação florestal e, ao mesmo tempo, da remoção de gases do efeito estufa pelas florestas, fortaleceu os incentivos para as ações de implementação desse mecanismo (UNFCCC, 2009). Nesse sentido, grande parte do diálogo internacional sobre o REDD+ concentra-se em estratégias para promover os sistemas nacionais de contabilidade de

⁴ *China's Sloping Land Conversion Program* em inglês.

carbono, com receitas de carbono utilizadas para alavancar os governos nacionais e mudar as políticas de uso da terra e das florestas (POFFENBERGER, 2015).

No Brasil, a expansão de políticas públicas ligadas ao PSA tem sido uma realidade, acompanhando as tendências internacionais de utilização deste e de outros instrumentos econômicos na gestão ambiental (BRASIL, 2017). Nesse contexto, os projetos de PSA que têm maior abrangência no Brasil são os baseados em políticas públicas, como o Programa Bolsa Verde, em Minas Gerais, o Programa ProdutorES de Água, no Espírito Santo, o Programa Mina D'água, em São Paulo, e o Projeto Produtores de Água, em Extrema (MG) (BRASIL, 2011). Esses programas induziram fortemente sistemas de PSA-Água na região da Mata Atlântica no país (BRASIL, 2011).

O programa Produtores de Água em Extrema, Minas Gerais, considerado pioneiro e um dos mais conhecidos no contexto brasileiro, é um exemplo de PSA aplicado para reforçar e apoiar condutas que se adequem a uma lei já vigente, uma vez que o programa paga a produtores rurais, para que eles permitam que áreas de preservação permanente (APPs), localizadas em suas propriedades, sejam restauradas (BRASIL, 2011). Fruto da inspiração nas experiências dessa iniciativa de Extrema, o projeto Bolsa Verde, de Minas Gerais, insere-se no âmbito das políticas estaduais, com incentivos para a conservação dos recursos hídricos (BRASIL, 2011).

O projeto ProdutorES de Água, por sua vez, tem como objetivo dar início ao processo de implantação do mecanismo de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) no estado do Espírito Santo, por meio do reconhecimento e da compensação financeira a proprietários rurais que possuem remanescentes de floresta nativa em áreas estratégicas para os recursos hídricos (BRASIL, 2011).

O PSA no estado de São Paulo foi instituído como um dos instrumentos do Programa de Remanescentes Florestais (PRF), que é parte da Política Estadual de Mudanças Climáticas (PEMC), instituída pela Lei Estadual 13.798/2009 (BRASIL, 2011). Este programa relaciona as agendas de mudanças climáticas e a conservação da biodiversidade e da água (BRASIL, 2011). Dentro desse contexto, foi implementado o Projeto Mina d'Água, que tem como objetivo a proteção e a recuperação de nascentes em mananciais de abastecimento público (BRASIL, 2011). No estado de São Paulo, o Programa Mina D'água foi a primeira iniciativa de PSA-Água no âmbito estadual (BRASIL, 2011).

A região metropolitana de São Paulo, por sua vez, também possui uma reserva de recursos para PSA desde 2011, por meio do Fundo Especial do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (FEMA). E, a partir de 2014, com a promulgação do Plano Diretor Estratégico do

Município, foi definido que 10% dos recursos pertencentes ao FEMA devem ser canalizados para PSA (BRASIL, 2017).

Tendo em vista agora a Amazônia brasileira, outro bioma importante que vem sendo degradado no Brasil, dois programas de PSA se destacam, são eles: o programa Proambiente (nacional); e o programa Bolsa Floresta (estadual) (WUNDER et al., 2009). O primeiro contempla vários SE e realiza o pagamento por desmatamento evitado e práticas agrícolas, enquanto o segundo contempla os SE carbono e biodiversidade e tem como objetivo principal reduzir as emissões causadas pelo desmatamento (WUNDER et al., 2009).

O conhecimento sobre essas e outras experiências de programas de PSA no mundo é importante pois, de acordo Suich et al. (2017), a comparação entre programas de PSA é um meio útil para tirar lições das experiências dos mesmos. Seguindo essa linha, Wunder et al. (2018), a partir de análises globais de programas de PSA, preveem incentivos maiores no futuro, para que esses programas utilizem, de forma cada vez mais eficiente, o dinheiro que é investido neles. Dessa forma, espera-se que haja uma maior compreensão do potencial desse instrumento econômico no alcance de uma conservação eficiente.

2.3. As “boas práticas” e o PSA: recomendações de design para o instrumento econômico

O termo “boas práticas” originou-se em 1911 e tem seu significado relacionado a um método, passível de execução, eleito como a melhor forma de se realizar alguma atividade (CHABELI; MALESELA; NOLTE, 2017). Esse conceito inspirou estudiosos e serviu de base para a definição das melhores práticas em diversas áreas, o que tornou as boas práticas uma linguagem mundial, utilizada por diversos profissionais (CHABELI; MALESELA; NOLTE, 2017). A expressão “boas práticas” também é encontrada na literatura, como sinônimo de “melhores práticas”, por ser derivada do inglês “*best practices*”, muito utilizada nas publicações internacionais (CAMPOS, 2010).

Estudos sobre boas práticas são aplicados em variados setores, como, por exemplo, na promoção de uma urbanização sustentável (OCHOA et al., 2018; TAN et al., 2017), na geração de energia (DEL RÍO, 2017; HANEY; POLLITT, 2011), no setor empresarial (BATLE; ORFILA-SINTES; MOON, 2018), na área da saúde (MULLEN et al., 2018; REVELL, 2015; SLAVC et al., 2018) e na área acadêmica/de ensino (GHONIM; EWEDA, 2018; SALIU; HAJRULLAI, 2016; WOO; O’BOYLE; SPECTOR, 2017).

“Boas práticas” geralmente refere-se à melhor forma possível de fazer alguma coisa (FRIEDMAN et al., 2007). Essa expressão é vista como uma maneira de construir

sistematicamente abordagens eficazes para qualquer questão, examinando experiências e processos existentes, coletando, analisando e utilizando essas informações para reformular as recomendações, a fim de que elas sejam acessíveis a todos os envolvidos (CHABELI; MALESELA; NOLTE, 2017; FRIEDMAN et al., 2007).

A literatura contempla um campo vasto de aplicações de estudos em que há uma comparação de atividades e suas boas práticas, como no caso apresentado por Gálvez-Martos et al. (2018). Estes autores vinculam os princípios básicos do gerenciamento de resíduos de construção e de demolição com as melhores práticas recomendadas nesta área e enfatizam que a implementação das boas práticas, listadas no estudo, melhoraria a eficiência dos recursos e diminuiria o impacto ambiental da atividade (GÁLVEZ-MARTOS et al., 2018).

Outro trabalho que trata da comparação de atividades e suas boas práticas poder ser visto em Ochoa et al. (2018), que estudam as boas práticas relacionadas à urbanização sustentável. No referido estudo, os autores avaliam uma grande amostra de boas práticas na área para ajudar a identificar tendências, fatores de sucesso e padrões ocultos na formulação e na aplicação das estratégias que determinaram o sucesso da urbanização sustentável (OCHOA et al., 2018).

A aplicação de boas práticas também é bastante comum na área médica. A importância da aplicação nesse campo pode ser justificada devido ao fato de a revisão da literatura científica existente ser um recurso valioso para a seleção de boas práticas no setor para, assim, esclarecer controvérsias clínicas (GUPTA et al., 2018).

Situação semelhante ocorre também em áreas relacionadas à política ambiental, em que estão inseridos os instrumentos econômicos (e.g. PSA). Diante do crescente interesse no instrumento PSA, como um mecanismo para melhorar a conservação e alcançar resultados de desenvolvimento sustentável (MARTIN-ORTEGA; OJEA; ROUX, 2013), percebe-se a necessidade de métricas para avaliar a eficácia dos projetos atuais e determinar os melhores, bem como as condições facilitadoras para os futuros programas (GOLDMAN-BENNER et al., 2012).

Nesse sentido, estudar as experiências de implementação e *design* de PSA existentes, podendo extrair daí recomendações de boas práticas, torna-se relevante para os programas mais novos. Isso ocorre, porque o estudo e a observação de tais experiências podem evitar a repetição de algumas características apontadas como não viáveis para alcançar os objetivos de um programa de PSA (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016). De acordo com Jacka, Kouskya e Simsa (2008), projetos novos de PSA só serão capazes de serem otimizados, a partir dos sucessos e fracassos de seus predecessores.

Para Engel, Pagiola e Wunder (2008), os programas de PSA diferem entre si em relação a várias características de *design*, isso pode refletir em diferenças na prestação de serviços e em interferências no contexto social, econômico ou político. Os autores ainda afirmam que as características de *design* dos programas de PSA podem influenciar diretamente na sua implementação (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008). Esse fato faz do planejamento e da estruturação dos programas de PSA uma tarefa complexa (ENGEL, 2016), a qual deve ser feita a partir de uma compreensão cuidadosa dos contextos em que estão inseridos tais programas.

Um PSA estruturado de forma planejada pode ser uma solução eficiente para corrigir falhas de mercado; do contrário, pode levar ao desperdício de recursos financeiros e a resultados ambientais ou sociais potencialmente adversos (BÖRNER et al., 2017).

O crescente interesse na determinação de componentes desejáveis de *design* do PSA justifica-se pelos benefícios que essa aplicação pode favorecer para uma maior eficiência do instrumento. Diante dos elementos de *design* do PSA presentes na literatura, a segmentação espacial, a diferenciação de pagamento e a presença de condicionalidade aparecem em destaque como componentes-chave do PSA (e. g. ENGEL, 2016; EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; SATTLER et al., 2013; WUNDER et al., 2018), apresentados como essenciais para a implementação de programas de PSA para que estes apresentem alguma adicionalidade (Quadro 2). A adicionalidade é considerada um critério-chave para o PSA e corresponde ao grau de sucesso de um programa em aumentar a provisão de serviços ambientais em comparação com um cenário sem PSA (WUNDER et al., 2009).

Quadro 2. Fatores essenciais para a estruturação do *design* de um esquema de PSA.

FATORES ESSENCIAIS DE DESIGN DO PSA	DEFINIÇÃO
Segmentação Espacial	Representa a priorização de áreas com alta relevância, como <i>hotspots</i> de alta intensidade e de ameaça dos serviços ecossistêmicos (SE). Nessa prática, são utilizados filtros espaciais pré-identificados, para dar um foco maior a áreas com ganhos potencialmente altos de SE (e.g. <i>hotspots</i> de biodiversidade) e de alta alavancagem (e.g. <i>hotspots</i> de desmatamento atual), com chance de aumentar a diferença ambiental.

Diferenciação de pagamento	Significa a aplicação de custos variáveis para provedores de serviços ecossistêmicos. Os implementadores de PSA devem variar as ofertas de pagamento em relação à heterogeneidade do serviço e aos custos de oportunidade existentes. Por exemplo, proprietários de terra com solos mais férteis ou mais próximos de áreas agrícolas podem solicitar compensações mais altas para cobrir seus custos de oportunidade.
Grau de condicionalidade	Representa os esforços combinados do implementador para monitorar e sancionar o descumprimento da ação. É importante salientar que os programas de PSA que aplicam a condicionalidade, tenderão a ter um melhor desempenho em relação aos seus resultados ambientais.

Fonte: Adaptado de Wunder et al. (2018) e Ezzine-de-Blas et al. (2016).

Wunder et al. (2018) trazem uma discussão interessante acerca dos princípios de *design* desejáveis para programas de PSA e suas aplicações em escala global. Nesse estudo, os autores constatarem que a segmentação espacial e a diferenciação de pagamentos são princípios de *design* importantes, porém, estão sendo apenas parcialmente aplicados na prática. Com relação ao princípio da condicionalidade, tido como o mais importante pelos autores, raramente está sendo implementado (WUNDER et al., 2018).

Na literatura, estudos apontam também para outros componentes de *design*, cuja presença é importante em programas de PSA, além dos já apresentados. SATTLER et al. (2013), por exemplo, consideram como características relacionadas ao sucesso de um programa de PSA, o envolvimento de intermediários (principalmente da sociedade civil), o envolvimento de atores estatais (na maioria das vezes, como compradores, mas também como intermediários), a existência de efeitos colaterais positivos (e.g. benefícios ecológicos, sociais ou institucionais), o tempo de contrato longo e os acordos voluntários. Além desses, fatores como: avaliar a disposição dos prestadores de SE para participar (e.g. KOSOY; CORBERA; BROWN, 2008; PISTORIUS et al., 2012; YIN et al., 2019); esclarecer sobre o direito de propriedade (e.g. MEYER et al., 2015; SOLAZZO; JONES; COOPER, 2015; WUNDER, 2013); e a existência de pagamentos maiores que os custos de provisão dos prestadores de SE (e.g. ENGEL, 2016; FORTMANN et al., 2016; WUNDER, 2013), dentre outros, são exemplos apontados como indicadores de sucesso de programas de PSA na literatura.

A maioria das experiências de PSA não obedecem rigorosamente a essa estrutura discutida como “boas práticas” recomendadas, problema este que pode ter ligação com a diversidade de contextos em que o PSA pode estar inserido (MURADIAN et al., 2010). De acordo com as análises desenvolvidas por Ezzine-de-Blas et al. (2016), há indicações de que,

após o controle de fatores contextuais, a aplicação das melhores práticas no desenho dos programas de PSA possa agregar valor aos resultados ambientais dos mesmos. Nesse sentido, Wunder et al. (2018) afirmam que um *design* de PSA exige uma customização de acordo com o contexto em que o programa está inserido. Porém, segundo os autores, recomendações de boas práticas no *design* e na implementação de PSA podem ser apresentadas, utilizando-se de evidências empíricas. À vista disso, a probabilidade de que todas as metas potenciais para as políticas de PSA sejam alcançadas dependerá das características de *design* e do contexto no qual ele é implementado (JACKA; KOUSKYA; SIMSA, 2008).

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

Analisar como os programas de PSA estão sendo estruturados e implementados no Brasil frente às boas práticas de gestão ambiental recomendadas internacionalmente para este instrumento.

3.2. Objetivos específicos

- 1) Identificar as boas práticas recomendadas na literatura internacional sobre o PSA.
- 2) Compilar e disponibilizar as informações das boas práticas de *design* de PSA.
- 3) Identificar as boas práticas incorporadas nos programas de PSA brasileiros.

4. ETAPA I: IDENTIFICAÇÃO E SELEÇÃO DAS BOAS PRÁTICAS DE GESTÃO AMBIENTAL PARA PSA, RECOMENDADAS NA LITERATURA INTERNACIONAL

4.1. MATERIAIS E MÉTODOS: ETAPA I

Nesta seção, estão descritos os métodos utilizados para atingir os objetivos específicos 1 e 2, ou seja, os procedimentos para identificar as boas práticas recomendadas na literatura internacional sobre PSA e, posteriormente, compilar e disponibilizar essas informações.

Para a identificação e seleção das boas práticas ligadas à gestão ambiental para programas de PSA, aplicou-se o método de Revisão Bibliográfica Sistemática – RBS. Uma Revisão Bibliográfica Sistemática é, segundo Pati e Lorusso (2018), uma forma consistente de coletar, avaliar criticamente, integrar e apresentar descobertas de vários estudos sobre um assunto de interesse, abordando temas como qualidade, viés, replicabilidade e credibilidade.

O recurso RBS oferece um nível mais amplo e exato de compreensão do que uma tradicional revisão da literatura e é uma ferramenta poderosa que visa fornecer resumos abrangentes e passíveis de reprodução, com evidências importantes para orientar decisões políticas (BILOTTA; MILNER; BOYD, 2014; PATI; LORUSSO, 2018).

A RBS é um método já estabelecido, com o qual se coleta, avalia-se criticamente e sintetiza-se todas as evidências disponíveis relevantes para um tema (COLLABORATION FOR ENVIRONMENTAL EVIDENCE - CEE, 2018). Essa metodologia, muito utilizada na área da saúde (i.e. *Cochrane Collaboration*) (GUPTA et al., 2018), também conta com sua versão adaptada para a aplicação em estudos na área da gestão ambiental. O CEE, por meio de pesquisas, adaptou as metodologias existentes e desenvolveu diretrizes específicas para a aplicação da RBS na gestão ambiental, de acordo com os tipos de dados e desenhos de estudos que prevalecem na pesquisa ambiental (CEE, 2018).

As etapas para a realização da RBS, nesta pesquisa, seguiram as recomendações dispostas no *Guidelines and Standards for Evidence Synthesis in Environmental Management*, versão 5.0, da CEE (2018), que podem ser estratificadas basicamente em quatro processos: (i) planejamento para a pesquisa, (ii) condução da pesquisa, (iii) análise e interpretação e (iv) síntese e disseminação dos resultados (Figura 1). A seguir, esses processos serão apresentados detalhadamente.

Figura 1. Diagrama das etapas para o desenvolvimento da RBS desta pesquisa.

Fonte: Adaptado da CEE (2018).

4.1.1. Planejamento para a pesquisa

O processo de planejamento dessa revisão iniciou-se com a definição de uma pergunta norteadora. De acordo com o CEE (2018), a questão abordada em uma RBS normalmente surge de uma preocupação, de um desafio, de um conflito ou de uma decisão que precisa ser tomada. Tais questões são fundamentais para informar sobre as melhores evidências disponíveis aos tomadores de decisão (CEE, 2018). No contexto dos objetivos pretendidos nesta pesquisa, foi definida a seguinte pergunta norteadora: “*Quais as boas práticas recomendadas na literatura internacional para o êxito de esquemas de PSA?*”.

A partir desta questão norteadora, foi iniciado um processo de teste dos termos de busca. Termos iniciais (i. e. palavras-chave dentro do tema) foram inseridos nas duas principais plataformas de pesquisa científica na área da engenharia: *Sci Verse Scopus* e *Thomson Reuters Web of Science*. Os resultados passaram por uma avaliação preliminar, com o intuito de identificar a relevância dos materiais capturados na busca, podendo ocorrer o descarte de termos que trouxessem publicações de outras áreas que não a ambiental ou o acréscimo de novos termos que fossem identificados como relevantes encontrados, por exemplo, nos títulos, resumos ou palavras-chave das publicações capturadas. Dessa forma, alguns termos foram sendo acrescentados e outros retirados, até que os termos finais fossem definidos. A definição dos termos finais de busca ocorreu, quando os pesquisadores entenderam que os resultados alcançados supririam os objetivos desta etapa, com base na aceitabilidade do desempenho desses termos e de seus resultados, levando em conta o tempo disponível para a realização dessa atividade, como o disposto pelo CEE (2018).

O desenvolvimento de um protocolo de orientação da RBS também está previsto nesta fase do trabalho. Nesse processo, o CEE registra a intenção dos autores de contribuir com

uma síntese de evidências, a partir da apresentação de um protocolo e do fornecimento de materiais suplementares (CEE, 2018). Tal protocolo não foi elaborado concomitantemente ao desenvolvimento da dissertação, porém, informações estabelecidas e sugeridas pelo guia foram incorporadas no decorrer deste trabalho.

4.1.2. Condução da pesquisa

A condução da pesquisa foi baseada na aplicação dos termos de busca, definidos na etapa de planejamento, assim como na especificação dos critérios de elegibilidade dos documentos capturados na busca (CEE, 2018; PULLIN; STEWART, 2006).

É importante que as buscas sejam suficientemente rigorosas e amplas para que todos os estudos elegíveis para inclusão sejam identificados (PULLIN; STEWART, 2006). Nesse sentido, depois de alguns testes previstos na etapa de planejamento, os termos de busca foram definidos (Quadro 3). Esses termos foram submetidos às plataformas de pesquisa científica *Sci Verse Scopus* e *Thomson Reuters Web of Science* no dia 24 de fevereiro de 2019, quando os dados para esta pesquisa foram coletados.

Quadro 3. Termos de busca utilizados neste trabalho.

payment* for environmental servisse*	A N D	best practice*
		OR
		good practice*
		OR
		design principle*
		OR
		guideline*
		OR
		best design
		OR
		design process
		OR
		design rule*
		OR
		design characteristic*
		OR
OR		effective design
		OR
		draw*
		OR
		scope
		OR
payment* for ecosystem servisse*		recommentadation*
		OR
		OR

		arrangement*
		OR
		structure
		OR
		fundamental principle*
		OR
		good organization
		OR
		design of PES

Fonte: Elaborado pela autora.

O operador booleano “OR” é empregado, quando se pretende incluir na busca termos que podem ser encontrados como sinônimos ou com significados parecidos. Dessa forma, o resultado traz documentos que contenham um ou outro termo, não necessariamente os dois juntos. Enquanto o operador “AND” é empregado, quando o sentido da busca é interligar dois ou mais termos, de forma que o resultado contenha documentos com os dois ou mais termos conjuntamente. O (*) aplicado ao final de algumas palavras permitiu a inclusão na busca de flexões (e.g. plurais) das mesmas.

A triagem desses resultados foi realizada de acordo com os critérios de busca e de elegibilidade escolhidos, com base no objetivo desta pesquisa. Os artigos resultantes da busca passaram pelo primeiro filtro nas próprias plataformas científicas, relacionados aos seguintes critérios: (i) tipo de documento e (ii) idioma. Assim, foram filtrados documentos do tipo artigo e de revisão, que estivessem no idioma inglês, português ou espanhol. Os resultados dessa busca foram tratados com o auxílio de um gerenciador de referências (*Zotero*, versão 5.0.77), no qual os resultados de ambas as plataformas foram comparados e os arquivos duplicados foram excluídos. O segundo e terceiro filtro seguiram os critérios estabelecidos para seleção do conteúdo do artigo.

No segundo filtro, foram avaliados o título e o resumo desses artigos, incluindo apenas os que: (i) traziam no conteúdo informações sobre as características de *design* de um programa de PSA; (ii) tratavam de boas práticas e recomendações de características de programas de PSA; (iii) traziam informações relacionados à estruturação do PSA ou às características essenciais para compor um PSA de sucesso. Artigos sobre os quais havia dúvida quanto à relevância foram, a princípio, incluídos para leitura do texto integral.

No terceiro filtro, os artigos selecionados até então foram analisados na íntegra, utilizando-se dos mesmos critérios de elegibilidade citados na etapa anterior. Nessa etapa, os trechos dos textos que tratavam sobre as recomendações de boas práticas para programas de PSA foram coletados e organizados com o auxílio do *software Excel*.

4.1.3. Análise e interpretação

Nesta etapa, a extração de dados dos artigos que passaram na triagem de texto completo seguiu um protocolo de codificação, e análises quantitativas e qualitativas dos dados extraídos foram conduzidas. A técnica aplicada nesta pesquisa para a coleta das informações inseridas nos textos dos documentos foi a análise de conteúdo baseada em Bardin (2011). Essa técnica se vale da análise de materiais que não receberam ainda um tratamento analítico ou que podem ser reelaborados de acordo com os objetivos da pesquisa (GIL, 2008).

Portanto, faz-se necessário definir indicadores no texto que sirvam de base para a análise de conteúdo (BARDIN, 2011). Nesta pesquisa, indicadores são palavras ou frases contidas no corpo dos documentos que relatam sobre as boas práticas de gestão ambiental ou recomendações sobre a estruturação dos programas de PSA. Os documentos analisados neste trabalho foram codificados e as palavras e frases encontradas no corpo dos textos foram categorizadas, seguindo as necessidades descritas por Bardin (2011). Foram estabelecidas previamente (a priori) as seguintes categorias para enquadrar as boas práticas de gestão ambiental de programas de PSA encontradas: (i) Arranjo institucional; (ii) Pagamentos; (iii) Tipo de adesão; (iv) Definição de áreas elegíveis/prioritárias; (v) Condicionalidade; (vi) Cobenefícios. É possível que um documento contenha uma ou mais palavras ou frases que podem se enquadrar em mais de uma dessas categorias estabelecidas.

4.1.4. Síntese e disseminação dos resultados

Finalmente, um relatório narrativo apresenta, em síntese, as conclusões da RBS. Nessa fase, os resultados encontrados, tanto na triagem (título, resumo e texto completo) quanto na análise de conteúdo, serão apresentados em blocos para uma melhor organização e categorização dos mesmos.

Dessa maneira, os resultados dessa RBS serão organizados e apresentados, com o auxílio da estatística descritiva, da seguinte forma: (i) nome do periódico, (ii) ano de publicação, (iii) tipologia do artigo, (iv) país onde o estudo de caso foi desenvolvido, quando aplicável, (v) categoria de análise dos dados, (vi) tipo de serviço ecossistêmico envolvido e, por fim, (vii) as boas práticas recomendadas na literatura internacional, classificadas conforme as categorias pré-estabelecidas.

A classificação quanto à tipologia do artigo deu-se em duas categorias:

- a) Estudo de caso: categoria que englobou trabalhos que tratavam sobre estudos de caso aplicados a programas de PSA específicos em regiões, estados, países ou continentes de forma delimitada.
- b) Teórico: categoria que englobou trabalhos focados em aspectos teóricos do instrumento PSA e/ou apresentou discussões baseadas em dados secundários, sem a coleta de dados e análise de casos específicos.

As categorias de análise utilizadas nos artigos, por sua vez, foram classificadas da seguinte forma:

- a) Qualitativa: Procedimento mais intuitivo, maleável e adaptável, que recorre a indicadores e frequências susceptíveis de permitir inferências (e.g. a presença ou a ausência) (BARDIN, 2011).
- b) Quantitativa: Procedimento que se utiliza de dados descritivos por meio de um método estatístico, podendo ser caracterizado como sistemático, mais objetivo, fiel e exato, uma vez que a observação é mais bem controlada (BARDIN, 2011).
- c) Mista: Quando procedimentos quantitativos e qualitativos são empregados.

4.2. RESULTADOS E DISCUSSÕES: ETAPA I

A partir dos termos de busca adotados, foram encontrados nas duas plataformas de pesquisa científica um total de 306 estudos, já excluídos os duplicados (i. e., capturados em ambas as plataformas). Desses 306 artigos, foram selecionados 158 (51,63%), a partir da leitura de títulos e resumos, de acordo com os critérios de elegibilidade estabelecidos. A leitura dos textos completos acabou por excluir 54 desses artigos, resultando em 103 artigos selecionados para análise (33% do total de artigos, originalmente capturados nas plataformas de busca).

Como mencionado na metodologia, dos 103 artigos foram coletados dados referentes a: (i) nome do periódico, (ii) ano de publicação, (iii) tipologia do artigo, (iv) país onde o estudo de caso foi desenvolvido, quando aplicável, (v) categoria de análise dos dados, (vi) tipo de serviço ecossistêmico envolvido e, por fim, (vii) as boas práticas recomendadas na literatura internacional, classificadas conforme as categorias pré-estabelecidas.

Nome do periódico

Os documentos analisados encontravam-se indexados em 59 revistas e jornais científicos (Quadro 4). A revista *Ecological Economics* foi a que concentrou o maior número de artigos selecionados para análise (n=18; 17,47% do total). Esse resultado converge para o apresentado por Grima et al. (2016), com relação às escolhas de canais de publicação sobre PSA na América Latina.

Em segundo lugar aparece a revista *Ecosystem Services*, com 9 publicações (8,74% do total). O alinhamento entre os temas dos artigos e a linha editorial das revistas em questão, perceptível pelos próprios títulos das revistas, pode ter influenciado na escolha dos autores.

Como pode ser visto no Quadro 4, das revistas e jornais encontrados 4 (6,78%) publicam artigos em português, 3 (5,08%) em espanhol e 52 (88,13%) em inglês. Este resultado não surpreende, dado que, como é comum em muitas áreas da ciência, a maior parte da divulgação dos resultados científicos atualmente é feita no idioma inglês. Di Bitetti e Ferreras (2017) testaram a hipótese de que publicações no idioma inglês são mais visíveis e citadas e realmente constataram que estas publicações têm um número maior de citações que aquelas em outros idiomas. Os autores relacionaram essa constatação ao fato de as publicações no idioma inglês serem acessíveis a um público maior de pessoas no mundo. Assim, Di Bitetti e Ferreras (2017) demonstram que o idioma em que um artigo científico é escrito afeta sua probabilidade de citação e pode refletir indiretamente no impacto que este artigo tem na comunidade científica.

Quadro 4. Nomes dos periódicos encontrados na RBS e número de publicações analisadas em cada um deles.

PERIÓDICOS	NÚMERO DE ARTIGOS
Ecology and Society	1
Environmental Science and Policy	
Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America	
Southeast Asian Studies	
World Academy of Science, Engineering and Technology	
World Development	
Sustainability Science	
Tropical Conservation Science	
USDA Forest Service - General Technical Report PNW-GTR	
Revista Brasileira de Políticas Públicas	
Revista de Economia e Sociologia Rural	
Sapiens	

Local Environment	
Marine Policy	
Natural Resources Forum	
Nature Conservation	
Nature Sustainability	
Journal of Applied Ecology	
Journal of Cleaner Production	
Journal of Contemporary Asia	
Journal of Environmental Management	
Journal of Environmental Planning and Management	
Journal of Environmental Studies and Sciences	
Journal of International Development	
Journal of Peasant Studies	
Global Environmental Change	
Habitat International	1
Human Ecology	
International Forestry Review	
International Journal of the Commons	
Environment and Planning A	
Environment, Development and Sustainability	
Environmental and Resource Economics	
Conservation Letters	
Cuadernos Geograficos	
Current Opinion in Environmental Sustainability	
Ecologia Austral	
BioScience	
Climate and Development	
Conservation and Society	
Agricultural Systems	
Ambiente y Desarrollo	
Annals of the American Association of Geographers	
Biological Conservation	
Conservation Biology	
Environmental Conservation	
Forests	
Geoforum	
International Review of Environmental and Resource Economics	2
PLoS ONE	
Revista Ambiente e Água	
Veredas do Direito	
Sustainability (Suíça)	
Society and Natural Resources	
ORYX	3
Forest Policy and Economics	
Land Use Policy	5

Ecosystem Services	9
Ecological Economics	18

Fonte: Elaborado pela autora.

Ano de publicação

Na Figura 2 observa-se que 2015 foi o ano com maior número de publicações encontradas (n=15), seguido pelos anos de 2018 (n=13) e 2014 (n=11). Os anos de 2005, 2007 e 2009 apresentaram os menores números de publicação (n=1 cada). Vale ressaltar que, para o ano de 2019, foram avaliados os documentos publicados até a data de coleta desses dados (i.e., 24 de fevereiro de 2019).

Apesar de as discussões acerca da eficiência e eficácia do PSA serem apontadas como cada vez mais numerosas e frequentes (e.g. OBENG; AGUILAR; MCCANN, 2018), os dados apresentados aqui não demonstram uma clara tendência desse crescimento em números. Pode-se observar, no entanto, uma tendência de estabilidade de publicações desde o ano de 2008, com alguns anos mais atípicos para cima (e.g. 2015), e para baixo (e.g. 2009).

Figura 2. Distribuição dos documentos encontrados conforme ano de publicação.

Fonte: Elaborado pela autora.

Tipologia do artigo

Pode-se perceber, ao analisar os artigos resultantes da RBS, uma maior concentração de trabalhos do tipo “estudos de caso” (n=76; 73,8%), enquanto os trabalhos do tipo “teórico” englobaram 26,2% do total (n=27). Uma reflexão importante a partir desse resultado é que as

boas práticas encontradas nos artigos que se utilizaram de estudos de caso, eventualmente, podem ser específicas para tais contextos e isso pode dificultar a extrapolação dessas práticas para outros casos. Por outro lado, em estudos tidos como teóricos, as boas práticas identificadas podem servir de exemplo para contextos diversos. Em outras palavras, pode haver dificuldades em se aplicar boas práticas de contextos muito específicos em contextos diferentes. Pode-se citar, como exemplo, o estudo de Bremer et al. (2014), no qual foi avaliado como e se um programa de PSA voltado para as pastagens andinas equatorianas tem o potencial de contribuir para os meios de subsistência locais e gestão sustentável de recursos. Enquanto em estudos como o de Engel, Pagiola e Wunder (2008), aparecem discussões sobre a definição, o escopo, as principais dimensões e características de *design* e eficácia de programas de PSA.

País/continente do estudo de caso, quando aplicável

Nessa categoria, foram identificadas 60 situações (78,95%) em que a localização do(s) estudo(s) de caso referiam-se a um único país e 16 situações (21,05%) em que o locais dos estudos de caso referiam-se a múltiplos países. A distribuição geográfica das pesquisas de PSA aqui apresentada (Figura 3), ou seja, os países ou continentes, onde estavam localizados os estudos de caso analisados nos artigos capturados na RBS, levou em consideração apenas as 60 situações nas quais o(s) estudo(s) de caso referiam-se a um único país.

Esses resultados enfatizam a importância da China e do Brasil, como os países com mais artigos baseados em estudos de caso (n=9 cada; 11,84%). Considerado por Chen et al. (2015), como o maior programa de PSA do governo chinês e um dos maiores programas de PSA do mundo, o *China's Sloping Land Conversion Program* (SLCP) pode ser um grande propulsor do desenvolvimento de estudos no país. Yin et al. (2014) consideram esse programa, que subsidia famílias para restaurar áreas de cultivo marginais e outros campos degradados, como a maior iniciativa de pagamento por serviços ecossistêmicos dentre os países em desenvolvimento. Com relação ao Brasil, projetos de pagamento por serviços ambientais vêm se difundindo rapidamente no país (BRASIL, 2011). Desde 2005, os programas brasileiros de PSA estão ganhando força, a partir da iniciativa pioneira do município de Extrema (Minas Gerais) e do programa Produtor de Águas, capitaneado pela Agência Nacional das Águas (ANA) (GODECKE; HUPFFER; CHAVES, 2014).

Pode-se observar que a maioria dos países onde foram aplicados estudos de caso são considerados países em desenvolvimento⁵ (n=50; 86,84%), com a incidência de apenas 10 casos (13,16%) localizados em países desenvolvidos. Esses dados corroboram os resultados apresentados por Schomers e Matzdorf (2013), que identificaram que a maioria das publicações sobre PSA refere-se a países em desenvolvimento, particularmente na Ásia, América Latina ou África.

Figura 3. Distribuição dos estudos de caso por país/continente.

DISTRIBUIÇÃO DOS ESTUDOS DE CASO POR PAÍS/CONTINENTE

Fonte: Elaborado pela autora.

⁵ De acordo com a classificação adotada pelo Fundo Monetário Internacional (FMI), agência das Nações Unidas.

Quadro 5. Enquadramento dos países dos estudos de caso, encontrados na RBS, quanto ao seu desenvolvimento.

Economias avançadas	Economias emergentes e em desenvolvimento
Estados Unidos Alemanha Austrália Holanda Espanha Finlândia	Brasil China México Indonésia Equador Nepal Madagascar Costa Rica Argentina África Camboja Quênia Tailândia Taiwan Tanzânia Vietnã Zimbábue Malawi Índia Chile Colômbia

Fonte: Adaptado de Wassermann (2010).

Categoria de análise de dados

A Figura 4 ilustra a forma como as três categorias de análise se apresentaram nessa RBS. Pode-se observar que houve uma predominância de estudos que utilizaram a abordagem qualitativa (n=62; 60,2%) para análise dos dados. Os estudos restantes usaram a abordagem mista, ou seja, metodologias tanto qualitativas quanto quantitativas (n=34; 33,0%), ou a abordagem quantitativa (n=7; 6,8%).

De acordo com Gil (2008), essa predominância ocorre em pesquisas definidas como, por exemplo, estudos de campo e estudos de caso, em que os procedimentos analíticos são predominantemente de natureza qualitativa. Pode-se identificar, assim, uma harmonia com os resultados obtidos com relação à tipologia dos artigos analisados, nos quais foram detectados 76 artigos (73,8%) que tratavam de “estudos de caso”, em conformidade com a afirmação de Gil (2008).

Figura 4. Categoria de análise dos estudos analisados.

Fonte: Elaborado pela autora.

Tipo de serviço ecossistêmico envolvido

Os serviços ecossistêmicos discutidos nos artigos da RBS foram classificados em 5 tipos: (i) carbono, (ii) água, (iii) biodiversidade, (iv) múltiplos e (vi) não especificado. O termo “múltiplos” corresponde aos artigos que tratavam de mais de um serviço ecossistêmico (e.g. água, carbono, biodiversidade, dentre outros.) de forma associada. Já, os artigos que não continham referência ao tipo de serviço ecossistêmico, no geral os teóricos, esse serviço foi classificado como “não especificado”.

Pode-se observar, a partir da Figura 5, que os artigos que tratam de serviços múltiplos (n=44; 42,7%) apresentam-se em maioria, seguidos por artigos com seus serviços classificados como não especificados (n=20; 19,4%). Dentre os passíveis de identificação, destaca-se o carbono (n=1; 16,5%), seguido pelos serviços água (n=15; 14,6%) e biodiversidade (n=7; 6,8%). A predominância de artigos sobre programas de PSA focados em múltiplos serviços coincide com a crescente demanda (e.g. de setores privados, públicos ou de políticas internacionais (ENGEL, 2016)) por programas que abordem mais de um serviço, mas não é possível afirmar, a partir dos dados aqui encontrados, que exista uma relação de causa e efeito entre uma coisa e outra.

Figura 5. Tipo de SE envolvido nos estudos.**TIPO DE SE ENVOLVIDO**

Fonte: Elaborado pela autora.

Boas práticas recomendadas na literatura internacional

As boas práticas e recomendações de *design* para programas de PSA, encontradas na literatura, foram incorporadas em categorias pré-estabelecidas, conforme descrito na metodologia desta etapa (seção 5.1.). Os resultados são apresentados no Quadro 6.

Para cada uma das categorias apresentadas no Quadro 6, serão apontados, no próximo item, os resultados estatísticos, assim como uma síntese das informações, consideradas mais relevantes, sobre as boas práticas recomendadas, encontradas nos artigos analisados na RBS.

Quadro 6. Categorização das boas práticas e recomendações para programas de PSA encontradas na literatura internacional.

CATEGORIA	BOAS PRÁTICAS	REFERÊNCIA	NÚMERO DE CITAÇÕES
Institucional	Usuário como financiador do programa	(ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008)	1
	Financiamento misto no programa	(PAN et al., 2017; SALLES; SALINAS; PAULINO, 2017)	2
	Existência de negociação privada no programa	(LIEN et al., 2019; LONG et al., 2015)	2
	Maior complexidade (i.e., presença de intermediários) nas transações entre usuário/beneficiário e provedor	(ADHIKARI; AGRAWAL, 2013; JACKA; KOUSKYA; SIMSA, 2008; NEEF, 2012; OSBORNE; SHAPIRO-GARZA, 2018; POFFENBERGER, 2015; SATTLER; MATZDORF, 2013; WUNDER, 2013)	7
	Menor complexidade na transação entre usuário/beneficiário e provedor	(DAVIS et al., 2015; GRIMA et al., 2016)	2
	Presença de organizações internacionais de apoio	(POFFENBERGER, 2015)	1
	Participação de agências de proteção da natureza	(MEYER et al., 2015; NEEF, 2012)	2
	Alinhamento das instituições governamentais	(WENDLAND et al., 2010)	1
	Fortalecimento de organizações e instituições participantes do programa	(BREMER et al., 2014; LE COQ et al., 2015; OSBORNE; SHAPIRO-GARZA, 2018)	3
	Definição clara de responsabilidade dos atores	(GRABOWSKI; CHAZDON, 2012; SATTLER; MATZDORF, 2013)	2
	Fortalecimento da confiança, diálogo e colaboração entre os atores	(BÖRNER et al., 2010; HIEDANPÄÄ; BORGSTRÖM, 2014; LE COQ et al., 2015; MILLER; NIELSEN; HUANG, 2017; NEEF, 2012; NEITZEL et al., 2014; POFFENBERGER, 2015; PROKOFIEVA; GORRIZ, 2013; SÁNCHEZ, 2015; SUICH et al., 2017; WERTZ-KANOUNNIKOFF et al., 2011; WUNDER, 2007, 2013)	13
	Facilitação do processo de comunicação, negociação e <i>feedback</i> do programa	(ADHIKARI; BOAG, 2013; HIEDANPÄÄ; BORGSTRÖM, 2014; NEITZEL et al., 2014; PHAM et al., 2015; WEYERHAEUSER; WILKES; KAHRL, 2005)	5
	Envolvimento e negociação com as partes interessadas	(ADHIKARI; AGRAWAL, 2013; ADHIKARI; BOAG, 2013; BENNETT, 2008; CHEN et al., 2015; CHINANGWA; GASPARATOS; SAITO, 2017; CLEMENTS et al., 2010; DE GROOT; HERMANS, 2009;	32

Institucional		GIZACHEW et al., 2017; GRABOWSKI; CHAZDON, 2012; HALL, 2008; HAYES; MURTINHO, 2018; HIEDANPÄÄ; BORGSTRÖM, 2014; JESPERSEN; GALLEMORE, 2018; KERR; VARDHAN; JINDAL, 2014; KOLINJIVADI; SUNDERLAND, 2012; KOSOY; CORBERA; BROWN, 2008; MILLER; NIELSEN; HUANG, 2017; NAVA-LÓPEZ et al., 2018; NEEF, 2012; OSBORNE; SHAPIRO-GARZA, 2018; PASCUAL et al., 2014; PISTORIUS et al., 2012; POFFENBERGER, 2015; PROKOFIEVA; GORRIZ, 2013; SAITO-JENSEN; RUTT; CHHETRI, 2014; SÁNCHEZ, 2015; SCHOMERS; SATTLER; MATZDORF, 2015; SCHRÖTER et al., 2018; SILVA et al., 2016; VATN, 2010; WEGNER, 2016; YIN et al., 2014)	
	Aliança estratégica entre atores	(CHINANGWA; GASPARATOS; SAITO, 2017; DENEGRI; GASPARI, 2010; MILLER; NIELSEN; HUANG, 2017)	3
	Equidade com relação à participação dos atores envolvidos	(ADHIKARI; BOAG, 2013; LONG et al., 2015)	2
	Existência de hierarquias na relação entre os atores envolvidos	(VATN, 2010)	1
	Interação efetiva entre o gestor do programa de PSA e o usuário do SE prestado	(ZANELLA; SCHLEYER; SPEELMAN, 2014)	1
	Suporte técnico e orçamentário aos participantes	(ADHIKARI; AGRAWAL, 2013; ATMODJO; LAMERS; MOL, 2017; BENNETT, 2008; CHEN et al., 2015; FROST; BOND, 2008; HALL, 2008; LIU, 2011; NAVA-LÓPEZ et al., 2018; NEEF, 2012; OSBORNE; SHAPIRO-GARZA, 2018; PIRARD; BILLÉ; SEMBRÉS, 2010; POFFENBERGER, 2015; SANDBROOK et al., 2010; WENDLAND et al., 2010; WEYERHAEUSER; WILKES; KAHRL, 2005; ZANELLA; SCHLEYER; SPEELMAN, 2014)	16
	Direitos de propriedade claramente identificados	(ADHIKARI; AGRAWAL, 2013; BÖRNER et al., 2010; CHEN et al., 2015; DA SILVA; DE CARVALHO, 2018; DOS SANTOS; PORTO; SAMPAIO, 2017; ENGEL, 2016; FAUZI; ANNA, 2013; FORTMANN et al., 2016; GIZACHEW et al., 2017; GOMEZ-BAGGETHUN; MURADIAN, 2015; GRABOWSKI; CHAZDON, 2012; JESPERSEN; GALLEMORE, 2018; MAXTON-LEE, 2018; MEYER et al., 2015; MILLER; NIELSEN; HUANG, 2017; POFFENBERGER, 2015; SANDBROOK et al., 2010; SATTLER; MATZDORF, 2013; SOLAZZO;	25

Institucional		JONES; COOPER, 2015; SUICH et al., 2017; VATN, 2010; WENDLAND et al., 2010; WERTZ-KANOUNNIKOFF et al., 2011; WUNDER, 2007, 2013)	
Pagamento	Pagamentos diferenciados	(ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; FORTMANN et al., 2016; FROST; BOND, 2008; GOLDMAN-BENNER et al., 2012; JACKA; KOUSKYA; SIMSA, 2008; NEWTON et al., 2012; PHAM et al., 2015; WEGNER, 2016; WERTZ-KANOUNNIKOFF et al., 2011; WUNDER et al., 2018; WUNDER; ALBÁN, 2008; YIN et al., 2014, 2019)	14
	Pagamentos maiores que os custos de provisão	(ATMODJO; LAMERS; MOL, 2017; BÖRNER et al., 2010; DOS SANTOS; PORTO; SAMPAIO, 2017; ENGEL, 2016; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; FORTMANN et al., 2016; GIZACHEW et al., 2017; JINDAL et al., 2013; LUNDBERG et al., 2018; NETO; DA SILVA; DE ARAÚJO, 2018; OBENG; AGUILAR; MCCANN, 2018; PIRARD; BILLÉ; SEMBRÉS, 2010; TACCONI, 2012a; TACCONI; MAHANTY; SUICH, 2013; WEGNER, 2016; WUNDER, 2013; WUNDER; ALBÁN, 2008; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008; YIN et al., 2014)	19
	Atualização dos valores de custo de oportunidade, pagamentos ou investimentos em infraestrutura do programa	(KOSOY; CORBERA; BROWN, 2008; TACCONI; MAHANTY; SUICH, 2013; YIN et al., 2014)	3
	Pagamentos em bens e serviços em vez de dinheiro em espécie	(GRIMA et al., 2016)	1
	Combinação de tipos de recompensas (i.e., programas que adotam pagamentos em bens e serviços e em dinheiro)	(KERR; VARDHAN; JINDAL, 2014)	1
	Pagamentos para um conjunto de proprietários (i.e., comunitário)	(ADHIKARI; AGRAWAL, 2013; BROUWER; TESFAYE; PAUW, 2011; ENGEL, 2016)	3
	Pagamentos feitos diretamente ao usuário	(NAVA-LÓPEZ et al., 2018)	1
	Pagamentos pela construção de ativos ambientais em vez de pagamentos para	(EZZINE-DE-BLAS et al., 2016)	1

Pagamento	evitar danos		
	Pagamentos com valores altos	(OSBORNE; SHAPIRO-GARZA, 2018)	1
	O uso e refinamento de acordos de preços competitivos (i.e., leilões e licitações)	(FROST; BOND, 2008)	1
	Pagamentos perante cumprimento de contrato (i.e., não antecipados)	(JINDAL et al., 2013)	1
	Fluxos de pagamentos com a mesma duração dos contratos	(TACCONI; MAHANTY; SUICH, 2013)	1
	Pagamento por tempo limitado	(ATMODJO; LAMERS; MOL, 2017; PIRARD; BILLÉ; SEMBRÉS, 2010)	2
	Financiamento sustentável no programa	(HEJNOWICZ et al., 2014; WUNDER, 2007)	2
	Pagamentos realizados, sem levar em consideração critérios sociais	(SAITO-JENSEN; RUTT; CHHETRI, 2014)	1
Tipo de Adesão	Contratos de longo prazo	(ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; NEEF, 2012; YIN et al., 2019)	3
	Contratos de médio prazo	(GRIMA et al., 2016)	1
	Contratos flexíveis e/ou adaptáveis	(FROST; BOND, 2008; HIEDANPÄÄ; BORGSTRÖM, 2014; KOLINJIVADI et al., 2015; MEYER et al., 2015; SAITO-JENSEN; RUTT; CHHETRI, 2014; SATTLER; MATZDORF, 2013; WEGNER, 2016; WEYERHAEUSER; WILKES; KAHRL, 2005; WUNDER, 2007)	9
	Transparência das informações no contrato	(ADHIKARI; AGRAWAL, 2013; DA SILVA; DE CARVALHO, 2018; FERRARO, 2008; HAYES; MURTINHO, 2018; NEITZEL et al., 2014; PHAM et al., 2015; PIRARD; BILLÉ; SEMBRÉS, 2010; SÁNCHEZ, 2015; TACCONI, 2012a; WUNDER, 2013)	10
	Direitos e obrigações das partes interessadas claramente definidos	(ATMODJO; LAMERS; MOL, 2017; PHAM et al., 2015; PIRARD; BILLÉ; SEMBRÉS, 2010; PROKOFIEVA; GORRIZ, 2013)	4
	Adesão voluntária	(ANYANGO-VAN ZWIETEN; VAN DER DUIM; VISSEREN-HAMAKERS, 2014; ATMODJO; LAMERS; MOL, 2017; BENNETT, 2008; BÖRNER et al., 2010; CHIODI; SARCINELLE; UEZU, 2013; ENGEL, 2016; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; GOMEZ-BAGGETHUN; MURADIAN, 2015; LIEN et al., 2019; NETO; DA SILVA; DE ARAÚJO, 2018; SORICE et al., 2018; TACCONI, 2012a; WUNDER, 2007, 2013, 2015; WUNDER; ALBÁN, 2008; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008; YEH, 2013; YIN et al., 2019; ZANELLA; SCHLEYER; SPEELMAN, 2014)	20

Tipo de Adesão	Adesão não voluntária	(BROUWER; TESFAYE; PAUW, 2011; NEITZEL et al., 2014)	2
Definição de áreas elegíveis/prioritárias	Segmentação espacial	(CHEN et al., 2015; ENGEL, 2016; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; GOLDMAN-BENNER et al., 2012; LUNDBERG et al., 2018; MEYER et al., 2015; SCHOMERS; SATTLER; MATZDORF, 2015; SIMS et al., 2014; WERTZ-KANOUNNIKOFF et al., 2011; WUNDER et al., 2018)	11
	Foco em apenas um SE	(MEYER et al., 2015; WUNDER, 2015)	2
	Foco em vários SE	(CLEMENTS et al., 2010; LA ROCCO; DEAL, 2011; LIEN et al., 2019; PISTORIUS et al., 2012)	4
	Serviços ambientais bem definidos	(ANYANGO-VAN ZWIETEN; VAN DER DUIM; VISSEREN-HAMAKERS, 2014; ATMODOJO; LAMERS; MOL, 2017; BELL; MATTHEWS; ZHANG, 2016; BENNETT, 2008; BROUWER; TESFAYE; PAUW, 2011; CALLE et al., 2017; CHINANGWA; GASPARATOS; SAITO, 2017; DENEGRI; GASPARI, 2010; GOLDMAN-BENNER et al., 2012; GOMEZ-BAGGETHUN; MURADIAN, 2015; NEEF, 2012; NETO; DA SILVA; DE ARAÚJO, 2018; SÁNCHEZ, 2015; SATTLER; MATZDORF, 2013; WERTZ-KANOUNNIKOFF et al., 2011; WUNDER, 2007, 2013; WUNDER; ALBÁN, 2008; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008)	19
	Verificação da adicionalidade	(AGUIAR; SANS; PARUELO, 2017; BREMER et al., 2014; CHINANGWA; GASPARATOS; SAITO, 2017; ENGEL, 2016; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; FORTMANN et al., 2016; GOLDMAN-BENNER et al., 2012; GRABOWSKI; CHAZDON, 2012; KOLINJIVADI et al., 2015; LUNDBERG et al., 2018; NETO; DA SILVA; DE ARAÚJO, 2018; OBENG; AGUILAR; MCCANN, 2018; PAN et al., 2017; SATTLER; MATZDORF, 2013; SCRIVEN; MALHI, 2012; SILVA et al., 2016; TACCONI, 2012a; WEGNER, 2016; WERTZ-KANOUNNIKOFF et al., 2011; WUNDER, 2007; WUNDER; ALBÁN, 2008; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008; YIN et al., 2019)	23
	Verificação mais amena da adicionalidade	(WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008)	1
	Seleção de áreas para participação do programa de PSA, levando em conta o	(CHINANGWA; GASPARATOS; SAITO, 2017; ENGEL, 2016; GRIMA et al., 2016; HALL, 2008; NETO; DA SILVA; DE ARAÚJO,	6

Definição de áreas elegíveis/prioritárias	nível ecológico e/ou de ameaça (i.e, dos SE) das mesmas	2018; WUNDER, 2007)	
	Avaliação da disposição dos atores envolvidos para participar	(BELL; MATTHEWS; ZHANG, 2016; CLEMENTS et al., 2010; KERR; VARDHAN; JINDAL, 2014; KOSOY; CORBERA; BROWN, 2008; OBENG; AGUILAR; MCCANN, 2018; PISTORIUS et al., 2012; SORICE et al., 2018; YIN et al., 2019)	8
	Avaliação dos resultados do programa quanto aos seus custos e benefícios	(HEJNOWICZ et al., 2014)	1
	Avaliação (com estimativas) dos custos de provisão do SE	(ENGEL, 2016; SOMMERVILLE; MILNER-GULLAND; JONES, 2011)	2
	Implementação de programas de PSA em Áreas Protegidas	(SILVA et al., 2016)	1
Condicionalidade	Monitoramento da prestação do SE ou dos seus proxies	(BENNETT, 2008; BÖRNER et al., 2010; BROUWER; TESFAYE; PAUW, 2011; CHEN et al., 2015; ENGEL, 2016; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; FORTMANN et al., 2016; GIBBONS et al., 2011; GIZACHEW et al., 2017; GOLDMAN-BENNER et al., 2012; GOMEZ-BAGGETHUN; MURADIAN, 2015; HALL, 2008; HEJNOWICZ et al., 2014; HUBER-STEARNES et al., 2015; JACKA; KOUSKYA; SIMSA, 2008; JINDAL et al., 2013; KERR; VARDHAN; JINDAL, 2014; MILLER; NIELSEN; HUANG, 2017; NETO; DA SILVA; DE ARAÚJO, 2018; OBENG; AGUILAR; MCCANN, 2018; PAN et al., 2017; PHAM et al., 2015; POFFENBERGER, 2015; SÁNCHEZ, 2015; SANDBROOK et al., 2010; SATTLER; MATZDORF, 2013; SCRIVEN; MALHI, 2012; SKUTSCH et al., 2011; SOMMERVILLE; MILNER-GULLAND; JONES, 2011; TACCONI, 2012a; TACCONI; MAHANTY; SUICH, 2013; WEGNER, 2016; WUNDER, 2007, 2015; WUNDER et al., 2018; WUNDER; ALBÁN, 2008; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008; YIN et al., 2014, 2019)	40
	Sancionamento do descumprimento da prestação do SE ou atividade prevista no contrato	(BÖRNER et al., 2010; DOS SANTOS; PORTO; SAMPAIO, 2017; ENGEL, 2016; EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; KERR; VARDHAN; JINDAL, 2014; WUNDER, 2007, 2015; WUNDER et al., 2018; WUNDER; ALBÁN, 2008; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008)	10

Condicionalidade	Métricas bem definidas para medição do desempenho do programa	(WEYERHAEUSER; WILKES; KAHRL, 2005)	1
	Seleção de indicadores específicos para o monitoramento	(SOMMERVILLE; MILNER-GULLAND; JONES, 2011)	1
	Avaliação de como os resultados de monitoramento vão ser usados nas decisões, com relação aos pagamentos no programa	(SOMMERVILLE; MILNER-GULLAND; JONES, 2011; WUNDER, 2007)	2
Cobenefícios	Criação de meios para promover maior equidade	(ADHIKARI; BOAG, 2013; BÖRNER et al., 2010; GOMEZ-BAGGETHUN; MURADIAN, 2015; GRABOWSKI; CHAZDON, 2012; PASCUAL et al., 2014; TACCONI; MAHANTY; SUICH, 2013, p. 2; WEGNER, 2016)	7
	Contribuição positiva para os meios de subsistência locais	(GRIMA et al., 2016; LIU; KONTOLEON, 2018; OSBORNE; SHAPIRO-GARZA, 2018; SAITO-JENSEN; RUTT; CHHETRI, 2014; TACCONI; MAHANTY; SUICH, 2013; WEGNER, 2016)	6
	Programa que engloba mais de uma área (e.g. ambiental, social, econômica), criando benefícios em todas essas áreas.	(ANDREW et al., 2015)	1

Fonte: Elaborado pela autora.

4.2.1. Síntese das informações sobre as boas práticas encontradas na literatura internacional

O espectro de abordagens encontradas e discutidas nos artigos analisados nesta pesquisa abrange programas considerados genuínos de PSA e os considerados como similares, o que se assemelha aos resultados encontrados por Sattler e Matzdorf (2013). Dessa forma, independentemente de os artigos se referirem a esquemas de PSA “genuínos” ou não, todos eles foram considerados na análise deste trabalho.

Nesta seção, será apresentada uma síntese das informações relevantes, quanto às boas práticas e recomendações para compor programas de pagamentos por serviços ambientais, encontradas nos artigos analisados. É importante esclarecer que as boas práticas e recomendações são apontadas sem nenhum juízo de valor, isto é, respeitando a forma como são apresentadas pelos autores dos artigos.

A Figura 6 mostra um panorama dos resultados encontrados com relação às categorias estabelecidas para as boas práticas nessa pesquisa. Observando-se o gráfico da Figura 6, percebe-se que a categoria institucional é a que contém o maior número de boas práticas mencionadas (n=121; 32,9%) e, no extremo oposto, a categoria cobenefícios foi a que apresentou menor número de citações (n=14; 3,8%).

Arranjo institucional

Vatn (2010) ressalta que os programas de PSA não são criados em um vácuo institucional e a vasta literatura afirma a importância de um ambiente institucional mais amplo para o sucesso dos programas. Huber-Stearns et al. (2015) ressalta essa afirmação, apontando que o PSA não é um instrumento neutro, já que depende diretamente do contexto institucional em que está situado. Dessa forma, compreender a natureza das interações institucionais e identificar combinações institucionais sinérgicas e conflitantes é um passo importante na determinação dos fatores para o sucesso e a durabilidade dos programas de PSA (PROKOFIEVA; GORRIZ, 2013).

As boas práticas ligadas à categoria arranjo institucional destacaram-se perante as demais, alcançando 32,7% (Figura 6) das citações de boas práticas na RBS. Dentre as recomendações encontradas nessa categoria (Figura 7), pode-se observar que a boa prática mais mencionada foi “envolvimento e negociação com as partes interessadas”, com 32 citações (26,67%). Não muito distante, aparece a boa prática “esclarecimento sobre os direitos

de propriedade”, com 25 citações (20,83%). Em seguida, “suporte técnico e orçamentário aos participantes” aparece com 16 menções (13,33%).

A boa prática “envolvimento e negociação com as partes interessadas” apareceu nos artigos da RBS com ênfase tanto no envolvimento de comunidades locais (e.g. BENNETT, 2008; GRABOWSKI; CHAZDON, 2012; SAITO-JENSEN; RUTT; CHHETRI, 2014; SÁNCHEZ, 2015; SCHRÖTER et al., 2018) quanto na interação entre as várias partes interessadas envolvidas no programa (e.g. CHEN et al., 2015; DE GROOT; HERMANS, 2009; KOSOY; CORBERA; BROWN, 2008; PASCUAL et al., 2014; PISTORIUS et al., 2012).

Em defesa da incorporação de comunidades locais na tomada de decisão de programas de PSA, Bennett (2008) afirma que as comunidades são mais capazes de identificar suas próprias necessidades e restrições, e, ao participar da concepção do projeto, ajudariam a melhorar o desenho do programa e sua sustentabilidade. Saito-Jensen, Rutt e Chhetri (2014), por sua vez, apontam para a importância de se considerar os contextos sociais e culturais nos quais as iniciativas de PSA são implementadas, dessa forma, defendem a necessidade crítica do envolvimento da comunidade local no desenho desses programas. Nesse âmbito, Grabows e Chazdon (2012) defendem que, ao desenhar projetos de PSA, discussões entre comunidade local (e.g. grupos indígenas, comunidades tradicionais, quilombolas, etc.), cientistas e formuladores de políticas são necessárias para evitar danos às comunidades (e.g. interferência nas tradições culturais ou sociais) e devem acontecer em um ambiente de respeito mútuo e de valorização de conjuntos variados de habilidades.

Para além do foco nas comunidades locais, Kosoy, Corbera e Brown (2008) e Pascual et al. (2014) apontam que há uma necessidade de esforços de conservação que envolvam ativamente as várias partes interessadas no desenho e na implementação real dos projetos de PSA, o que deve ser promovido para que possa se alcançar uma compensação que se adapte aos requisitos dos usuários, beneficiários e provedores de SE. Nesse sentido, a adoção de uma abordagem participativa é recomendada (PISTORIUS et al., 2012), por, geralmente, ter a capacidade de aumentar a viabilidade prática e financeira de programas de PSA (WEGNER, 2016).

Figura 6. Panorama dos resultados das categorias de boas práticas.

PANORAMA DAS CATEGORIAS DAS BOAS PRÁTICAS DE PSA

Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 7. Boas práticas referentes à categoria arranjo institucional.

Fonte: Elaborado pela autora.

Diante da importância dada ao envolvimento das partes interessadas, Jespersen e Gallemore (2018) apontam que o sucesso de um programa também está relacionado em como as pessoas envolvidas se sentem quanto a sua propriedade, aos benefícios gerados e a forma como são de fato envolvidas no programa. Esse tipo de engajamento retrata a importância de assegurar a questão do sentimento de pertencimento dos atores envolvidos nesses projetos.

A boa prática “esclarecimento dos direitos de propriedade da terra” é apresentada na literatura como de vital importância para o desenvolvimento de programas de PSA (SILVA; CARVALHO, 2018). A importância da clareza dos direitos de propriedade é apresentada pelos autores em diversos contextos. Jespersen e Gallemore (2018) e Maxton-Lee (2018), ambos com estudo de caso na Indonésia, apontam que essa boa prática é necessária em programas de REDD. Ainda na Indonésia, Fauzi e Anna (2013) destacam que os problemas em se estabelecer direitos de propriedade sobre o uso e posse da terra dificultaram no país a eficácia de programas de PSA relacionados a múltiplos serviços ecossistêmicos. Chen et al. (2015), com estudo de caso na China relacionado a múltiplos SE, também abordam esse tema e sua importância para auxiliar no impacto a longo prazo de programas de PSA. Santos, Porto e Rocha-Sampaio (2017), com estudo de caso no Brasil, relatam que um dos maiores problemas para internalização de externalidades ambientais é a ausência de direitos de propriedade bem definidos sobre o meio ambiente. Adhikari e Agrawal (2013), por sua vez, com estudo de caso voltado a múltiplos países e serviços, demonstram a importância dos direitos de propriedade e segurança da posse como um fator ligado ao sucesso de projetos de PSA.

Diante disso, pode-se perceber que essa boa prática é apontada, independentemente do contexto, como importante e que a ausência da preocupação com esta recomendação traz barreiras para o desenvolvimento de programas de PSA.

Outra boa prática discutida nos artigos presentes na RBS foi “suporte técnico e orçamentário aos participantes”. Segundo Atmodjo, Lamers e Mol (2017), ir, sistematicamente, além dos pagamentos monetários e integrar elementos de suporte técnico para incentivar atividades produtivas alternativas é essencial para sustentar os benefícios do PSA ao longo do tempo.

De acordo Pirard, Billé e Sembrés (2010), tal suporte resultaria também em benefícios como: utilização adequada dos recursos financeiros mobilizados; permanência dos agentes relevantes como parte do processo de produção; minimização do risco de acúmulo de riqueza por agentes econômicos bem informados e conectados às elites políticas. Adhikari e Agrawal (2013) ainda defendem que o apoio à capacitação dos provedores também é importante para

projetos eficazes de PSA, pois o treinamento, a capacitação e o acesso à informação aumentam a compreensão das abordagens, baseadas no mercado, entre as partes interessadas e fornecem melhor conhecimento sobre os impactos das mudanças nas práticas de uso da terra dos produtores de serviços ecossistêmicos.

É importante salientar que existem autores que tratam de contribuições baseadas na importância do suporte técnico e/ou orçamentário com estudos aplicados em contextos diversos, como, por exemplo, em estudos teóricos (e.g. SANDBROOK et al., 2010), em estudos de caso no Brasil (e.g. HALL, 2008), em Taiwan (e.g. LIU, 2011), na Índia (e.g. POFFENBERGER, 2015), no Zimbábue (e.g. FROST; BOND, 2008) ou em múltiplos países (e.g. ADHIKARI; AGRAWAL, 2013), com foco em SE como carbono (e.g. POFFENBERGER, 2015; SANDBROOK et al., 2010), biodiversidade (e.g. FROST; BOND, 2008) ou múltiplos (e.g. ADHIKARI; AGRAWAL, 2013; HALL, 2008; LIU, 2011). Dessa forma, percebe-se que essa boa prática é discutida e recomendada independentemente do contexto em que foi desenvolvido o estudo, o que reafirma a importância desse tema durante a estruturação de programas de PSA.

“Fortalecimento da confiança, diálogo e colaboração entre atores” apareceu nos artigos, com ênfase na confiança entre os atores (e.g. BÖRNER et al., 2010; MILLER; NIELSEN; HUANG, 2017; NEEF, 2012; WERTZ-KANOUNNIKOFF et al., 2011), na colaboração entre as partes interessadas (e.g. POFFENBERGER, 2015; PROKOFIEVA; GORRIZ, 2013), na concordância de valores entre os envolvidos (e.g. PROKOFIEVA; GORRIZ, 2013), no fortalecimento do diálogo entre os envolvidos (e.g. LE COQ et al., 2015) ou em mais de uma das opções citadas anteriormente (e.g. HIEDANPÄÄ; BORGSTRÖM, 2014; PROKOFIEVA; GORRIZ, 2013; SÁNCHEZ, 2015).

Nesse âmbito, foram desenvolvidos estudos relacionados ao tema nos Estados Unidos (e.g. MILLER; NIELSEN; HUANG, 2017), no Brasil (e.g. BÖRNER et al., 2010), na Tailândia (NEEF, 2012), na Espanha (e.g. PROKOFIEVA; GORRIZ, 2013), na Índia (e.g. POFFENBERGER, 2015), na Costa Rica (e.g. LE COQ et al., 2015), na Finlândia (e.g. HIEDANPÄÄ; BORGSTRÖM, 2014), no México (e.g. NEITZEL et al., 2014), na Indonésia (e.g. SUICH et al., 2017), em múltiplos países (e.g. WUNDER, 2007; 2013), envolvendo serviços ecossistêmicos como água (e.g. MILLER; NIELSEN; HUANG, 2017; NEEF, 2012), carbono (e.g. BÖRNER et al., 2010; POFFENBERGER, 2015), ou múltiplos serviços (e.g. HIEDANPÄÄ; BORGSTRÖM, 2014; LE COQ et al., 2015; NEITZEL et al., 2014; PROKOFIEVA; GORRIZ, 2013; WUNDER, 2013). Diante disso, a presença de boas práticas relacionadas ao fortalecimento da confiança, do diálogo e da colaboração entre as partes

interessadas mostram a importância dada à honestidade e ao respeito na relação entre os atores envolvidos no processo de estruturação de programas de PSA.

Wunder (2013) observou, ainda, que intermediários e facilitadores externos podem desempenhar papéis importantes na criação da confiança entre os atores que normalmente não interagem ou que já podem estar em conflito. Essa confiança é, para o autor, essencial para a materialização do programa de PSA. Neef (2012) reafirma que a existência de intermediários confiáveis é um pré-requisito para o funcionamento de mercados de PSA, e ainda ressalta o papel crucial dos atores intermediários voluntários e sem fins lucrativos (i.e. ONGs) que são aceitos como mediadores confiáveis por todas as partes interessadas. Esses intermediários, segundo o autor, podem ajudar a alinhar as expectativas dos vários atores da parceria, reduzir os diferenciais de poder entre eles, como também são essenciais para garantir a transparência, responsabilidade e confiança nas relações entre as partes interessadas.

Nesse contexto, os intermediários referem-se a terceiros que reúnem provedores e usuários de SE ou facilitam uma transação financeira entre os dois (BROUWER; TESFAYE; PAUW, 2011). Existe uma divergência de pensamentos com relação ao tema, dividindo opiniões acerca das boas práticas “maior complexidade (i.e., presença de intermediários) nas transações entre usuário/beneficiário e provedor” (n=7; 5,8%) e “menor complexidade na transação entre usuário/beneficiário e provedor” (n=2; 1,65%). Porém, apesar da existência de opiniões contrastantes, a boa prática ligada à presença de intermediários se sobressai dentre os artigos analisados.

Grima et al. (2016), como opinião contrária à presença de intermediários, concluem, a partir dos resultados obtidos da análise de 40 casos de PSA da América Latina, que programas que não contêm intermediários entre provedores e usuários em sua composição têm um maior grau de sucesso em comparação com os que contêm intermediários. Davis et al. (2015), por sua vez, afirmam que a presença de intermediários pode ser importante para o programa de PSA alcançar o sucesso, porém, alertam que a presença de vários intermediários aumenta os custos de transação e atrasa a tomada de decisões, o que aumenta a ineficiência do programa. Portanto, para os autores, é preferível uma menor complexidade na transação entre usuário/beneficiário e provedor.

Apesar de opiniões contrárias, Silva et al. (2016) apontam que pode haver casos, como o caso brasileiro estudado por eles, em que se faz necessária a presença de intermediários, uma vez que nem compradores nem vendedores têm capacidade para gerenciar um esquema de PSA. Poffenberger (2015) menciona ainda que a presença de uma liderança, que atue por meio de diálogos internos e externos sobre a necessidade de uma estratégia de conservação,

contribui para o sucesso do programa, que é, em parte, possibilitado por sua visão, capacidade de mobilizar comunidades e de inspirar sua equipe.

Diante do exposto, pode-se concluir que a escolha de uma maior ou menor complexidade nas transações, existentes entre provedores e usuários de SE, vai depender do contexto em que o programa é implementado. Percebe-se também, a existência de avaliações quanto ao contexto e as características dos atores, para determinar a necessidade ou não de aumentar essa complexidade da relação entre provedor e usuário.

A boa prática “facilitar um processo de comunicação, negociação e *feedback* do programa” aparece nos estudos da RBS com 5 citações (4,13%). Neitzel et al. (2014) afirmam que os administradores de programas de PSA devem explorar ainda mais uma estratégia de comunicação que aproveite os canais de comunicação, existentes na comunidade, utilizando-os como multiplicadores para a disseminação do conhecimento e do *feedback* sobre o desempenho do PSA. Nesse contexto, estudos sobre o tema são desenvolvidos no México (e.g. NEITZEL et al., 2014), na Finlândia (e.g. HIEDANPÄÄ; BORGSTRÖM, 2014), no Vietnã (e.g. PHAM et al., 2015), na China (e.g. WEYERHAEUSER; WILKES; KAHRL, 2005), envolvendo, por exemplo, serviços ecossistêmicos múltiplos (e.g. HIEDANPÄÄ; BORGSTRÖM, 2014; NEITZEL et al., 2014; WEYERHAEUSER; WILKES; KAHRL, 2005). Essa boa prática também foi citada como uma componente-chave de um sistema de monitoramento e avaliação de um programa de PSA (e.g. PHAM et al., 2015). Dessa forma, percebe-se que essa boa prática foi recomendada em programas de PSA, com contextos e aplicações distintos. Esse fato reitera a importância de se considerar a mesma na estruturação de programas de PSA.

As demais boas práticas dessa categoria foram citadas com menor frequência (igual ou inferior a 3 citações) e, a despeito de poderem ter sido relevantes nos contextos nas quais foram aplicadas, optou-se por não explorá-las de forma ampla nesta discussão.

Pagamentos

Wunder, Engel e Pagiola (2008) acreditam que a eficiência do PSA não é apenas determinada pela medida em que os SE são fornecidos, mas também pelo custo com que foram alcançados. Porém, as boas práticas ligadas à categoria pagamentos aparecem apenas em quarto lugar, em número de citações, em relação às demais, alcançando 14,1% das citações de boas práticas na RBS (Figura 6). Dentre as recomendações encontradas nessa categoria (Figura 8), pode-se observar que a boa prática mais mencionada foi “pagamentos maiores que os custos de provisão”, com 19 citações (36,54%). Logo depois, aparece a boa

prática “pagamentos diferenciados”, com 14 citações (26,92%). Em seguida, “atualização dos valores de custo de oportunidade, pagamentos ou investimentos” e “pagamentos para um conjunto de proprietários” aparecem, ambas com 3 citações (5,77%).

A boa prática “pagamentos maiores que os custos de provisão” apareceu nos artigos da RBS, envolvendo tanto o termo custo de oportunidade (e.g. SANTOS; PORTO; SAMPAIO, 2017; TACCONI, 2012; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008), quanto custo de transação (e.g. TACCONI, 2012; WUNDER, 2007), ou até mesmo os dois juntos designados como custo de provisão (e.g. LUNDBERG et al., 2018). Dessa forma, adotou-se a definição empregada por Lundberg et al. (2018) para custos de provisão, em que os mesmos são entendidos como todos os custos relacionados à adesão ao programa PSA e ao cumprimento das condições do programa. Para Mahanty, Suich e Tacconi (2013), os custos de oportunidade estão relacionados a quanto os provedores poderiam usufruir de suas terras, se realizassem uma atividade alternativa àquela que é sugerida no contrato de PSA. Já, os custos de transação são apresentados por Wunder (2007) como os custos para iniciar (pesquisa, negociação, contratação) e executar (administração, monitoramento, execução) um programa de PSA.

Com relação a essa boa prática, foram encontrados artigos com estudos de caso no Brasil (e.g. BÖRNER et al., 2010; SANTOS; PORTO; SAMPAIO, 2017), na China (e.g. YIN et al., 2014), no Equador (e.g. WUNDER; ALBÁN, 2008), na África (e.g. GIZACHEW et al., 2017), na Tanzânia (e.g. JINDAL et al., 2013), em múltiplos países (e.g. TACCONI; MAHANTY; SUICH, 2013; WUNDER, 2013; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008) ou mesmo de cunho teórico (e.g. ENGEL, 2016; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; FORTMANN et al., 2016; LUNDBERG et al., 2018; OBENG; AGUILAR; MCCANN, 2018; PIRARD; BILLÉ; SEMBRÉS, 2010; TACCONI, 2012; WEGNER, 2016), envolvendo serviços ecossistêmicos como carbono (e.g. BÖRNER et al., 2010; FORTMANN et al., 2016; GIZACHEW et al., 2017) e múltiplos (e.g. JINDAL et al., 2013; TACCONI; MAHANTY; SUICH, 2013; WUNDER, 2013; WUNDER; ALBÁN, 2008; YIN et al., 2014). Diante disso, percebe-se que foram aplicados estudos dessa recomendação em diversos contextos, ocorrendo de forma distribuída entre estudos de caso e estudos de cunho teórico. Observa-se, também, uma predominância de estudos de caso em países considerados em desenvolvimento.

Figura 8. Boas práticas referentes à categoria pagamentos

Fonte: Elaborado pela autora.

A boa prática “diferenciação de pagamento” é apresentada nos artigos como uma recomendação para alcançar a efetividade de programas de PSA, sendo correlacionada, por exemplo, com a heterogeneidade espacial dos SE, englobados no programa (e.g. WERTZ-

KANOUNNIKOFF et al., 2011), com a justiça em relação aos participantes que cumprem com o que está descrito no contrato (e.g. YIN et al., 2019), com incentivos para a eficiência e contínua melhora do programa (e.g. YIN et al., 2019), com os custos de provisão envolvidos (e.g. ENGEL, 2016; SHENG; QIU; ZHANG, 2019; WEGNER, 2016) ou com os níveis de ameaças ambientais apresentados (e.g. WEGNER, 2016). Em relação à boa prática diferenciação de pagamentos, surgem também comparações com os pagamentos uniformes. Autores tratam dos pagamentos diferenciados, sabendo dos riscos com justiça e adicionalidade (e.g. LUNDBERG et al., 2018), dos possíveis altos custos administrativos (e.g. FERRARO, 2008; WEGNER, 2016) e da preocupação com a equidade (ENGEL, 2016) que a adoção dessa prática pode trazer.

Diante desses fatos, os pagamentos uniformes e fixos podem aparecer como “politicamente justos”, no entanto, o primeiro modelo torna difícil a combinação com a segmentação do SE e traz riscos para a adicionalidade, enquanto o segundo, apesar dos baixos custos de transação, pode acarretar dificuldades de se definir um preço ideal de pagamento para todos os participantes (LUNDBERG et al., 2018). Assim, Fortmann et al. (2016) afirmam que, embora os pagamentos uniformes sejam mais fáceis de administrar, eles são menos eficientes, pois o pagamento total é superior ao necessário, já que precisa ser maior que o projeto com o maior custo de oportunidade envolvido no programa. Mesmo diante dessa discussão de prós e contras, a diferenciação de pagamentos foi um dos destaques nessa categoria, o que afirma a importância dada a essa prática pelos autores.

As boas práticas “atualização dos valores de custo de oportunidade, pagamentos ou investimentos” e “pagamentos para um conjunto de proprietários” apareceram com o mesmo número de citações na RBS. Existe uma divergência de pensamentos com relação às boas práticas “pagamentos para um conjunto de proprietários” e “pagamentos feitos diretamente ao usuário” (n=1; 1,92%). O número baixo de citações, tanto de cada uma das recomendações, quanto da diferença entre elas, não permite a constatação aqui de alguma predominância entre as práticas. Com relação à boa prática “atualização dos valores de custo de oportunidade, pagamentos ou investimentos”, que obteve um número baixo de citações, foi observada a necessidade de se ajustar os subsídios para refletir a inflação, para que a atratividade do programa possa ser melhor mantida (YIN et al., 2014).

Outra divergência de opiniões surgiu quanto a “pagamentos em bens e serviços em vez de dinheiro em espécie” e “combinação de tipos de recompensas (i.e., programas que adotam pagamentos em bens e serviços e em dinheiro)”. Porém, ambas contemplaram apenas 1 citação cada (1,92% cada), o que dificulta uma discussão sobre cada uma delas. As demais

boas práticas também se apresentaram de forma distribuída e com pouca frequência, não existindo, portanto, informações suficientes para desenvolver um raciocínio com relação às suas predominâncias.

Tipo de Adesão

As boas práticas ligadas à categoria tipo de adesão apareceram em quinto lugar em citações em relação às demais categorias, alcançando apenas 13,3% (Figura 6) das citações de boas práticas na RBS. Dentre as recomendações encontradas nessa categoria (Figura 9), pode-se observar que a boa prática mais mencionada foi “adesão voluntária”, com 20 citações (40,82%). Com metade das citações da primeira boa prática mais recomendada, aparece “transparência das informações no contrato” (n=10; 20,41%). Em seguida, “contratos flexíveis e/ou adaptáveis” aparece com 9 menções (18,37%).

Figura 9. Boas práticas referentes à categoria tipo de adesão.

Fonte: Elaborado pela autora.

A boa prática “adesão voluntária” foi apontada nos artigos, como um meio eficaz para cumprir as metas de conservação de espécies ameaçadas (e.g. LIEN et al., 2019), para alcançar a eficácia a longo prazo no programa (SORICE et al., 2018) e para tornar o programa

mais custo-efetivo (e.g. YEH, 2013). Além disso, foram desenvolvidos estudos teóricos (e.g. ENGEL, 2016; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; GOMEZ-BAGGETHUN; MURADIAN, 2015; TACCONI, 2012; WUNDER, 2015), como também estudos de caso no Brasil (e.g. BÖRNER et al., 2010; CHIODI; SARCINELLE; UEZU, 2013; REIS NETO; SILVA; ARAUJO, 2018; ZANELLA; SCHLEYER; SPEELMAN, 2014), nos Estados Unidos (e.g. LIEN et al., 2019), no Chile (e.g. SORICE et al., 2018), na China (e.g. BENNETT, 2008; YEH, 2013; YIN et al., 2019), no Quênia (e.g. ANYANGO-VAN ZWIETEN; VAN DER DUIM; VISSEREN-HAMAKERS, 2014), no México (e.g. NAVA-LÓPEZ et al., 2018), em múltiplos países (e.g. ATMODJO; LAMERS; MOL, 2017; WUNDER, 2007; 2013; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008; YEH, 2013), envolvendo serviços ecossistêmicos como carbono (e.g. BÖRNER et al., 2010; REIS NETO; SILVA; ARAUJO, 2018), biodiversidade (e.g. ANYANGO-VAN ZWIETEN; VAN DER DUIM; VISSEREN-HAMAKERS, 2014; LIEN et al., 2019; SORICE et al., 2018), água (e.g. CHIODI; SARCINELLE; UEZU, 2013; NAVA-LÓPEZ et al., 2018; ZANELLA; SCHLEYER; SPEELMAN, 2014) ou múltiplos serviços (e.g. ATMODJO; LAMERS; MOL, 2017; BENNETT, 2008; WUNDER, 2007; 2013; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008; YIN et al., 2019). Percebe-se, portanto, que essa recomendação é apontada em diversos contextos como uma opção para melhorar a eficiência de programas de PSA.

Ainda assim, há opiniões contrárias a essa recomendação que sugerem “adesão não voluntária” (n=2; 4,08%) como uma boa prática a ser aplicada em programas de PSA (e.g. BROUWER; TESFAYE; PAUW, 2011; NEITZEL et al., 2014). De acordo com os resultados de um estudo aplicado em múltiplos países, Brouwer, Tesfaye e Pauw (2011) apontam que a participação obrigatória tem total relação com a busca por igualdade nos programas de PSA e que é muito mais provável que o programa seja bem-sucedido em alcançar os objetivos ambientais envolvidos dessa forma do que com a participação voluntária. Neitzel et al. (2014) também afirma que a participação voluntária em um esquema de PSA não implica em total conformidade no contexto dos regimes de propriedade comum de um estudo de caso aplicado no México. Apesar das opiniões adversas, há uma predominância expressiva em favor da adesão voluntária, que é considerada por Wunder e Albán (2008) como um critério importante para o programa ser considerado um programa de PSA.

Em segundo e terceiro lugar dentro dessa categoria, com número de citações semelhantes, aparecem as boas práticas “transparência das informações no contrato” e “contratos flexíveis e/ou adaptáveis”. Com relação à primeira, a importância da transparência é apresentada pelos autores em diversos contextos. FERRARO (2008) relaciona a falta de

eficiência e o encarecimento do programa a problemas como o fornecimento de informações erradas, ou o ocultamento das mesmas, nas relações contratuais entre os proprietários de terras e agentes de conservação. Wunder (2013) ressalta a importância da transparência das informações sobre os cálculos do quanto deve ser o valor do pagamento em programas de PSA. Enquanto Neitzel et al. (2014) defende a existência de um relacionamento mais próximo entre o gestor de PSA com as comunidades, visando uma comunicação mais fácil das regras de operação, esclarecimento de onde vem o suporte, por que ele é fornecido e o que deve ser realizado em troca do mesmo. Para Adhikari e Agrawal (2013), esse vínculo fortalecido entre produtores e beneficiários por conta da transparência das informações reduzem os custos de execução e aumentam a efetividade do programa.

A boa prática “transparência das informações no contrato” pode ser apoiada, segundo Tacconi (2012), por meio da divulgação de informações sobre o processo de seleção de áreas destinadas à prestação do SE, sobre as regras de avaliação do SE e sobre o processo para selecionar participantes e benefícios a serem pagos.

Em relação à boa prática “contratos flexíveis e/ou adaptáveis”, alguns artigos mencionaram apenas sobre a importância da flexibilidade como boa prática (e.g. HAYES; MURTINHO, 2018; KOLINJIVADI et al., 2015; MEYER et al., 2015; SAITO-JENSEN; RUTT; CHHETRI, 2014; SATTTLER; MATZDORF, 2013; WEGNER, 2016; WEYERHAEUSER; WILKES; KAHRL, 2005) outros trataram tanto da importância da flexibilidade quanto da adaptabilidade (e.g. FROST; BOND, 2008; HIEDANPÄÄ; BORGSTRÖM, 2014).

A necessidade dos programas desenvolverem a capacidade de flexibilização/adaptação levando em conta mudanças sociais (e.g. HIEDANPÄÄ; BORGSTRÖM, 2014; KOLINJIVADI et al., 2015; SAITO-JENSEN; RUTT; CHHETRI, 2014), ambientais ou ecológicas (e.g. HIEDANPÄÄ; BORGSTRÖM, 2014; SAITO-JENSEN; RUTT; CHHETRI, 2014), o conhecimento adquirido por experiências (e.g. HIEDANPÄÄ; BORGSTRÖM, 2014) e a necessidade de modificação das medidas tomadas caso sejam detectadas consequências adversas (e.g. SAITO-JENSEN; RUTT; CHHETRI, 2014) foram evidenciadas nos artigos como importantes para a implementação de um programa de PSA. Para Sattler e Matzdorf (2013), essa capacidade de mudança é uma das razões para a existência de diferenças substanciais entre os programas de PSA.

Essa recomendação é apresentada nos artigos da RBS também em diferentes contextos de aplicação. Esses estudos se apresentam em formato teórico (e.g. SATTTLER; MATZDORF, 2013; WEGNER, 2016) ou com aplicação de estudos de caso no Zimbabué

(e.g. FROST; BOND, 2008), no Nepal (e.g. KOLINJIVADI et al., 2015; SAITO-JENSEN; RUTT; CHHETRI, 2014), na Finlândia (e.g. HIEDANPÄÄ; BORGSTRÖM, 2014), na Alemanha (e.g. MEYER et al., 2015), na China (e.g. WEYERHAEUSER; WILKES; KAHRL, 2005), em múltiplos países (e.g. WUNDER, 2007), envolvendo serviços ecossistêmicos como biodiversidade (e.g. FROST; BOND, 2008), carbono (e.g. SAITO-JENSEN; RUTT; CHHETRI, 2014) ou serviços de forma múltipla (e.g. HIEDANPÄÄ; BORGSTRÖM, 2014; KOLINJIVADI et al., 2015; MEYER et al., 2015; SATTTLER; MATZDORF, 2013; WEYERHAEUSER; WILKES; KAHRL, 2005; WUNDER, 2007).

As demais boas práticas dessa categoria foram citadas com menor frequência (igual ou inferior a 4 citações) e, a despeito de poderem ter sido relevantes nos contextos nas quais foram aplicadas, optou-se por não explorá-las de forma ampla nesta discussão.

Definição de áreas elegíveis/prioritárias

A definição e direcionamento de áreas adequadas para um programa de PSA é tida como fundamental para o sucesso do mesmo (GUTIÉRREZ RODRÍGUEZ et al., 2015). As boas práticas ligadas à categoria definição de áreas elegíveis/prioritárias apareceram em segundo lugar em citações, em relação às demais categorias, alcançando 21,2% (Figura 6) das citações de boas práticas na RBS. Dentre as recomendações encontradas nessa categoria (Figura 10), pode-se observar que a boa prática mais mencionada foi “verificação da adicionalidade”, com 23 citações (29,49%). Não muito distante, aparece a boa prática “serviços ambientais bem definidos”, com 19 citações (24,36%). Em seguida, “segmentação espacial” aparece com 11 menções (14,10%).

Figura 10. Boas práticas referentes à categoria definição de áreas elegíveis/prioritárias.

Fonte: Elaborado pela autora

A adicionalidade é definida por Wunder (2007) como a diferença na provisão de serviços entre o cenário com PSA e o cenário sem PSA. Para Lundberg et al. (2018), a inclusão de participantes que já atenderiam às condições dos programas na ausência de pagamentos é uma fonte de ineficiência nos programas de PSA. Nesse contexto, a boa prática “verificação da adicionalidade” apareceu como recomendação nos artigos a ser introduzida

como uma condição para o recebimento de pagamentos (e.g. PAN et al., 2017), assim como na seleção das áreas geográficas participantes do programa de PSA (e.g. WEGNER, 2016). Foi mencionada também como fator crítico para garantir a promoção efetiva de práticas de manejo florestal sustentável (e.g. MCCANN, 2018) e a minimização da probabilidade de desperdiçar recursos de conservação escassos (e.g. TACCONI, 2012). Essa recomendação é também apontada em diversos contextos como uma opção para melhorar a eficiência de programas de PSA, com aplicação de estudos teóricos (e.g. AGUIAR; SANS; PARUELO, 2017; ENGEL, 2016; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; FORTMANN et al., 2016; GRABOWSKI; CHAZDON, 2012; LUNDBERG et al., 2018; OBENG; AGUILAR; MCCANN, 2018; SATTTLER; MATZDORF, 2013; TACCONI, 2012; WEGNER, 2016; WERTZ-KANOUNNIKOFF et al., 2011) ou estudos de caso no Equador (e.g. BREMER et al., 2014; WUNDER; ALBÁN, 2008), na Austrália (e.g. SCRIVEN; MALHI, 2012), no Brasil (e.g. REIS NETO; SILVA; ARAÚJO, 2018; SILVA et al., 2016), no Nepal (e.g. KOLINJIVADI et al., 2015), na China (e.g. PAN et al., 2017; YIN et al., 2019), no Malawi (e.g. CHINANGWA; GASPARATOS; SAITO, 2017) ou em múltiplos países (e.g. GOLDMAN-BENNER et al., 2012; WUNDER, 2007; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008), envolvendo serviços ecossistêmicos como água (e.g. GOLDMAN-BENNER et al., 2012), carbono (e.g. FORTMANN et al., 2016; GRABOWSKI; CHAZDON, 2012; REIS NETO; SILVA; ARAÚJO, 2018; SCRIVEN; MALHI, 2012) ou múltiplos (e.g. BREMER et al., 2014; CHINANGWA; GASPARATOS; SAITO, 2017; KOLINJIVADI et al., 2015; PAN et al., 2017; SILVA et al., 2016; SATTTLER; MATZDORF, 2013; WUNDER, 2007; WUNDER; ALBÁN, 2008; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008; YIN et al., 2019). Pode-se observar assim que, mesmo sendo aplicada em diversos contextos, há uma predominância do desenvolvimento de estudos teóricos e com aplicação em diversos serviços ecossistêmicos.

Ainda assim, há opiniões que sugerem “verificação mais amena da adicionalidade” (n=1; 1,28%), como uma boa prática a ser aplicada em programas de PSA (e.g. WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008). Mesmo em defesa da necessidade da verificação da adicionalidade, Goldman-Benner et al. (2012) admitem que a exigência de adicionalidade pode acarretar a exclusão de benefícios sociais e o direcionamento ineficiente dos fundos de PSA. Para Wunder, Engel e Pagiola (2008), a exigência demasiada de adicionalidade pode causar o efeito contrário aos objetivos do PSA e induzir participantes a tornarem seus espaços vulneráveis, para poder conseguir entrar nos quesitos de seleção. Apesar da existência de uma opinião adversa, há uma predominância expressiva em favor da verificação da adicionalidade.

A boa prática “serviços ambientais bem definidos” aparece na literatura tanto com referência à necessidade de se avaliar e identificar os serviços passíveis de inclusão no programa de PSA (e.g. CHINANGWA; GASPARATOS; SAITO, 2017; DENEGRİ; GASPARİ, 2010; NEEF, 2012), quanto à importância de os serviços visados no próprio programa serem quantificáveis (e.g. BROUWER; TESFAYE; PAUW, 2011) e claros (e.g. SÁNCHEZ, 2015; WUNDER; ALBÁN, 2008). Essas situações estão relacionadas nos artigos a uma maior efetividade dos programas (e.g. SÁNCHEZ, 2015) ou até mesmo como uma característica essencial para o programa ser considerado de PSA (e.g. WUNDER; ALBÁN, 2008). A aplicação quanto ao serviço ecossistêmico envolvido nos estudos que citaram essa boa prática varia de biodiversidade (e.g. ANYANGO-VAN ZWIETEN; VAN DER DUIM; VISSEREN-HAMAKERS, 2014), água (BELL; MATTHEWS; ZHANG, 2016; BROUWER; TESFAYE; PAUW, 2011; CALLE et al., 2017; GOLDMAN-BENNER et al., 2012; NEEF, 2012; SÁNCHEZ, 2015), carbono (e.g. REIS NETO; SILVA; ARAÚJO, 2018) a múltiplos (e.g. ATMODJO; LAMERS; MOL, 2017; BENNETT, 2008; CHINANGWA; GASPARATOS; SAITO, 2017; DENEGRİ; GASPARİ, 2010; SATTLER; MATZDORF, 2013; WUNDER, 2007; WUNDER, 2013; WUNDER; ALBÁN, 2008; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008). Diante disso, percebe-se que essa recomendação é apontada como importante, independentemente do serviço abordado no estudo, com predominância inclusive de estudos que abordam múltiplos serviços.

A “segmentação espacial” foi uma outra boa prática abordada nos artigos encontrados na RBS. Essa recomendação apareceu devido à percepção da necessidade, por exemplo, de se levar em consideração a heterogeneidade na provisão dos serviços (e.g. CHEN et al., 2015; LUNDBERG et al., 2018) e os critérios econômicos (e.g. CHEN et al., 2015), para a seleção das áreas participantes de programas de PSA.

Os defensores dessa recomendação também não descartam os riscos que podem ocorrer diante da implementação dessa prática. Lundberg et al. (2018), por exemplo, relatam que apesar dessa prática poder aumentar significativamente a provisão dos SE, também pode aumentar os custos de transação e de administração do programa. Diante disso, estudos, como o de Sims et al. (2014), que procuram melhorar a forma como é realizada essa segmentação, são importantes para o aprimoramento dessa boa prática.

A boa prática “avaliação da disposição dos atores envolvidos para participar” (n=8; 10,26%) contou com recomendações ligadas à disposição da participação por parte dos provedores (e.g. KOSOY; CORBERA; BROWN, 2008; SHENG; QIU; ZHANG, 2019), dos beneficiários (e.g. OBENG; AGUILAR; MCCANN, 2018) ou das partes interessadas sem

especificações (e.g. BELL; MATTHEWS; ZHANG, 2016; CLEMENTS et al., 2010; PISTORIUS et al., 2012); todas consideradas importantes para a estruturação de programas de PSA. Kerr, Vardhan e Jindal (2014) trazem também a preocupação com relação a programas aplicados em comunidades e a relevância de compreender o que pode mover a ação coletiva pela conservação. Portanto, pode-se perceber que, independentemente do foco (i.e., atores específicos ou não, envolvendo comunidades ou prestadores individuais de SE), essa recomendação é apresentada como importante na estruturação de programas de PSA.

Em quinto lugar nessa categoria, a boa prática “seleção de áreas para participação do programa de PSA, levando em conta o nível ecológico e/ou de ameaça (i.e, dos SE) das mesmas” (n=6; 7,69%) aparece com estudos de caso aplicados a serviços ecossistêmicos como carbono (e.g. REIS NETO; SILVA; ARAÚJO, 2018) ou múltiplos (e.g. CHINANGWA; GASPARATOS; SAITO, 2017; GRIMA et al., 2016; HALL, 2008; WUNDER, 2007). Portanto, pode-se perceber uma predominância de estudos baseados em mais de um serviço ecossistêmico, fato que reforça a importância dessa recomendação independentemente do tipo de serviço prestado.

Existe divergência entre autores com relação às boas práticas “foco em vários SE” (n=4; 5,13%) e “foco em apenas um SE” (n=2; 2,56%). Para La Rocco e Deal (2011) o foco na melhora de mais de um serviço ecossistêmico pode impedir a super valorização de apenas um serviço às custas de outros, o que poderia, até, causar a degradação destes outros serviços. Enquanto Meyer et al. (2015), por outro lado, a partir de uma análise comparativa qualitativa de 49 programas alemães, concluíram que o direcionamento em apenas uma meta ambiental é uma condição para que programas de PSA como esses alcancem o sucesso.

As demais boas práticas dessa categoria foram citadas com menor frequência (igual ou inferior a 2 citações) e, a despeito de poderem ter sido relevantes nos contextos nas quais foram aplicadas, optou-se por não explorá-las de forma ampla nesta discussão.

Condicionalidade

A condicionalidade é definida como a combinação de monitoramento da conformidade e sancionamento da eventual não conformidade (WUNDER; ALBÁN, 2008; WUNDER et al., 2018). Ao mesmo tempo em que é apontada como uma questão central do *design* do PSA (SOMMERVILLE; MILNER-GULLAND; JONES, 2011; WUNDER et al., 2018), também é considerada a mais difícil de ser alcançada (WUNDER, 2007).

As boas práticas ligadas à categoria condicionalidade apareceram em terceiro lugar em citações, em relação às demais categorias, alcançando 14,7% (Figura 6) das citações de boas

práticas na RBS. Dentre as recomendações encontradas nessa categoria (Figura 11), pode-se observar que a boa prática mais mencionada foi “monitoramento da prestação do SE ou dos seus proxies”, com 40 citações (74,07%). Em seguida, aparece a boa prática “sancionamento do descumprimento da prestação do SE ou das atividades previstas em contrato”, com 10 citações (18,52%).

Figura 10. Boas práticas referentes à categoria condicionalidade.

Fonte: Elaborado pela autora.

A boa prática “monitoramento da prestação do SE ou dos seus proxies” apareceu nos artigos da RBS, sendo relacionada com, por exemplo, a promoção da capacidade de adaptação institucional dentro do sistema social (e.g. SATTLER; MATZDORF, 2013), com a garantia da promoção efetiva de práticas de manejo florestal sustentável (e.g. OBENG; AGUILAR; MCCANN, 2018), com programas de REDD+ (e.g. FORTMANN et al., 2016; GIZACHEW et al., 2017; POFFENBERGER, 2015), com acordos coletivos de PSA (KERR; VARDHAN; JINDAL, 2014; SANDBROOK et al., 2010; SKUTSCH et al., 2011), podendo ocorrer também relações entre os temas citados.

Para programas específicos de REDD+, a falta de monitoramento é considerado um fator limitante na implementação dos mesmos (GIZACHEW et al., 2017). De acordo com Poffenberger (2015), nenhuma venda de carbono pode ocorrer até que o projeto tenha sido certificado, concluído o primeiro ano de atividades e apresentado seu relatório anual com os resultados de seu monitoramento. Já com relação a acordos coletivos de PSA, Kerr, Vardhan e Jindal (2014) apontam que o monitoramento entre os próprios membros do grupo é importante para a verificação do cumprimento dos mesmos. Sandbrook et al. (2010) e Skutsch et al. (2011), por sua vez, com base em seus estudos teóricos voltados ao serviço ecossistêmico carbono, defendem o monitoramento pelas próprias comunidades em casos de PSA comunal.

Os defensores dessa recomendação também não descartam os riscos que podem ocorrer diante da implementação dessa prática. Wegner (2016) aponta que a imposição não qualificada de condicionalidade pode inibir a formulação de mecanismos de PSA que tenham outras qualidades importantes, como ser viável financeiramente a longo prazo e resistente a flutuações de mercado e instabilidades políticas. A falta de ferramentas pragmáticas de monitoramento também foi identificada por Pan et al. (2017), como um dos desafios enfrentados na implementação de programas de PSA que pode levá-lo à ineficiência. Goldman-Benner et al. (2012), por sua vez, afirma que exigir condicionalidade pode limitar o uso de mecanismos financeiros criativos.

Nesse contexto, apesar de ter sido a boa prática mais citada e recomendada dentre todas as categorias estabelecidas na RBS, há estudos que apontam para a dificuldade de aplicação do monitoramento nos programas de PSA (e.g. BROUWER; TESFAYE; PAUW, 2011). Brouwer, Tesfaye e Pauw (2011), a partir de um estudo voltado a programas de PSA hídrico em múltiplos países, confirmaram a necessidade de haver monitoramento do avanço do programa, para poder alcançar seus objetivos. Porém, menos da metade dos programas analisados pelos autores monitorava o impacto no desempenho ambiental. Wunder et al. (2018), por sua vez, apontam para um número mais positivo no quesito monitoramento. Em um estudo baseado em programas globais de PSA, os autores concluíram que o monitoramento é aplicado em 2/3 dos programas avaliados, porém estes números sofriam uma queda, quando a questão era sancionamento do descumprimento do contrato.

Apesar da diversidade de aplicação dos contextos em que os estudos estão inseridos ou das vulnerabilidades apresentadas em relação a essa boa prática, a importância do monitoramento foi apresentada por um número expressivo de estudos na RBS, como uma questão essencial que deve estar presente nos programas de PSA.

Da mesma forma como os pagamentos devem ser condicionados à prestação contínua do SE prestado, os usuários/beneficiários desse serviço também devem poder rescindir um contrato de PSA ou reduzir os pagamentos, caso não estejam recebendo o serviço pelo qual estão pagando (BÖRNER et al., 2010; WUNDER, 2007). Kerr, Vardhan e Jindal (2014) acreditam que as sanções graduais ajudam a garantir que a punição seja proporcional à ofensa, as ameaças sejam credíveis e os participantes no gerenciamento de recursos naturais possam aprender com os erros e, ao mesmo tempo, desenvolver o respeito pelas regras.

É nesse contexto que aparece, alcançando o segundo lugar nessa categoria, a boa prática “sancionar o descumprimento da prestação do SE ou das atividades previstas no contrato”. Essa recomendação é apresentada nos artigos analisados nessa RBS em diversos contextos. Estudos teóricos (e.g. ENGEL, 2016; KERR; VARDHAN; JINDAL, 2014; WUNDER, 2015), estudos de caso no Equador (e.g. WUNDER; ALBÁN, 2008), no Brasil (e.g. BÖRNER et al., 2010; SANTOS; PORTO; SAMPAIO, 2017), em múltiplos países (e.g. EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; WUNDER, 2007; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008; WUNDER et al., 2018), envolvendo serviços ecossistêmicos como carbono (e.g. BÖRNER et al., 2010) ou múltiplos (e.g. EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; WUNDER, 2007; WUNDER; ALBÁN, 2008; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008; WUNDER et al., 2018) citaram a importância da implementação dessa boa prática em programas de PSA. Diante disso, pode-se perceber que há uma predominância de estudos relacionados a múltiplos países e serviços ecossistêmicos, demonstrando a importância dessa recomendação, independentemente da localidade e dos serviços prestados.

As demais boas práticas dessa categoria foram citadas com menor frequência (igual ou inferior a 2 citações) e, a despeito de poderem ter sido relevantes nos contextos nas quais foram aplicadas, optou-se por não explorá-las de forma ampla nesta discussão.

Cobenefícios

As boas práticas ligadas à categoria cobenefícios apareceram em último lugar em citações com relação às demais categorias, alcançando apenas 3,8% (Figura 6) das citações de boas práticas na RBS. Dentre as recomendações encontradas nessa categoria (Figura 12), pode-se observar que a boa prática mais mencionada foi “criação de meios para promover maior equidade”, com 7 citações (50%). Logo em seguida, aparece a boa prática “contribuição positiva para os meios de subsistência locais”, com 6 citações (42,85%).

Figura 11. Boas práticas referentes à categoria cobenefícios.

Fonte: Elaborado pela autora.

A boa prática “criação de meios para promover maior equidade” apareceu nos artigos da RBS, com referência ao alívio da pobreza (e.g. ADHIKARI; BOAG, 2013; TACCONI; MAHANTY; SUICH, 2013) ou à equidade social ou política (e.g. BÖRNER et al., 2010; GOMEZ-BAGGETHUN; MURADIAN, 2015; GRABOWSKI; CHAZDON, 2012; PASCUAL et al., 2014; WEGNER, 2016). Nessa seção, não iremos entrar na discussão acerca de definições ou significações do termo “equidade” ou sobre o que ele representa nos contextos específicos dos artigos. A síntese, aqui apresentada, restringe-se à indicação de algumas ideias dos estudos analisados nessa RBS, com relação à importância desse tema para a construção e aplicação de programas de PSA.

Para Grabowski e Chazdon (2012), programas que ignoram questões como a equidade podem minar seu sucesso a longo prazo. Dessa forma, estudos ligados a contextos diferentes recomendaram essa prática. Pesquisas teóricas (e.g. ADHIKARI; BOAG, 2013; GOMEZ-BAGGETHUN; MURADIAN, 2015; GRABOWSKI; CHAZDON, 2012; PASCUAL et al., 2014; WEGNER, 2016) a estudos de caso no Brasil (e.g. BÖRNER et al., 2010) ou em múltiplos países (e.g. TACCONI; MAHANTY; SUICH, 2013) foram desenvolvidos e concluíram que questões ligadas à equidade eram importantes para a estruturação de programas de PSA.

A boa prática “contribuição positiva para os meios de subsistência locais” aparece como recomendação em estudos desenvolvidos no México (e.g. OSBORNE; SHAPIRO-GARZA, 2018), no Nepal (e.g. SAITO-JENSEN; RUTT; CHHETRI, 2014), em múltiplos países (e.g. GRIMA et al., 2016; LIU; KONTOLEON, 2018; TACCONI; MAHANTY; SUICH, 2013) e em estudos teóricos (e.g. WEGNER, 2016). Essa recomendação foi relacionada, por exemplo, a uma possível promoção da manutenção dos SE ao longo do tempo, principalmente, após a cessação dos pagamentos (e.g. WEGNER, 2016) e à viabilidade do PSA (e.g. LIU; KONTOLEON, 2018). Assim, a “contribuição positiva para os meios de subsistência locais” foi tida como pré-requisito para o alcance da viabilidade do PSA (LIU; KONTOLEON, 2018). Foi observada também uma predominância de estudos que contemplam mais de um serviço ecossistêmico (e.g. GRIMA et al., 2016; LIU; KONTOLEON, 2018; TACCONI; MAHANTY; SUICH, 2013), seguidos de estudo voltados ao SE carbono (e.g. OSBORNE; SHAPIRO-GARZA, 2018; SAITO-JENSEN; RUTT; CHHETRI, 2014).

No caso específico do SE carbono, Tacconi, Mahanty e Suich (2013) apontam que, para implementar iniciativas de REDD+, considerar as questões dos meios de subsistência local é crítico. Os autores ainda enfatizam que o fato de haver sobreposição entre áreas nas quais os SE são visados pelos programas de PSA e áreas de alta incidência de pobreza reforça a necessidade de se considerar os impactos na subsistência local. Dessa forma, percebe-se que há, nesse conjunto de dados pequeno (6 estudos), uma diversidade com relação à localidade e aos serviços envolvidos nos estudos que recomendam essa prática.

Por outro lado, há opiniões na literatura contrárias a recomendações ligadas à presença de cobenefícios em programas de PSA (e.g. BENNETT, 2008; CHEN et al., 2015; TACCONI, 2012; WERTZ-KANOUNNIKOFF et al., 2011; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008). Para Bennett (2008), objetivos duplos, no geral, podem afetar negativamente a efetividade ambiental do programa, podendo ocorrer uma ênfase seletiva dos objetivos ambientais do programa, quando estes se revelarem difíceis de obter (e.g. na presença de preocupações como o alívio da pobreza). De acordo Wunder et al. (2018), a inclusão de objetivos secundários é considerada um motivo potencial para justificar a relutância em se adotar as recomendações de boas práticas de design de forma mais completa e complexa. No caso estudado por Chen et al. (2015) na China, por exemplo, as contradições causadas por objetivos conflitantes em programas de PSA, e particularmente os objetivos duplos de conservação da terra e alívio da pobreza, colocaram os governos locais em um dilema no

momento de realizar as compensações, uma vez que a punição ao mau desempenho tenderia a piorar as condições de vida das famílias pobres.

A boa prática “programa que engloba mais de uma área (e.g. ambiental, social, econômico), criando benefícios em todas essas áreas” foi citada com menor frequência (n=1) e, a despeito de poder ter sido relevante no contexto na qual foi aplicada, optou-se por não explorá-la de forma ampla nesta discussão.

Diante disso, apesar das recomendações apresentadas nessa categoria, esses resultados podem significar que os cobenefícios relacionados a programas de PSA ainda não são o foco da atenção em muitos trabalhos.

5. ETAPA II: COLETA DE INFORMAÇÕES SOBRE AS CARACTERÍSTICAS DOS PROGRAMAS DE PSA DO BRASIL

5.1. MATERIAIS E MÉTODOS: ETAPA II

Esta seção descreve os métodos utilizados como parte do processo para atingir o objetivo específico 3 desta pesquisa. Assim sendo, foram identificados nessa etapa os programas de PSA já implementados no Brasil até a data de coleta dessas informações (i.e. 02 de setembro de 2019). Assim como, foi realizada a coleta de informações das características de *design* de programas brasileiros de PSA.

A coleta de informações acerca dos programas brasileiros de PSA pode ser classificada como uma pesquisa exploratória. Esse tipo de pesquisa envolve levantamento bibliográfico e documental e tem por finalidade desenvolver e esclarecer ideias, além de ser comumente aplicada, quando o tema da pesquisa é pouco explorado (GIL, 2008).

As informações sobre os programas de PSA existentes no Brasil foram retiradas do sítio eletrônico da *Forest Trends*⁶, uma organização sem fins lucrativos que trabalha para conservar florestas e outros ecossistemas, por meio da criação e ampla adoção de uma gama de financiamentos ambientais, mercados e outros mecanismos de pagamento e incentivo (FOREST TRENDS, 2019). Foram selecionados no site programas considerados “ativos/aprovados”, localizados no “Brasil” e que englobassem todos os tipos de serviços apresentados no site (i.e. carbono, espécies, bacias hidrográficas e zonas úmidas). Dessa forma, foram obtidos dados de programas de pagamentos por serviços ambientais até a data 02 de setembro de 2019.

Para coletar as informações sobre características de *design* desses programas brasileiros de PSA, foi construído um questionário com base nos resultados da RBS, obtidos na **Etapa I** desta pesquisa. O público-alvo para a aplicação deste questionário envolve os tomadores de decisão, gestores ou pessoas que respondem pelos programas de pagamento por serviços ambientais no Brasil.

Esse questionário foi constituído por perguntas sobre as características de gestão dos programas brasileiros, com o objetivo de realizar uma comparação dessas respostas com as boas práticas e recomendações internacionais mais relevantes encontradas na **Etapa I** desta pesquisa.

⁶ Site para a coleta das informações dos programas de PSA no Brasil: <<https://www.forest-trends.org/project-list/>>. Acessado em set. 2019.

O questionário é uma técnica de investigação composta por um conjunto de perguntas que são formuladas com o objetivo de se obter informações relevantes acerca do tema da pesquisa (GIL, 2008). O questionário para esta pesquisa foi construído na plataforma do *Google Forms*, no formato de formulário online (Apêndice B), contendo questões subjetivas (não obrigatórias) e objetivas (obrigatórias), separadas em 8 seções. As duas primeiras seções do questionário coletam informações básicas do programa e de quem está respondendo, enquanto as outras seis correspondem a perguntas relativas às características do programa. As seis sessões que tratam das características dos programas estão divididas nas mesmas categorias estabelecidas na **Etapa I**, referentes às boas práticas recomendadas pela literatura (i.e. arranjo institucional, pagamentos, tipo de adesão, definição de áreas elegíveis/prioritárias, condicionalidade e cobenefícios).

O questionário passou por um pré-teste, necessário para evidenciar possíveis falhas ou dificuldades de entendimento na redação das perguntas. O objetivo desta etapa foi fornecer ao questionário validade e precisão (GIL, 2008). A avaliação deste questionário, durante o pré-teste, foi baseada na clareza e precisão dos termos, na forma, no desmembramento, na ordem das questões e na introdução do questionário (GIL, 2008). O questionário pré-teste foi enviado e respondido por cinco pessoas.

Com base nas respostas dadas no pré-teste, foi elaborado o questionário definitivo a ser enviado para os responsáveis pelos programas de PSA brasileiros. Antes do envio do questionário definitivo, foi feito um contato telefônico ou por e-mail com os respondentes para esclarecer os objetivos da pesquisa. Em seguida, foi encaminhado um e-mail para os respondentes com um link para o acesso ao questionário online. O e-mail padrão enviado pode ser visto no anexo A.

5.2. RESULTADOS E DISCUSSÕES: ETAPA II

De acordo os dados obtidos no site da *Forest Trends*, foram contabilizados 40 programas⁷ de PSA existentes no Brasil, considerados pelo site como “ativos/aprovados”.

Ao se analisar os dados encontrados sobre os programas de PSA no Brasil, percebe-se que a aplicação deste instrumento apresenta-se predominantemente em dois tipos de serviços ecossistêmicos: (i) carbono (Carbono florestal e de uso da terra), abordado em 29 programas (72,5%); e (ii) água (Bacias hidrográficas), abordado em 11 programas (27,5%).

⁷ Informações mais detalhadas sobre esses programas de PSA brasileiros podem ser encontradas no apêndice A.

Esses resultados demonstram que o comércio de emissões de gases de efeito estufa, principalmente para fins de sequestro de carbono, é o principal mercado de serviços ambientais, assim como o apresentado por Hall (2008). No tocante ao serviço ecossistêmico água, não há grandes surpresas em relação ao seu aparecimento também como destaque nos programas de PSA encontrados no país. Esse resultado vai ao encontro do estudo de Grima et al., (2016), no qual os autores apresentam o serviço ecossistêmico água como o mais importante nos programas da América Latina. Isso pode ser justificado pelo fato de a água ser um serviço com benefícios de conservação imediatos, diretos e de fácil assimilação por parte da população, o que pode facilitar o acesso a incentivos para esse fim, como defendido por Salzman et al. (2018). Além disso, estima-se que o Brasil possua cerca de 12% da disponibilidade de água doce do planeta, apesar de a distribuição natural desse recurso não ser equilibrada (ANA, 2019). Tal desequilíbrio ocorre, quando se compara a disponibilidade de água nas regiões do país e a distribuição populacional nessas áreas. A região Norte, por exemplo, concentra aproximadamente 80% da quantidade de água disponível, mas representa apenas 5% da população brasileira, enquanto as regiões próximas ao Oceano Atlântico possuem mais de 45% da população, porém, menos de 3% dos recursos hídricos do país (ANA, 2019). Tal fato pode ter um potencial de influência no desenvolvimento de políticas, como o PSA-hídrico no país, com o intuito de proteger os recursos hídricos em regiões de maior escassez e conflito.

Dos 40 programas listados pela *Forest Trends* (Apêndice A), conseguiu-se realizar o contato com os responsáveis por apenas 33 (82,5%). Desses responsáveis, obtivemos os seguintes retornos:

- 3 programas que constavam na lista da *Forest Trends* não foram considerados pelos responsáveis como programas de PSA, os quais disseram que não havia envolvimento de pagamentos ou afins nos programas.
- 2 programas de PSA não foram implementados.
- 16 (40%) casos nos responsáveis pelos programas prometeram responder ao questionário, mas não efetuaram essas respostas e, em alguns casos, justificaram a não participação na pesquisa (e.g. falta de tempo).
- 6 Respostas relacionadas a 12 (30%) dos 40 programas de PSA, mais 1 resposta⁸ relacionada a 1 programa que não estava presente na lista do *Forest Trends*.

⁸ De acordo com o texto do e-mail padrão (Anexo A), enviado para os responsáveis pelos programas de PSA, houve o pedido que fosse informado, caso houvesse, algum outro programa brasileiro de PSA a eles relacionado (i.e., que não tinha sido mencionado no corpo do e-mail). Dessa forma, foi incluído 1 programa a mais dos que estavam na lista do *Forest Trends*.

Deve-se ressaltar que dois dos contatos eram responsáveis por um conjunto de programas, que foram considerados pelos mesmos como de mesma estratégia. Nesses casos, um único questionário trouxe informações sobre mais de um programa.

Os resultados apresentados a seguir são extraídos dos sete questionários respondidos. As discussões acerca da convergência dessas respostas e as boas práticas encontradas na RBS são apresentadas na **Etapa III** desta pesquisa. Vale ressaltar que os nomes dos programas e dos respondentes não são divulgados por questão de confidencialidade.

A Figura 13 representa as respostas do questionário, com relação às perguntas referentes à categoria definição de áreas prioritárias. Nesse conjunto de dados, houve casos em que os respondentes escolheram a opção “outros”, acrescentando informações às respostas (e.g. Figura 13d e Figura 13f). Questões em que o respondente poderia escolher mais de uma opção também fizeram parte desses dados (e.g. Figura 13d e Figura 13f).

A Figura 13(a) mostra que o número de programas que envolve SE em estado crítico é maior (n=4; 57,14%) do que os que não envolvem (n=3; 43,86%), apesar de terem quantidades semelhantes.

Figura 12. Respostas do questionário com relação à categoria definição de áreas prioritárias.

Fonte: Elaborado pela autora.

Em relação à clareza dos atores quanto ao objetivo do programa de PSA (Figura 13b), a maioria dos respondentes afirmaram que todos os atores têm clareza quanto aos objetivos do programa (n=5; 71,43%) e 2 dos respondentes (28,57%) afirmaram que nem todos os autores

têm essa clareza. Não houve nenhuma resposta ligada à afirmação de que nenhum dos autores tem clareza sobre os objetivos do programa de PSA.

A Figura 13(c) demonstra que a adicionalidade é um critério levado em consideração na maioria dos programas, sendo exigido em todos os contratos ($n=4$; 57,14%). A exigência parcial da adicionalidade nos contratos foi identificada em 1 programa (14,29%), enquanto em 2 programas (28,57%), não houve nenhum tipo de exigência desse tipo. Nenhum respondente indicou que não sabia informar sobre o tema.

No caso do SE envolvido nos programas (Figura 13d), o carbono teve destaque com 5 repostas (33,33%). Em seguida, apareceu a biodiversidade ($n=4$; 26,67%), a água ($n=3$; 20%), outros ($n=2$; 13,33%) e paisagem ($n=1$; 6,67%). Nessa questão, surgiram na opção “outros” informações quanto à preservação de mata nativa (cerrado), extrativismo, manejo florestal e educação ambiental.

A Figura 13(e) mostra que a maioria dos programas analisados consultou a disposição dos provedores do SE para participar do programa de PSA antes da implementação do mesmo ($n=6$; 85,71%), um respondente (14,29%) afirmou que não sabia informar sobre o tema e não houve nenhuma indicação que afirmasse a inexistência dessa atividade.

Com relação aos critérios que são considerados para a seleção das áreas que são/serão alvo prioritário do programa de PSA (Figura 13f), o critério ecológico obteve destaque com 6 respostas (75%). Em seguida, apareceram as opções de critério econômico e “outros”, ambas com 1 resposta (12,5%). Nessa questão, surgiram na opção “outros” informações quanto ao local estar inserido em regiões de desmatamento. Nenhum respondente optou pelas opções de critério social ou de ordem de chagada, nem indicou que não sabia informar sobre o tema.

A Figura 14 representa as respostas do questionário com relação às perguntas referentes à categoria tipo de adesão. Nesse conjunto de dados, houve casos em que os respondentes puderam escolher mais de uma opção na questão (e.g. Figura 14b).

Pode-se observar, a partir da Figura 14(a), que os respondentes avaliaram a participação dos envolvidos nos programas de PSA como voluntária em 100% das vezes. Não houve nenhuma resposta ligada ao envolvimento parcialmente voluntário dos participantes nos programas de PSA, assim como nenhum respondente indicou que não sabia informar sobre o tema.

Com relação ao tempo de contrato (Figura 14b), contratos de longo prazo obtiveram destaque com 5 respostas (71,43%). Em seguida, apareceram os contratos de curto prazo ($n=2$; 28,57%). Não houve nenhuma resposta ligada a contratos de médio prazo.

A Figura 14(c) mostra que o número de programas que têm seus contratos considerados como acessíveis ($n=4$; 57,14%) é maior do que os que não os consideraram ($n=3$; 42,86%), apesar de terem quantidades semelhantes. Não houve nenhuma resposta ligada a contratos parcialmente acessíveis, assim como nenhum respondente indicou que não sabia informar sobre o tema.

Figura 13. Respostas do questionário com relação à categoria tipo de adesão.

Fonte: Elaborado pela autora.

Com relação à flexibilidade dos contratos (Figura 14d), houve empate entre os que consideraram os contratos dos programas como parcialmente flexíveis e não flexíveis (n=3 cada; 42,86%). Apenas 1 respondente considerou que os contratos do programa eram flexíveis.

A Figura 14(e) demonstra que os respondentes consideraram que os direitos e deveres dos provedores dos SE são claramente definidos nos contratos dos programas em 100% dos casos. Não houve nenhuma resposta ligada ao não esclarecimento desses direitos e deveres, assim como nenhum respondente indicou que não sabia informar sobre o tema.

A Figura 15 representa as respostas do questionário com relação às perguntas referentes à categoria pagamentos. Nesse conjunto de dados, houve casos em que os respondentes escolheram a opção “outros”, acrescentando informações às respostas (e.g. Figura 15a, Figura 15c, Figura 15d, Figura 15e e Figura 15f). Questões em que o respondente poderia escolher mais de uma opção também fizeram parte desses dados (e.g. Figura 15a, Figura 15b, Figura 15d e Figura 15e).

A Figura 15(a) mostra que a maioria dos respondentes relataram que os programas analisados consideraram “outros” fatores para os cálculos dos pagamentos (n=5; 62,5%). Em seguida, os custos de oportunidade (n=2; 25%) e os custos de transação (n=1; 12,5%) mostraram-se como uma preocupação nos cálculos dos pagamentos dos programas. Nessa questão, surgiram na opção “outros” informações relacionando esses cálculos à quantidade de carbono sequestrado, ao mercado de carbono e ao custo de preservação. Um respondente colocou na opção outros que essas informações se encontravam no site da entidade.

Com relação à forma de pagamento (Figura 15b), pagamentos em dinheiro obtiveram destaque com 6 respostas (75%). Em seguida, apareceram os pagamentos em forma de descontos de taxas/impostos e trocas de bens e serviços, ambos com 1 resposta (12,5%). Não houve nenhuma resposta ligada a opção outros.

Figura 14. Respostas do questionário com relação à categoria pagamentos.

Fonte: Elaborado pela autora.

A Figura 15(c) demonstra que a maioria dos programas analisados realizam os pagamentos de forma periódica (n=4; 57,14%). Em seguida, a opção “outros” apareceu com 3 respostas (42,86%). Nessa questão, surgiram na opção “outros” informações que relacionam a forma de pagamento a quanto se negocia de crédito no programa (i.e., dependendo de acordo com a venda do SE). Não houve nenhuma resposta ligada à opção de pagamentos realizados de uma única vez.

Pode-se observar, a partir da Figura 15(d), que os pagamentos nos programas analisados é, na sua maioria, feito de forma diferenciada, seja com relação à qualidade do SE (n=5; 27,78%), à quantidade do SE (n=5; 27,78%) ou ao custo de oportunidade (n=2; 11,11%). Pagamentos fixos receberam apenas 2 repostas (11,11%). Nessa questão, surgiram na opção “outros” que a diferenciação do pagamento poderia ocorrer também de acordo com o envolvimento com serviços sociais prestados para a comunidade no entorno, com a safra do crédito de carbono, com a localização e com as características do projeto. Um respondente colocou na opção “outros” que essas informações encontravam-se no site dos mesmos.

A Figura 15(e) mostra que a maioria dos programas analisados efetuam os pagamentos aos próprios proprietários dos imóveis participantes (n=6; 66,67%). Em seguida, aparecem os pagamentos realizados a alguma entidade representativa de um conjunto de proprietários (n=2; 22,22%) e outras opções (n=11,11%). Nessa questão, a opção “outros” trouxe informações quanto ao pagamento feito a parceiros do projeto.

Com relação à fonte dos recursos utilizados nos programas de PSA analisados (Figura 15f), recursos privados obtiveram destaque com 4 respostas (50%). Em seguida, apareceram os recursos mistos (n=2; 25%), outros e público (n=1 cada; 12,5%). Nessa questão, a opção “outros” trouxe informações quanto a recursos, advindos de compensação e captação de determinadas agências.

A Figura 15(g) mostra que a maioria dos programas analisados envolvem pagamentos em áreas de reserva legal (RL) ou área de preservação permanente (APP) (n=6; 85,71%). Enquanto 14,29% (n=1) não envolvem esse tipo de área.

A Figura 16 representa as respostas do questionário com relação às perguntas referentes à categoria condicionalidade. Nesse conjunto de dados, houve casos em que os respondentes puderam escolher mais de uma opção na questão (e.g. Figura 16c)

Figura 15. Respostas do questionário com relação à categoria condicionalidade.

Fonte: Elaborado pela autora.

A Figura 16(a) mostra que a maioria dos respondentes relataram que os programas analisados consideram que todas as etapas do programa têm seus responsáveis definidos (n=4; 57,14%). Em seguida, aparecem os que consideram que apenas uma parte das ações do

programa tem seus responsáveis claramente definidos. Não houve nenhuma resposta ligada à inexistência total dessa clareza de responsabilidades, assim como nenhum respondente indicou que não sabia informar sobre o tema.

A Figura 16(b) demonstra que os respondentes consideraram que há monitoramento nos programas em 100% dos casos. Não houve nenhuma resposta ligada à não existência ou existência parcial de monitoramento nos programas, assim como nenhum respondente indicou que não sabia informar sobre o tema.

Com relação a como é feito o monitoramento nos programas analisados (Figura 16c), a maioria indicou que a forma utilizada é a indireta (e.g. medição da área plantada/recuperada com vegetação nativa, medição de metros de cerca implantados, etc.) (n=6; 60%). Em seguida, aparece a indicação da forma direta de monitoramento (e.g. medição da qualidade da água, monitoramento das populações de espécies da flora/fauna, etc.) (n=4; 40%). Nenhum respondente indicou que não é feito o monitoramento.

A Figura 16(d) demonstra que a maioria dos respondentes indicou que os usuários dos programas são considerados difusos (e.g. toda uma população pertencente a um município ou bacia hidrográfica, etc.) (n=6; 85,71%). Não houve nenhuma resposta ligada à opção relacionada a usuários claramente definidos. Um respondente indicou que não sabia informar sobre o assunto (14,29%).

Pode-se observar, a partir da Figura 16(e), que a maioria dos programas efetua os pagamentos apenas depois da certificação da melhoria da qualidade do ambiente (n=4; 51,14%). Em seguida, aparecem os que afirmam que os pagamentos acontecem apenas depois da comprovação da realização das ações previstas no contrato (n=3; 42,86%). Não houve nenhuma resposta ligada à efetuação dos pagamentos independentemente de comprovações, assim como nenhum respondente indicou que não sabia informar sobre o tema.

A Figura 16(f) mostra que, na maioria dos casos analisados, são aplicadas sanções a quem não cumpre com o combinado nos contratos (n=4; 57,14%). Não tão distante, 42,86% dos casos (n=3) consideram que não há aplicação de sanções nos programas. Não houve nenhuma resposta ligada à aplicação parcial de sanções, assim como nenhum respondente indicou que não sabia informar sobre o tema.

A Figura 17 representa as respostas do questionário com relação às perguntas referentes à categoria arranjo institucional. Nesse conjunto de dados, houve casos nos quais os respondentes puderam escolher mais de uma opção na questão (e.g. Figura 17e).

A Figura 17(a) demonstra que os respondentes consideraram que há um envolvimento e uma negociação adequados/suficientes entre os atores do programa em 100% das vezes.

Não houve nenhuma resposta ligada à insuficiência desse envolvimento, assim como nenhum respondente indicou que não sabia informar sobre o tema. O mesmo ocorreu com relação à existência de um canal de comunicação entre os atores (Figura 17b), em que 100% dos respondentes indicaram que há esse canal de comunicação.

A Figura 17(c) mostra que a maioria dos respondentes indicou que existe uma estratégia no programa, para que os impactos positivos obtidos durante sua vigência não sejam perdidos ao final dos contratos (n=5; 71,43%). Em seguida, aparecem os que afirmam que essa estratégia não existe (n=1; 14,29%). Um respondente indicou que não sabia informar sobre o tema (14,29%).

Pode-se observar, a partir da Figura 17(d), que na maioria dos programas existe um suporte financeiro e técnico para os participantes (n=4; 57,14%). Em seguida, aparecem os que afirmam a existência de suporte apenas técnico (n=2; 28,57%) ou apenas financeiro (n=1; 14,29%). Não houve nenhuma resposta ligada à não existência desses tipos de suporte, assim como nenhum respondente indicou que não sabia informar sobre o tema.

Com relação ao processo de tomada de decisão nos programas (Figura 17e), percebe-se que há uma predominância de decisões a partir de um núcleo gestor do programa (n=4; 44,44%). Em seguida, aparecem os que afirmam que essas decisões são tomadas com a participação de todos (n=3; 33,33%) e a partir de uma comissão formada por parte dos autores (n=2; 22,22%). Nenhum dos respondentes escolheu a opção “outros” nessa questão.

A Figura 18 representa as respostas do questionário com relação às perguntas referentes à categoria cobenefícios. Com relação a essa categoria, pode-se perceber que todos os respondentes (100%) consideraram que os programas têm por objetivo também a geração de cobenefícios (Figura 18a) e que procuram avaliá-los e divulgá-los (Figura 18b).

Figura 16. Respostas do questionário com relação à categoria arranjo institucional.

Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 17. Respostas do questionário com relação à categoria cobenefícios.

Fonte: Elaborado pela autora.

6. ETAPA III: AVALIAÇÃO DOS PROGRAMAS DE PSA BRASILEIROS PERANTE AS BOAS PRÁTICAS INTERNACIONAIS E RECOMENDAÇÕES DE *DESIGN*

6.1. MATERIAIS E MÉTODOS: ETAPA III

Esta seção descreve os métodos utilizados para atingir o objetivo específico 3, ou seja, os procedimentos para identificar as boas práticas incorporadas nos programas de PSA brasileiros. Essa identificação foi realizada por meio de uma comparação das respostas obtidas na aplicação do questionário (**ETAPA II**) com as boas práticas recomendadas a partir da RBS (**ETAPA I**). Para tanto, será feita uma comparação entre os resultados do questionário e ¼ das boas práticas encontradas. Essa decisão foi tomada, buscando focar as discussões nas boas práticas mais citadas da RBS, em decorrência da grande quantidade de boas práticas encontradas (n=60).

6.2. RESULTADOS E DISCUSSÕES: ETAPA III

Os resultados dessa etapa serão baseados na avaliação das características dos programas que fizeram parte dessa pesquisa (i.e., que responderam ao questionário), com relação à ¼ das boas práticas encontradas na RBS (Quadro 7). Em seguida, um item será destinado à discussão acerca da baixa participação dos responsáveis pelos programas brasileiros de PSA nessa pesquisa e o que este fato influenciou nos resultados apresentados na mesma.

Vale ressaltar que os nomes dos programas não serão divulgados, por conta do sigilo combinado para a aplicação do questionário. Dessa forma, os programas ou conjunto de programas foram apresentados em códigos (i.e., programa A, B, C, etc.), quando necessário. A ordem de apresentação dos programas foi estruturada de acordo com a ordem em que foram respondidos os questionários.

Partindo do pressuposto de que as respostas dos participantes nessa pesquisa refletem a realidade dos programas analisados, pode-se observar que as boas práticas “monitoramento da prestação do SE ou dos seus proxies”, “envolvimento e negociação com as partes interessadas”, “direitos de propriedade claramente identificados”, “adesão voluntária”, “serviços ambientais bem definidos” e “segmentação espacial” obtiveram 100% de respostas positivas, indicando o possível alinhamento desses programas a estas boas práticas.

No caso específico da boa prática “envolvimento e negociação com as partes interessadas”, houve uma divergência com relação às respostas apresentadas na boa prática “fortalecimento da confiança, diálogo e colaboração entre atores”, correspondentes aos programas E e F (destacado em cinza escuro no Quadro 7). Isso, porque ao mesmo tempo em que a resposta para a primeira foi positiva, na segunda observou-se que as decisões sobre os programas ocorriam apenas a partir de um núcleo gestor do programa, não envolvendo todos os atores ou representantes dos programas. Esse fato, de certa forma, contradiz as respostas dadas na boa prática “envolvimento e negociação com as partes interessadas”, podendo ser considerada como negativa para esses dois programas citados.

Com relação às boas práticas “suporte técnico e orçamentário aos participantes” e “avaliação da disposição dos atores envolvidos para participar”, não houve indicação negativa para a aplicação das mesmas. Nesses casos, aconteceu de alguns respondentes não saberem informar sobre o tema ou terem oferecido uma resposta que não contemplava o alinhamento total com a determinada boa prática, obtendo então a classificação “parcialmente”.

Quadro 7. Avaliação dos programas com relação a ¼ das boas práticas encontradas na RBS.

PROGRAMAS	BOAS PRÁTICAS														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
A	SIM	SIM	SIM	NÃO	SIM	NÃO	SIM	*	SIM	*	SIM	NÃO	NÃO	*	***
B	SIM	SIM	SIM	SIM	SIM	NÃO	SIM	SIM	SIM	SIM	SIM	SIM	SIM	NÃO	SIM
C	SIM	SIM	SIM	SIM	SIM	SIM	SIM	SIM	*	SIM	SIM	NÃO	NÃO	NÃO	SIM
D	SIM	SIM	SIM	SIM	SIM	NÃO	SIM	*	SIM	*	SIM	NÃO	SIM	NÃO	SIM
E	SIM	SIM	SIM	NÃO	SIM	*	SIM	*	NÃO	NÃO	SIM	SIM	SIM	*	SIM
F	SIM	SIM	SIM	SIM	SIM	*	SIM	SIM	SIM	NÃO	SIM	SIM	NÃO	*	SIM
G	SIM	SIM	SIM	*	SIM	**	SIM	SIM	SIM	SIM	SIM	SIM	SIM	SIM	SIM

Legenda: 1 = Monitoramento da prestação do SE ou dos seus proxies; 2 = Envolvimento e negociação com as partes interessadas; 3 = Direitos de propriedade claramente identificados; 4 = Verificação da adicionalidade; 5 = Adesão voluntária; 6 = Pagamentos maiores que os custos de provisão; 7 = Serviços ambientais bem definidos; 8 = Suporte técnico e orçamentário aos participantes; 9 = Pagamentos diferenciados; 10= Fortalecimento da confiança, diálogo e colaboração entre atores; 11 = Segmentação espacial; 12 = Sancionamento do descumprimento da prestação do SE ou atividade prevista no contrato; 13 = Transparência das informações no contrato; 14 = Contratos flexíveis e/ou adaptáveis; 15 = Avaliação da disposição dos atores envolvidos para participar. (*) = PARCIALEMNTE; (**) = NÃO INFORMADO; (***) = NÃO SOUBE INFORMAR.

Fonte: Elaborado pela autora.

As demais boas práticas apresentaram, pelo menos, uma resposta negativa, quanto à sua aplicação. Assim, levando-se em consideração, primeiramente, a ocorrência de respostas negativas em relação à aplicação das boas práticas e, posteriormente, a ocorrência de respostas consideradas como parciais, as boas práticas menos aplicadas nos casos analisados são: (1ª) pagamentos maiores que os custos de provisão, (2ª) contratos flexíveis e/ou adaptáveis, (3ª) sancionamento do descumprimento da prestação do SE ou atividade prevista no contrato e transparência das informações no contrato, (4ª) fortalecimento da confiança, (5ª) verificação da adicionalidade, (6ª) envolvimento e negociação com as partes interessadas, (7ª) pagamentos diferenciados, (8ª) suporte técnico e orçamentário aos participantes e (9ª) avaliação da disposição dos atores envolvidos para participar.

E, mesmo essa avaliação não correspondendo ao panorama total de aplicação dos programas de PSA no Brasil, não deixa de ser uma avaliação de estudos de caso que demonstra que não há um total alinhamento (i.e., 100% de respostas positivas) com as boas práticas em nenhum dos programas analisados. Esse fato reafirma a importância de estudos na área, objetivando avaliar as especificidades de cada um dos programas brasileiros e verificar a possibilidade de aplicação ou aprimoramento das boas práticas indicadas internacionalmente.

As boas práticas listadas nessa pesquisa não devem ser tomadas como verdade universal que precisam ser obrigatoriamente implementadas no contexto brasileiro. Essa lista tem por objetivo informar possibilidades que já foram estudadas e passaram pelo crivo da revisão por pares no processo de aprovação dos artigos científicos onde foram descritas. Dessa maneira, esses resultados podem direcionar ações para o aprimoramento de programas de PSA.

6.2.1. Questionários não respondidos

É nítida a escassez de respostas por parte dos responsáveis pelos programas de PSA brasileiros quanto ao questionário aplicado nessa pesquisa. O baixo número de respostas não condiz com o esforço dedicado ao processo de coleta dessas informações e denota que, apesar do incessante contato por e-mail e telefone, esse esforço não foi correspondido (Figuras 19, 20 e 21). De acordo Huber-Stearns et al. (2015), é um processo realmente difícil coletar dados quantificáveis e analisáveis sobre como os resultados dos programas de PSA se relacionam com o desempenho.

O baixo percentual de respostas (n=12; 30%) frente ao número de casos consultados (n=40) foi surpreendente, uma vez que as entidades envolvidas com programas de PSA procuram dar visibilidade a esses programas nos seus sites, relatórios e eventos dos quais

participam, etc. Nesse sentido, a expectativa da pesquisa era que essas entidades tivessem resultados interessantes para apresentar nas respostas aos questionários, resultados esses que poderiam confirmar que tais programas têm se alinhado com as boas práticas internacionais e, ainda, apontar caminhos para o aprimoramento das suas práticas.

Contudo, contrariando tal expectativa, o baixo percentual de resposta dificulta uma análise sobre a situação da maioria dos programas, a partir da metodologia científica aqui proposta, deixando para a sociedade a opção de confiar (ou não) nas autoavaliações das entidades e/ou em certificações/auditorias por elas contratadas e/ou em prêmios a elas concedidos, com base em critérios não necessariamente científicos.

Para Prokofieva e Gorriz (2013), qualquer avaliação do desempenho de programas de PSA deve envolver não apenas uma avaliação dos resultados reais, mas também uma análise profunda das interações e dos recursos do projeto que levam a esses resultados. Portanto, o envolvimento de entidades responsáveis pelos programas de PSA, em pesquisas como essa, poderia ajudar no processo de avaliação do desempenho do próprio programa, visto que são aqui analisadas as características de cada projeto.

Figura 18. Exemplo de resposta dos contatos feitos.

Fonte: E-mail pessoal da autora.

Figura 20. Exemplo de contato sem resposta.

Fonte: E-mail pessoal da autora.

Figura 19. Exemplo de resposta dos contatos feitos.

Fonte: E-mail pessoal da autora.

De acordo Jespersen e Gallemore (2018), essa fragilidade na transparência de informações sobre programas de PSA gera informações limitadas na literatura sobre esse instrumento, o que pode ser um fator que impede o desenvolvimento de intervenções políticas mais robustas. Nesse sentido, essa visão da eficiência do PSA está em desacordo com uma compreensão mais abrangente de como a conservação acontece na prática (PASCUAL et al., 2014).

7. CONCLUSÕES

Pode-se concluir que o método da Revisão Bibliográfica Sistemática possibilitou a reunião de evidências com relação às boas práticas de gestão ambiental recomendadas pela literatura internacional de forma replicável e credível. Foram encontrados 103 artigos com referências às boas práticas. A maior parte dos artigos que trazem boas práticas foram publicados na revista *Ecological Economics* (n=18, ou 17,47% do total). Ao longo dos últimos 14 anos, a publicação de artigos com menção às boas práticas tem sido constante, com média de 7,36 artigos por ano (máximo de 15 e mínimo de 1 publicação). Verificou-se uma predominância de artigos que trazem exemplos de boas práticas a partir de estudos de caso de esquemas de PSA (n=76, ou 73,8% dos artigos), em detrimento dos artigos focados em discussões teóricas ou revisões de casos (n=27, ou 26,2%). Os países que se destacam em termos de número de publicações são a China e o Brasil (n=9 cada, ou 11,84%). Quanto à abordagem, os artigos com análises do tipo qualitativa foram os mais numerosos (n=62; 60,2%), seguidos daqueles com abordagem mista (n=34 casos; 33,0%), e abordagem quantitativa (n=7; 6,8%). Em relação ao foco dos esquemas reportados nos artigos analisados, observa-se uma predominância dos esquemas para pagamento de serviços ecossistêmicos múltiplos (n=44; 42,7%), seguidos por artigos com seus serviços classificados como não especificados (n=20; 19,4%). Dentre os serviços identificados e considerados exclusivos em alguns artigos, destaca-se o carbono (n=1; 16,5%), seguido pelos serviços água (n=15; 14,6%) e biodiversidade (n=7; 6,8%).

Nos 103 artigos foram encontradas 368 menções a boas práticas. Tais menções foram agrupadas em 60 boas práticas que, por sua vez, foram agrupadas em 6 categorias. As boas práticas mais citadas foram aquelas enquadradas na categoria arranjo institucional (n=121, ou 32,9%), seguidas pelas categorias definição de áreas elegíveis/prioritárias (n=78, ou 21,2%), condicionalidade (n=54, ou 14,7%), pagamentos (n=52, 14,1%), tipo de adesão (n=49, ou 13,3%) e cobenefícios (n=14, ou 3,8%).

Apesar das dificuldades encontradas, os dados sobre os programas de PSA brasileiros foram coletados e analisados, ajudando a preencher uma lacuna existente na literatura no que diz respeito à escassez de dados compilados sobre as boas práticas aplicáveis na estruturação do *design* de programas de PSA. As respostas dadas aos questionários permitem concluir que os programas analisados apresentam um maior alinhamento com as boas práticas “monitoramento da prestação do SE ou dos seus proxies”, “direitos de propriedade claramente identificados”, “adesão voluntária”, “serviços ambientais bem definidos” e “segmentação

espacial”. Por outro lado, as respostas mostram que boas práticas como “pagamentos maiores que os custos de provisão”, “contratos flexíveis e/ou adaptáveis”, “sancionamento do descumprimento da prestação do SE ou atividade prevista no contrato e transparência das informações no contrato”, “fortalecimento da confiança”, “verificação da adicionalidade”, “envolvimento e negociação com as partes interessadas”, “pagamentos diferenciados”, “suporte técnico e orçamentário aos participantes” e “avaliação da disposição dos atores envolvidos para participar” ainda não foram totalmente incorporadas. Essa discussão inserida no contexto brasileiro possibilitou a demonstração da aplicabilidade dos resultados da RBS e de como estes têm o potencial de contribuir para o planejamento tanto de programas de PSA que estão em funcionamento quanto dos futuros.

É importante salientar que as boas práticas identificadas nessa pesquisa não devem ser assumidas como verdades absolutas. Podem, sim, auxiliar atores envolvidos com o tema de PSA a conhecer as possibilidades já analisadas à luz da metodologia científica.

O percentual de retorno dos questionários enviados às entidades responsáveis por programas de PSA no Brasil (30%) foi um resultado abaixo da expectativa. A análise, portanto, ficou restrita a um número de programas bastante inferior ao total de programas identificados, o que não invalida o resultado encontrado. A falta de informações sobre os demais programas (i.e. aqueles que não responderam) impossibilitou a análise dos mesmos a partir da metodologia científica aqui proposta, deixando para a sociedade a opção de confiar (ou não) nas autoavaliações das entidades e/ou em certificações/auditorias por elas contratadas e/ou em prêmios a elas concedidos com base em critérios não necessariamente científicos.

Por fim, assume-se a existência de fatores limitantes para o desenvolvimento dessa pesquisa, como o tempo restritivo e as dificuldades encontradas na coleta dos dados dos programas de PSA no Brasil.

8. RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se para o desenvolvimento de pesquisas futuras:

- Atualizar e ampliar a RBS, principalmente, quanto à utilização de outras plataformas científicas e termos de busca.
- Utilizar de metodologias que possibilitem um maior retorno quanto à coleta de informações sobre os programas. A possibilidade de viagens a campo para tal pode ser uma opção a ser considerada.
- Avaliar a aplicação das boas práticas de PSA, quanto ao conteúdo de documentos oficiais regulamentadores dos programas (quando existentes).

Recomenda-se para profissionais envolvidos com o planejamento e tomada de decisão de programas de PSA:

- Desenvolver metodologias para que as boas práticas de *design* de PSA identificadas possam ser incorporadas pelos programas já em andamento e pelos futuros.
- Desenvolver documentos acessíveis acerca das informações de boas práticas de PSA e sua aplicabilidade.

REFERÊNCIAS

- ADHIKARI, B.; AGRAWAL, A. Understanding the social and ecological outcomes of PES projects: a review and an analysis. **Conservation and Society**, v. 11, n. 4, p. 359–374, 2013.
- ADHIKARI, B.; BOAG, G. Designing payments for ecosystem services schemes: some considerations. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 5, n. 1, p. 72–77, 2013.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Quantidade de água**. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/aguas-no-brasil/panorama-das-aguas/quantidade-da-agua>. Acesso em: 10 dez. 2019.
- AGUIAR, S.; SANS, G. C.; PARUELO, J. M. Market-based instruments for the conservation of biodiversity and ecosystem services in Latin America: panacea or square wheel?. **Ecologia Austral**, v. 27, n. 1-bis, p. 146–161, 2017.
- ANDREW, M. et al. Beyond carbon, more than forest? REDD+ governmentality in Indonesia. **Environment and Planning A**, v. 47, n. 1, p. 138–155, 2015.
- ANYANGO-VAN ZWIETEN, N.; VAN DER DUIM, R.; VISSEREN-HAMAKERS, I. J. Compensating for livestock killed by lions: payment for environmental services as a policy arrangement. **Environmental Conservation**, v. 42, n. 4, p. 363–372, 2014.
- ATMODJO, E.; LAMERS, M.; MOL, A. Financing marine conservation tourism: governing entrance fees in Raja Ampat, Indonesia. **Marine Policy**, v. 78, p. 181–188, 2017.
- BARDIN, L. **Análise de conteúdo**. São Paulo: Ed.70, 2011.
- BATLE, J.; ORFILA-SINTES, F.; MOON, C. J. Environmental management best practices: towards social innovation. **International Journal of Hospitality Management**, v. 69, p. 14–20, Jan. 2018.
- BELL, A.; MATTHEWS, N.; ZHANG, W. Opportunities for improved promotion of ecosystem services in agriculture under the water-energy-food nexus. **Journal of Environmental Studies and Sciences**, v. 6, n. 1, p. 183–191, 2016.
- BENNETT, M. T. China's sloping land conversion program: Institutional innovation or business as usual?. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 699–711, 2008.
- BILOTTA, G. S.; MILNER, A. M.; BOYD, I. On the use of systematic reviews to inform environmental policies. **Environmental Science & Policy**, v. 42, p. 67–77, Oct. 2014.
- BÖRNER, J. et al. Direct conservation payments in the Brazilian Amazon: scope and equity implications. **Ecological Economics**, v. 69, n. 6, p. 1272–1282, 2010.
- BÖRNER, J. et al. The Effectiveness of payments for environmental services. **World Development**, v. 96, p. 359–374, Aug. 2017.

BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federal do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal, 1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>. Acesso em: 20 dez. 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Pagamento por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**. Brasília, DF, 2011. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/estruturas/202/_arquivos/psa_na_mata_atlantica_licoes_aprendidas_e_desafios_202.pdf>. Acesso em: 11 nov. 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Guia para a formulação de políticas públicas estaduais e municipais de pagamento por serviços ambientais**. 2017. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/publicacoes/biodiversidade/category/143-economia-dos-ecossistemas-e-da-biodiversidade>>. Acesso em: 5 ago. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Instrumentos econômicos**. 2019. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/governanca-ambiental/economia-verde/instrumentos-econ%C3%B4micos.html>. Acesso em: 12 dez 2019.

BREMER, L. L. et al. Conservation and livelihood outcomes of payment for ecosystem services in the Ecuadorian Andes: what is the potential for “win-win”? **Ecosystem Services**, v. 8, p. 148–165, 2014.

BROUWER, R.; TESFAYE, A.; PAUW, P. Meta-analysis of institutional-economic factors explaining the environmental performance of payments for watershed services. **Environmental Conservation**, v. 38, n. 4, p. 380–392, 2011.

BULTE, E. H. et al. Elephants or onions? Paying for nature in Amboseli, Kenya. **Environment and Development Economics**, v. 13, n. 3, p. 395–414, 2008a.

BULTE, E. H. et al. Payments for ecosystem services and poverty reduction: concepts, issues, and empirical perspectives. **Environment and Development Economics**, v. 13, n. 3, p. 245–254, jun. 2008b.

CALLE, E. A. D. et al. Objective assessment of ecosystem hydrological services in tropical areas: a colombian experience in arid and semi-arid zones. **Revista Ambiente e Agua**, v. 12, n. 3, p. 365–379, 2017.

CAMPOS, R. P. Rumor a uma metodologia para o estudo de boas práticas em cooperação internacional em saúde. **Revista Eletrônica de Comunicação, Informação e Inovação em Saúde**, v. 4, n. 1, p. 165-176, mar. 2010.

CHABELI, M. M.; MALESELA, J. M. L.; NOLTE, A. G. W. Best practice during intrapartum care: a concept analysis. **Health SA Gesondheid**, v. 22, p. 9–19, Dec. 2017.

CHEN, C. et al. The Institutional challenges of payment for ecosystem service program in China: a review of the effectiveness and implementation of sloping land conversion program. **Sustainability (Switzerland)**, v. 7, n. 5, p. 5564–5591, 2015.

CHINANGWA, L.; GASPARATOS, A.; SAITO, O. Forest conservation and the private sector: stakeholder perceptions towards payment for ecosystem service schemes in the tobacco and sugarcane sectors in Malawi. **Sustainability Science**, v. 12, n. 5, p. 727–746, 2017.

CHIODI, R. E.; SARCINELLE, O.; UEZU, A. Management of water resources in the Cantareira water producer system area: a look at the rural context. **Revista Ambiente e Agua**, v. 8, n. 3, p. 151–165, 2013.

CLEMENTS, T. et al. Payments for biodiversity conservation in the context of weak institutions: comparison of three programs from Cambodia. **Ecological Economics**, v. 69, n. 6, p. 1283–1291, 2010.

COLLABORATION FOR ENVIRONMENTAL EVIDENCE. **Guidelines and standards for evidence synthesis in environmental management**. Version 5.0. 2018. Disponível em: <www.environmentalevidence.org/information-for-authors>. Acesso em: 5 set. 2019.

COSTANZA, R. et al. The Value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253–260, May 1997.

DAVIS, E. J. et al. Beer, beef, and boards: the role of intermediaries in payment for ecosystem services arrangements in northwestern Montana. **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 58, n. 9, p. 1562–1576, 2015.

DE GROOT, R. B. A.; HERMANS, L. M. Broadening the picture: Negotiating payment schemes for water-related environmental services in the Netherlands. **Ecological Economics**, v. 68, n. 11, p. 2760–2767, 2009.

DEL RÍO, P. Designing auctions for renewable electricity support. Best practices from around the world. **Energy for Sustainable Development**, v. 41, p. 1–13, Dec. 2017.

DENEGRI, G. A.; GASPARI, F. J. **Guidelines for the provision of payments for environmental services**. Case study: High Sauce Grande River basin. Argentina. [S.l.: s.n.], 2010.

DERISSEN, S.; LATACZ-LOHMANN, U. What are PES? A review of definitions and an extension. **Ecosystem Services**, v. 6, n. c, p. 12–15, 2013. DOI: 10.1016/j.ecoser.2013.02.002.

DI BITETTI, M. S.; FERRERAS, J. A. Publish (in English) or perish: the effect on citation rate of using languages other than English in scientific publications. **Ambio**, v. 46, n. 1, p. 121–127, Feb. 2017.

ENGEL, S. The Devil in the detail: a practical guide on designing payments for environmental services. **International Review of Environmental and Resource Economics**, v. 9, n. 1–2, p. 131–177, 2016.

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.

ESTÉS, C. P. **Mulheres que correm com os lobos**: mitos e histórias do arquétipo da mulher selvagem. Rio de Janeiro: Racco, 2014.

EZZINE-DE-BLAS, D. et al. Global patterns in the implementation of payments for environmental services. **PLoS ONE**, v. 11, n. 3, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149847>.

FAUZI, A.; ANNA, Z. The Complexity of the institution of payment for environmental services: a case study of two Indonesian PES schemes. **Ecosystem Services**, v. 6, p. 54–63, 2013.

FERRARO, P. J. Asymmetric information and contract design for payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 810–821, 2008.

FERRARO, P. J.; KISS, A. Direct payments to conserve biodiversity. **Science**, v. 298, n. 5599, p. 1718–1719, Nov. 2002.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, v. 68, n. 3, p. 643–653, Jan. 2009.

FLETCHER, R.; BÜSCHER, B. The PES conceit: revisiting the relationship between payments for environmental services and neoliberal conservation. **Ecological Economics**, v. 132, n. C, p. 224–231, 2017.

FOREST TRENDS. Disponível em: <https://www.forest-trends.org/>. Acesso em: 10 dez. 2019.

FORTMANN, L. et al. Incentive contracts for environmental services and their potential in REDD. **International Review of Environmental and Resource Economics**, v. 9, n. 3–4, p. 363–409, 2016.

FRIEDMAN, I. et al. **Moving towards best practice**: documenting and learning from existing community health/care worker programmes. Durban: Health Systems Trust, 2007.

FROST, P. G. H.; BOND, I. The CAMPFIRE programme in Zimbabwe: payments for wildlife services. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 776–787, 2008.

GÁLVEZ-MARTOS, J.-L. et al. Construction and demolition waste best management practice in Europe. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 136, p. 166–178, Sept. 2018.

GHONIM, M.; EWEDA, N. Best practices in managing, supervising, and assessing architectural graduation projects: a quantitative study. **Frontiers of Architectural Research**, v. 7, n. 3, p. 424–439, Sept. 2018.

GIBBONS, J. M. et al. Should payments for biodiversity conservation be based on action or results?. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 5, p. 1218–1226, 2011.

GIL, A. C. **Métodos e técnicas de pesquisa social**. 6.ed. São Paulo: Atlas, 2008.

GIZACHEW, B. et al. REDD+ in Africa: contexts and challenges. **Natural Resources Forum**, v. 41, n. 2, p. 92–104, 2017.

GODECKE, M. V.; HUPFFER, H. M.; CHAVES, I. R. O Futuro dos pagamentos por serviços ambientais no Brasil a partir do Novo Código Florestal. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 31, ago. 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v31i0.34896>.

GOLDMAN-BENNER, R. L. et al. Water funds and payments for ecosystem services: practice learns from theory and theory can learn from practice. **ORYX**, v. 46, n. 1, p. 55–63, 2012.

GOMEZ-BAGGETHUN, E.; MURADIAN, R. In Markets we trust? Setting the boundaries of Market-Based Instruments in ecosystem services governance. **Ecological Economics**, v. 117, p. 217–224, Sept. 2015.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E. et al. The History of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. **Ecological Economics, Special Section** - payments for environmental services: reconciling theory and practice. v. 69, n. 6, p. 1209–1218, Apr. 2010.

GRABOWSKI, Z. J.; CHAZDON, R. L. Beyond carbon: redefining forests and people in the global ecosystem services market. **Sapiens**, v. 5, n. 1, 2012. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/281874977>>. Acesso em: 25 dez. 2019.

GRIMA, N. et al. Payment for ecosystem services (PES) in Latin America: analysing the performance of 40 case studies. **Ecosystem Services**, v. 17, p. 24–32, 2016.

GROLLEAU, G.; MCCANN, L. M. J. Designing watershed programs to pay farmers for water quality services: case studies of Munich and New York City. **Ecological Economics**, v. 76, p. 87–94, Apr. 2012.

GUPTA, S. et al. Systematic review of the literature: best practices. **Academic Radiology**, v. 25, n. 11, p. 1481–1490, 2018.

GUTIÉRREZ RODRÍGUEZ, L. et al. Socioeconomic and environmental effects of China's conversion of cropland to forest program after 15 years: a systematic review protocol. **Environmental Evidence**, v. 4, n. 1, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13750-015-0033-8>.

HALL, A. Paying for environmental services: the case of Brazilian Amazonia. **Journal of International Development**, v. 20, n. 7, p. 965–981, 2008.

HANEY, A. B.; POLLITT, M. G. Exploring the determinants of “best practice” benchmarking in electricity network regulation. **Energy Policy, Clean Cooking Fuels and Technologies in Developing Economies**. v. 39, n. 12, p. 7739–7746, Dec. 2011.

HAYES, T.; MURTINHO, F. Communal governance, equity and payment for ecosystem services. **Land Use Policy**, v. 79, p. 123–136, 2018.

HEJNOWICZ, A. P. et al. Evaluating the outcomes of payments for ecosystem services programmes using a capital asset framework. **Ecosystem Services**, v. 9, p. 83–97, 2014.

HIEDANPÄÄ, J.; BORGSTRÖM, S. Why do some institutional arrangements succeed? Voluntary protection of forest biodiversity in southwestern Finland and of the golden eagle in Finnish Lapland. **Nature Conservation**, v. 7, p. 29–50, 2014.

HUBER-STEARNES, H. R. et al. Institutional analysis of payments for watershed services in the western United States. **Ecosystem Services**, v. 16, p. 83–93, 2015.

IUCN. **Ecosystem services**. Disponível em: <https://www.iucn.org/commissions/commission-ecosystem-management/our-work/cemsthematic-groups/ecosystem-services>. Acesso em: 16 set. 2018.

JACKA, B. K.; KOUSKYA, C.; SIMSA, K. R. E. Designing payments for ecosystem services: lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 105, n. 28, p. 9465–9470, 2008.

JESPERSEN, K.; GALLEMORE, C. The Institutional work of payments for ecosystem services: why the mundane should matter. **Ecological Economics**, v. 146, p. 507–519, 2018.

JINDAL, R. et al. Social dimensions of procurement auctions for environmental service contracts: evaluating tradeoffs between cost-effectiveness and participation by the poor in rural Tanzania. **Land Use Policy**, v. 31, p. 71–80, 2013.

KARSENTY, A. Payments for environmental services and development. Combining conservation incentives with investment. **Perspective**, 2011. DOI: 10.19182/agritrop/00056.

KERR, J. M.; VARDHAN, M.; JINDAL, R. Incentives, conditionality and collective action in payment for environmental services. **International Journal of the Commons**, v. 8, n. 2, p. 595–616, 2014.

KOLINJIVADI, V. et al. Juggling multiple dimensions in a complex socio-ecosystem: the issue of targeting in payments for ecosystem services. **Geoforum**, v. 58, p. 1–13, 2015.

KOLINJIVADI, V. K.; SUNDERLAND, T. A Review of two payment schemes for watershed services from China and Vietnam: the interface of government control and PES theory. **Ecology and Society**, v. 17, n. 4, 2012. Doi: <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05057-170410>.

KOSOY, N.; CORBERA, E.; BROWN, K. Participation in payments for ecosystem services: case studies from the Lacandon rainforest, Mexico. **Geoforum**, v. 39, n. 6, p. 2073–2083, 2008.

LA ROCCO, G. L.; DEAL, R. L. Giving credit where credit is due: Increasing landowner compensation for ecosystem services. **USDA Forest Service - General Technical Report PNW-GTR**, n. 842, p. 1–32, 2011.

LE COQ, J.-F. et al. Understanding the governance of the payment for environmental services programme in Costa Rica: a policy process perspective. **Ecosystem Services**, v. 16, p. 253–265, 2015.

LIEN, A. M. et al. Opportunities and barriers for endangered species conservation using payments for ecosystem services. **Biological Conservation**, v. 232, p. 74–82, 2019.

LIU, W.-Y. Taiwan sugar corporation's participation in the mechanism of payment for environmental services (PES). **World Academy of Science, Engineering and Technology**, v. 74, p. 1108–1114, 2011.

LIU, Z.; KONTOLEON, A. Meta-analysis of livelihood impacts of payments for environmental services programmes in developing countries. **Ecological Economics**, v. 149, p. 48–61, 2018.

LONG, K. et al. Who are the stakeholders and how do they respond to a local government payments for ecosystem services program in a developed area: a case study from Suzhou, China. **Habitat International**, v. 49, p. 1–9, 2015.

LUNDBERG, L. et al. Context matters: exploring the cost-effectiveness of fixed payments and procurement auctions for PES. **Ecological Economics**, v. 146, p. 347–358, 2018.

MAHANTY, S.; SUICH, H.; TACCONI, L. Access and benefits in payments for environmental services and implications for REDD+: lessons from seven PES schemes. **Land Use Policy**, v. 31, p. 38–47, 2013.

MARTIN-ORTEGA, J.; OJEA, E.; ROUX, C. Payments for water ecosystem services in Latin America: a literature review and conceptual model. **Ecosystem Services**, v. 6, p. 122–132, 2013.

MARTIN-ORTEGA, J.; WAYLEN, K. A. PES What a mess? An Analysis of the position of environmental professionals in the conceptual debate on payments for ecosystem services. **Ecological Economics**, v. 154, p. 218–237, Dec. 2018.

MAXTON-LEE, B. Material realities: why Indonesian deforestation persists and conservation fails. **Journal of Contemporary Asia**, v. 48, n. 3, p. 419–444, 2018.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005.

MEYER, C. et al. Design rules for successful governmental payments for ecosystem services: taking agri-environmental measures in Germany as an example. **Journal of Environmental Management**, v. 157, p. 146–159, 2015.

MILLER, R.; NIELSEN, E.; HUANG, C.-H. Ecosystem service valuation through wildfire risk mitigation: design, governance, and outcomes of the Flagstaff Watershed Protection Project (FWPP). **Forests**, v. 8, n. 5, 2017. Doi: <https://doi.org/10.3390/f8050142>.

MULLEN, R. J. et al. Best-practices for the design and development of prescription medication information: a systematic review. **Patient Education and Counseling**, v. 101, n. 8, p. 1351–1367, Aug. 2018.

MURADIAN, R. et al. Reconciling theory and practice: an alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. **Ecological Economics, Special Section - Payments for Environmental Services**: reconciling theory and practice. v. 69, n. 6, p. 1202–1208, Apr. 2010.

MURADIAN, R. et al. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. **Conservation Letters**, v. 6, July 2013. DOI: 10.1111/j.1755-263X.2012.00309.x.

NAVA-LÓPEZ, M. et al. Decentralizing payments for hydrological services programs in Veracruz, Mexico: challenges and implications for long-term sustainability. **Society and Natural Resources**, v. 31, n. 12, p. 1389–1399, 2018.

NEEF, A. Fostering incentive-based policies and partnerships for integrated watershed management in the Southeast Asian uplands. **Southeast Asian Studies**, v. 1, n. 2, p. 247–271, 2012.

NEITZEL, K. C. et al. Paying for environmental services: determining recognized participation under common property in a peri-urban context. **Forest Policy and Economics**, v. 38, p. 46–55, 2014.

NEWTON, P. et al. Consequences of actor level livelihood heterogeneity for additionality in a tropical forest payment for environmental services programme with an undifferentiated reward structure. **Global Environmental Change**, v. 22, n. 1, p. 127–136, 2012.

NUSDEO, A. M. O. O Uso de instrumentos econômicos nas normas de proteção ambiental. **Revista da Faculdade de Direito, Universidade de São Paulo**, v. 101, p. 357–378, jan. 2006.

OBENG, E. A.; AGUILAR, F. X.; MCCANN, L. M. Payments for forest ecosystem services: a look at neglected existence values, the free-rider problem and beneficiaries' willingness to pay. **International Forestry Review**, v. 20, n. 2, p. 206–219, 2018.

OCHOA, J. J. et al. Learning from best practices in sustainable urbanization. **Habitat International**, v. 78, p. 83–95, Aug. 2018.

OSBORNE, T.; SHAPIRO-GARZA, E. Embedding carbon markets: complicating commodification of ecosystem services in Mexico's Forests. **Annals of the American Association of Geographers**, v. 108, n. 1, p. 88–105, 2018.

PAN, X. et al. Payments for ecosystem services in China: Policy, practice, and progress. **Journal of Cleaner Production**, v. 158, p. 200–208, 2017.

PASCUAL, U. et al. Social equity matters in payments for ecosystem services. **BioScience**, v. 64, n. 11, p. 1027–1036, 2014.

PATI, D.; LORUSSO, L. N. How to write a systematic review of the Literature. **HERD: health environments research & design journal**, v. 11, n. 1, p. 15–30, Jan. 2018.

PHAM, T. T. et al. monitoring and evaluation of payment for forest environmental services in Vietnam: from myth to reality. **Ecosystem Services**, v. 16, p. 220–229, 2015.

PIRARD, R.; BILLÉ, R.; SEMBRÉS, T. Upscaling payments for environmental services (PES): critical issues. **Tropical Conservation Science**, v. 3, n. 3, p. 249–261, 2010.

PIRES, M. Watershed protection for a world city: the case of New York. **Land Use Policy**, v. 21, n. 2, p. 161–175, Apr. 2004.

PISTORIUS, T. et al. Lessons for REDDplus: a comparative analysis of the German discourse on forest functions and the global ecosystem services debate. **Forest Policy and Economics**, v. 18, p. 4–12, 2012.

POFFENBERGER, M. Restoring and conserving khasi forests: a community-based REDD strategy from Northeast India. **Forests**, v. 6, n. 12, p. 4477–4494, 2015.

PORRAS, I., DENGEL, J., AYLWARD, B. Monitoring and evaluation of payment for watershed service schemes in developing countries. In: ANNUAL BIOECON CONFERENCE ON “RESOURCE ECONOMICS, BIODIVERSITY CONSERVATION AND DEVELOPMENT”, 14., 2012, Cambridge. **Proceedings [...]**. [S.l.:s.n].

PORRAS, I., GRIEG-GRAN, M., NEVES, N. **All That glitters**: a review of payments for watershed services in developing countries. London: IIED, 2008.

PROKOFIEVA, I.; GORRIZ, E. Institutional analysis of incentives for the provision of forest goods and services: an assessment of incentive schemes in catalonia (north-east spain). **Forest Policy and Economics**, v. 37, p. 104–114, 2013.

PULLIN, A.; STEWART, G. Guidelines for systematic review in environmental management. **Conservation Biology** : the journal of the Society for Conservation Biology, v. 20, p. 1647–56, Jan. 2006.

REIS NETO, A. F.; SILVA, L. J. A.; ARAÚJO, M. S. B. Legal system of R.e.d.d in Caatinga of Pernambuco. **Veredas o Direito**, v. 15, n. 33, p. 291–319, dez. 2018.

REVELL, M. A. Role of research in best practices. **The Nursing Clinics of North America**, v. 50, n. 1, p. 19–32, Mar. 2015.

ROCKSTRÖM, J. et al. A Safe operating space for humanity. **Nature**, v. 461, n. 7263, p. 472–475, Sept. 2009.

ROSENDAL, G. K.; SCHEI, P. J. How may REDD+ affect the practical, legal and institutional framework for “Payment for ecosystem services” in Costa Rica?. **Ecosystem Services**, v. 9, p. 75–82, 2014.

SAITO-JENSEN, M.; RUTT, R. L.; CHHETRI, B. B. K. Social and environmental tensions: affirmative measures under REDD + carbon payment initiatives in Nepal. **Human Ecology**, v. 42, n. 5, p. 683–694, 2014.

SALIU, B.; HAJRULLAI, H. Best practices in the english for specific purpose classes at the language center. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON TEACHING AND LEARNING ENGLISH AS AN ADDITIONAL LANGUAGE, 2016, Antalya. **Procedia - Social and Behavioral Sciences**, v. 232, p. 745–749, Oct. 2016.

SALLES, G. P.; SALINAS, D. T. P.; PAULINO, S. R. Execução de projetos de REDD+ no Brasil por meio de diferentes modalidades de financiamento. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 55, n. 3, p. 445–464, 2017.

SALZMAN, J. et al. The global status and trends of payments for ecosystem services. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 3, p. 136–144, Mar. 2018.

SÁNCHEZ, Á. M. R. The Payment for hydrological environmental services. examining the experiences of Costa Rica, Mexico, Ecuador and Colombia. **Ambiente Y Desarrollo**, v. 19, n. 36, p.39 - 53, 2015.

SANDBROOK, C. et al. Carbon, forests and the REDD paradox. **ORYX**, v. 44, n. 3, p. 330–334, 2010.

SANTOS, L. M.; PORTO, A. J. M.; SAMPAIO, R. S. R. Proprietary rights and economic instruments of environmental regulation: an analysis of implicit attributions. **Revista Brasileira de Políticas Públicas**, v. 7, n. 2, p. 98–121, 2017.

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.

SATTLER, C. et al. Multi-classification of payments for ecosystem services: How do classification characteristics relate to overall PES success?. **Ecosystem Services**, v. 6, p. 31–45, 2013.

SCHOMERS, S.; MATZDORF, B. Payments for ecosystem services: a review and comparison of developing and industrialized countries. **Ecosystem Services**, v. 6, p. 16–30, Dec. 2013.

SCHOMERS, S.; SATTLER, C.; MATZDORF, B. An Analytical framework for assessing the potential of intermediaries to improve the performance of payments for ecosystem services. **Land Use Policy**, v. 42, p. 58–70, 2015.

SCHRÖTER, B. et al. More than just linking the nodes: civil society actors as intermediaries in the design and implementation of payments for ecosystem services—the case of a blue carbon project in Costa Rica. **Local Environment**, v. 23, n. 6, p. 635–651, 2018.

SCRIVEN, J. N. H.; MALHI, Y. Smallholder REDD+ strategies at the forest-farm frontier: a comparative analysis of options from the Peruvian Amazon. **Carbon Management**, v. 3, n. 3, p. 265–281, 2012.

SHELLEY, B. G. What should we call instruments commonly known as payments for environmental services? A Review of the literature and a proposal. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1219, n. 1, p. 209–225, 2011.

SHENG, J.; QIU, H.; ZHANG, S. Opportunity cost, income structure, and energy structure for landholders participating in payments for ecosystem services: Evidence from Wolong National Nature Reserve, China. **World Development**, v. 117, p. 230–238, 2019.

SILVA, R. A. et al. Operationalizing payments for ecosystem services in Brazil's sugarcane belt: how do stakeholder opinions match with successful cases in Latin America?. **Ecosystem Services**, v. 22, p. 128–138, 2016.

SILVA, R. K.; CARVALHO, D. W. Initial contributions to a legal protection of ecosystem services. **Veredas do Direito**, v. 15, n. 32, p. 87–115, 2018.

SIMS, K. R. E. et al. Improving Environmental and Social Targeting through Adaptive Management in Mexico's Payments for Hydrological Services Program. **Conservation Biology**, v. 28, n. 5, p. 1151–1159, 2014.

SKUTSCH, M. et al. Alternative models for carbon payments to communities under REDD+: a comparison using the Polis model of actor inducements. **Environmental Science and Policy**, v. 14, n. 2, p. 140–151, 2011.

SLAVC, I. et al. Best practices for the use of intracerebroventricular drug delivery devices. **Molecular Genetics and Metabolism**, v. 124, n. 3, p. 184–188, 2018.

SOLAZZO, A.; JONES, A.; COOPER, N. Revising payment for ecosystem services in the light of stewardship: the need for a legal framework. **Sustainability (Switzerland)**, v. 7, n. 11, p. 15449–15463, 2015.

SOMMERVILLE, M.; JONES, J.; MILNER-GULLAND, E. A Revised conceptual framework for payments for environmental services. **Ecology and Society**, v. 14, n. 2, Dec. 2009.

SOMMERVILLE, M. M.; MILNER-GULLAND, E. J.; JONES, J. P. G. The Challenge of monitoring biodiversity in payment for environmental service interventions. **Biological Conservation**, v. 144, n. 12, p. 2832–2841, 2011.

SORICE, M. G. et al. Scaling participation in payments for ecosystem services programs. **PLoS ONE**, v. 13, n. 3, 2018. DOI: <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0192211>.

SUHARDIMAN, D. et al. Payments for ecosystem services in Vietnam: Market-based incentives or state control of resources?. **Ecosystem Services**, v. 6, p. 64–71, 2013.

SUICH, H. et al. Payments for ecosystem services in Indonesia. **ORYX**, v. 51, n. 3, p. 489–497, 2017.

SWALLOW, B. et al. Compensation and Rewards for Environmental Services in the Developing World. **Ecology and Society**, v. 14, n. 2, Dec. 2009. DOI: 105751/ES-02499-140226.

TACCONI, L. Redefining payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 73, p. 29–36, 2012.

TACCONI, L.; MAHANTY, S.; SUICH, H. The Livelihood impacts of payments for environmental services and implications for REDD+. **Society and Natural Resources**, v. 26, n. 6, p. 733–744, 2013.

TAN, Y. et al. A Study of best practices in promoting sustainable urbanization in China. **Journal of Environmental Management**, v. 193, p. 8–18, May 2017.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. Decision - /15, Copenhagen Accord, President's Draft, 2009. Disponível em: <https://unfccc.int/resource/docs/2009/cop15/eng/107.pdf>. Acesso em: 5 jul. 2019.

VAN HECKEN, G.; BASTIAENSEN, J. Payments for ecosystem services: Justified or not? A Political view. **Environmental Science & Policy**, v. 13, p. 785–792, Dec. 2010.

VAN NOORDWIJK, M. et al. Criteria and indicators for environmental service compensation and reward mechanisms: realistic, voluntary, conditional and pro-poor. Nairobi: World Agroforestry Centre, 2007. CESScoping Issue Paper n° 2. ICRF Working Paper n° 37.

VATN, A. An Institutional analysis of payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 69, n. 6, p. 1245–1252, 2010.

WASSERMANN, R. Classificação de desenvolvimento dos países reflete falta de critério unificado. Londres: BBC Brasil, 2010. Disponível em: https://www.bbc.com/portuguese/noticias/2010/09/100924_desenvolvimento_sub_criterios_rw. Acesso em: 15 dez. 2019.

WEGNER, G. I. 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, June 2016.

WENDLAND, K. J. et al. Targeting and implementing payments for ecosystem services: opportunities for bundling biodiversity conservation with carbon and water services in Madagascar. **Ecological Economics**, v. 69, n. 11, p. 2093–2107, 2010.

WERTZ-KANOUNNIKOFF, S. et al. Ecosystem-based adaptation to climate change: what scope for payments for environmental services?. **Climate and Development**, v. 3, n. 2, p. 143–158, 2011.

WEYERHAEUSER, H.; WILKES, A.; KAHRL, F. Local impacts and responses to regional forest conservation and rehabilitation programs in China's northwest Yunnan province. **Agricultural Systems**, v. 85, n. 3, p. 234–253, Sept. 2005.

WOO, S. E.; O'BOYLE, E. H.; SPECTOR, P. E. Best practices in developing, conducting, and evaluating inductive research. **Human Resource Management Review**, v. 27, n. 2, p. 255–264, June 2017.

WUNDER, S. Payments for environmental services: some nuts and bolts CIFOR occasional paper. **Center for International Forestry Research**, v. 42, p. 10–11, Jan. 2005.

WUNDER, S. The Efficiency of payments for environmental services in tropical conservation: essays. **Conservation Biology**, v. 21, n. 1, p. 48–58, 2007.

WUNDER, S. When payments for environmental services will work for conservation. **Conservation Letters**, v. 6, n. 4, p. 230–237, 2013.

WUNDER, S. Revisiting the concept of payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 117, p. 234–243, 2015.

WUNDER, S.; ALBÁN, M. Decentralized payments for environmental services: the cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 685–698, 2008.

WUNDER, S.; ENGEL, S.; PAGIOLA, S. Taking stock: a comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 834–852, 2008.

WUNDER, S. et al. Pagamentos por serviços ambientais: perspectivas para a Amazônia legal. 2.ed.rev. Brasília: MMA, 2009. Disponível em: https://www.mma.gov.br/estruturas/168/_publicacao/168_publicacao17062009123349.pdf. Acesso em: 21 nov. 2019.

WUNDER, S. et al. From principles to practice in paying for nature's services. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 3, p. 145–150, 2018.

YEH, E. T. The Politics of conservation in contemporary rural China. **Journal of Peasant Studies**, v. 40, n. 6, p. 1165–1188, 2013.

YIN, R. et al. The Implementation and impacts of China's largest payment for ecosystem services program as revealed by longitudinal household data. **Land Use Policy**, v. 40, p. 45–55, 2014.

YIN, Y. et al. Herder stocking rate and household income under the Grassland Ecological Protection Award Policy in northern China. **Land Use Policy**, v. 82, p. 120–129, 2019.

YOUNG, C. E. F.; BAKKER, L. B. D. Instrumentos econômicos e pagamentos por serviços ambientais no Brasil. In: INCENTIVOS econômicos para serviços ecossistêmicos no Brasil. Rio de Janeiro: Forest Trends, 2015. p. 33 - 56.

ZANELLA, M. A.; SCHLEYER, C.; SPEELMAN, S. Why do farmers join Payments for Ecosystem Services (PES) schemes? An Assessment of PES water scheme participation in Brazil. **Ecological Economics**, v. 105, p. 166–176, 2014.

ANEXOS

ANEXO A - E-mail padrão enviado aos responsáveis dos programas de PSA brasileiros.

26/12/2019

E-mail de Universidade de São Paulo - Pesquisa sobre Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil

Bartira Rodrigues Guerra <bartirarguerra@usp.br>

Pesquisa sobre Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil

Bartira Rodrigues Guerra <bartirarguerra@usp.br>

10 de outubro de 2019 16:16

Para: [REDACTED]@gmail.com

Prezada [REDACTED]

Sou pesquisadora da Universidade de São Paulo (USP), e estou desenvolvendo uma pesquisa, junto com meu orientador Pro^o Dr. Victor Eduardo Lima Ranieri, sobre o tema Pagamentos por Serviços Ambientais.

Na minha pesquisa fiz uma busca na literatura sobre as recomendações para a estruturação de programas de PSA e agora estou entrando em contato com os responsáveis/gestores/tomadores de decisão de programas de PSA brasileiros para realizar um panorama de como está sendo implementado o PSA no Brasil.

Essas informações serão sistematizadas e deverão servir para orientar os tomadores de decisão e ajudar no fortalecimento dos programas de PSA no Brasil.

Entrei em contato com você hoje a tarde pelo celular para pedir sua ajuda na coleta dessas informações dos programas brasileiros de PSA. Para isso, é só responder o questionário enviado neste e-mail que trata sobre perguntas em relação às características de gestão de programas de PSA. Peço que, se possível, responda o questionário baseado nos seguintes projetos de PSA (Por favor, responder um questionário para cada projeto):

- [REDACTED]
- [REDACTED]

Segue o link do questionário: https://docs.google.com/forms/d/e/1FAIpQLSeZHYfeyH3FuoVhLitAqLpyYzgmV5LCudvzyaRWQGANvJGxJg/viewform?usp=sf_link

Se existir mais algum programa de PSA no Brasil que você tenha ligação e que não foi citado aqui, agradeço muito se me informar.

Gostaria de pedir também, caso possível, que me enviasse (caso exista ou saiba) um documento oficial (Exemplo: Lei, Decreto, etc.) que institua a implementação dos programas de PSA no estado ou município referente a esses programas (caso sejam do tipo PSA estadual ou municipal).

Garantimos que o seu nome não será divulgado e nem o nome do programa de PSA será relacionado a nenhuma resposta específica deste questionário. O questionário contém 37 questões de múltipla escolha obrigatórias (ou seja, poderá selecionar dentre a(s) resposta(s) dispostas nas questões a(s) que se encaixe(m) à realidade do programa pelo qual está respondendo) e 12 questões abertas que não são obrigatórias, pode responder ou não (exceto a referente ao seu nome e ao nome do programa pelo qual responde).

Com isso, percebe-se que é um questionário que não demora muito tempo para responder, apenas mais ou menos uns 20 minutos cada. Mais informações sobre o questionário e/ou sobre a pesquisa podem ser encontradas na descrição do próprio questionário, mas pode entrar em contato comigo por e-mail ou telefone caso queira mais algum esclarecimento.

Suas respostas são de muita importância para essa pesquisa,
Conto com sua participação,
Obrigada pela atenção,
Atenciosamente,

Bartira Guerra
Tel: (79) 99944-8882
E-mail: bartirarguerra@usp.br

--

Bartira Rodrigues Guerra

Engenheira Ambiental e Sanitarista
Núcleo de Estudos de Política Ambiental (NEPA)
Universidade de São Paulo (USP)

APÊNDICES

APÊNDICE A - Informações principais dos programas de PSA brasileiros coletados na ETAPA 1 desta pesquisa

<i>Programa</i>	<i>Tamanho (ha)</i>	<i>Tipo</i>	<i>Objetivo</i>	<i>Local/ Organização</i>
Projeto Araguaia Mata Viva - Corredor de Biodiversidade	600000	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Mineiros, Brasil / Organização: Brasil Mata Viva
Monte Pascoal - Pau Brasil Corridor Ecológico: Iniciativa de Carbono, Comunidade e Biodiversidade	17	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Itabela, Brasil / Organização: Rainforest Concern
Projeto AES Tietê de Florestamento e Reflorestamento no estado de São Paulo	13939	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Brasil / Organização: AES Tietê (partner: World Bank)
Fixação de carbono - terra boa	391	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Guararapes, Brasil
Para REDD	100000	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Organização: AzzeroCO2
Projeto Jacunda REDD	94289	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Machadinho do Oeste e Cujubim, Brasil/ Organização: Biofilica Environmental Investments
Projeto Russas	41976	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Cruzeiro do Sul, Brasil / Organização: Brasil Mata Viva
Projeto Envira Amazonia	39301	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Brasil / Organização: CarbonFund.org
Projeto Valparaíso	28096	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Cruzeiro do Sul, Brasil / Organização: CarbonFund.org
Projeto Jari-amapa REDD	220000	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Jari Valley, Brasil / Organização: Carbon Sink Group Srl
Projeto Florestal Genesis: Reduzindo as Emissões de Gases de Efeito Estufa do Desmatamento e Degradação no Estado do Tocantins, Brasil	132	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Palmas, Brasil
Projeto Florestal Genesis: Reflorestamento da Savana Brasileira com Espécies Nativas no Estado do Tocantins, Brasil	130	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Palmas, Brasil
Madeira Mata Viva	Não Informado	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Humaitá, Brasil / Organização: Greenoxx NGO
Ecocrédito	Não Informado	Bacias hidrográficas	N/A	Montes Claros, Brasil / Organização: Meio

				Ambiente Montes Claros
Recuperação, Preservação e Manejo Sustentável de Recursos Naturais em Assentamentos Rurais	150	Carbono florestal e de uso da terra	Carbon sequestration or avoided	Marianópolis, Brasil / Organização: South Pole Carbon
Projeto Ecomapua Amazon REDD	86270	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Breves, Brasil / Organização: Sustainable Carbon - Projetos Ambientais Ltd
Oásis Brumadinho	392	Bacias hidrográficas	Qualidade da água (poluentes)	Brumadinho, Brasil / Organização: Grupo Boticario Foundation
Corredores de Biodiversidade	9	Bacias hidrográficas	Não Informado	Santa Catarina, Brasil / Organização: Grupo Boticario Foundation
Produtores de Água do Rio Vermelho (Oásis São Bento do Sul)	38	Bacias hidrográficas	Não Informado	São Bento do Sul, Brasil / Organização: Grupo Boticario Foundation
Projeto de Florestamento de Reflorestamento de Boa Vista	23507	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Boa Vista, Brasil
Projeto Purus	34702	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Manoel Urbano, Brasil
Projeto Verde Rio	33000	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Brasil
Restauração do sistema de abastecimento de água da cantareira: iniciativa de carbono, comunidade e biodiversidade	18556	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Extrema, Brasil / Organização: Paso Pacífico
Teles pires mata viva	2926533	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Colider, Brasil
Reflorestamento na Mata Atlântica Costeira	1500	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Various, Brasil / Organização: Thai Hua Plantation Co Ltd
Programa Produtores de Água de Guaratinguetá	250	Bacias hidrográficas	Qualidade da água (poluentes)	Prefeitura Municipal de Guaratinguetá
Reflorestamento como fonte renovável de suprimentos de madeira para uso industrial no Brasil	11711	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Belo Horizonte, Brasil / Organização: Green Resources , Ltd.
Reflorestamento de várias espécies no Mato Grosso, Brasil	1096	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Fazenda São Nicolau, município de Cotriguaçu, Brasil / Organização: Munsee-Delaware Nation
Projeto de Ação contra o Aquecimento Global em Guaraqueçaba	6700	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Guaraqueçaba, Brasil
Projeto de Conservação da	10000	Carbono	Sequestro de	Reserva Natural do

Mata Atlântica		florestal e de uso da terra	carbono ou carbono evitado	Cachoeira, Brasil
Projeto Maisa REDD	28706	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Moju, Brasil / Organização: MJUMITA
Projeto Bacias	220	Bacias hidrográficas	Não Informado	São Paulo, Brasil / Organização: The Nature Conservancy
Fundo de Água de Brasília (Produtores de Água de Ribeirão Piripipau)	2000	Bacias hidrográficas	Não Informado	Brasília, Brasil / Organização: The Nature Conservancy
Produtores de Água do Rio Camboriú	410	Bacias hidrográficas	Não Informado	Balneário Camboriú, Brasil / Organização: The Nature Conservancy
Fundo de Água do Espírito Santo (Programa Reflorestar)	4602	Bacias hidrográficas	Não Informado	Diversos, Brasil / Organização: The Nature Conservancy
Fundo de Água do Rio de Janeiro (Produtores de Água do Rio de Janeiro)	Não Informado	Bacias hidrográficas	Não Informado	Diversos, Brasil / Organização: The Nature Conservancy
Fundo de Água de São Paulo	4222	Bacias hidrográficas	Não Informado	Região Metropolitana de São Paulo, Brasil / Organização: The Nature Conservancy
Arinos Mata Viva	105930	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Arinos, Brasil
Xingu Mata Viva	194201	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Santa Cruz do Xingu, Brasil
Projeto Carbono do Estado do Acre - Pagamento por Serviços Ambientais	5800000	Carbono florestal e de uso da terra	Sequestro de carbono ou carbono evitado	Brasil

Fonte: Adaptado da Forest Trends (2019)

APÊNDICE B - Estrutura do questionário aplicado na Etapa III desta pesquisa.

Questionário sobre PSA

Este questionário faz parte da pesquisa de mestrado desenvolvida no Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental da Universidade de São Paulo (EESC/ USP) por Bartira Guerra, sob orientação do Prof. Victor Ranieri. O objetivo geral dessa pesquisa é: Analisar os esquemas brasileiros de PSA frente às boas práticas de gestão ambiental recomendadas internacionalmente.

As boas práticas internacionais a respeito do PSA foram identificadas na literatura (artigos científicos).

Este questionário tem por objetivo coletar informações acerca das características de gestão de programas de PSA brasileiros, independente do tipo de serviço ecossistêmico focado (Exemplo: carbono, água, biodiversidade etc.). As respostas serão sistematizadas pela mestrande e deverão servir para orientar os tomadores de decisão e ajudar no fortalecimento dos programas de PSA.

Este questionário está dividido em 9 seções:

- As 3 primeiras seções coletam informações básicas do programa e de quem está respondendo;
- As outras 6 seções contêm perguntas relativas às características do programa, agrupadas em categorias consideradas relevantes na literatura que trata das boas práticas de PSA.

INFORMAÇÃO IMPORTANTE: Os nomes dos respondentes serão mantidos em sigilo, assim como o nome do programa de PSA não será relacionado a nenhuma resposta específica deste questionário. ***Obrigatório**

Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE)

(Resolução 466/2012 do Conselho Nacional da Saúde)

Você está sendo convidado(a) a participar da pesquisa "PANORAMA DA INCORPORAÇÃO DOS PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA) NO BRASIL".

Esta pesquisa se justifica pela necessidade e importância da realização de estudos que objetivem a análise e aprimoramento das características de gestão de programas de PSA, uma vez que este instrumento é apontado por pesquisadores e especialistas como potencialmente útil para a conservação e proteção dos recursos naturais.

Deste modo, a pesquisa tem os seguintes objetivos:

Geral: Analisar os esquemas brasileiros de PSA frente às boas práticas de gestão ambiental recomendadas internacionalmente.

Específico: Analisar quais boas práticas identificadas pelos atores envolvidos nos programas de PSA brasileiros confirmam o que a literatura científica recomenda.

O(a) senhor(a) foi selecionado(a) por estar relacionado a um dos grupos que representam as "partes interessadas" envolvidas com o tema Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). Sua participação se dará por meio deste questionário, enviado por e-mail, que abordará questões sobre as características de gestão do programa de PSA ao qual você está relacionado. Os pesquisadores responsáveis garantem que as respostas estarão sob sua responsabilidade, serão mantidas em anonimato e utilizadas somente para finalidade acadêmica. Os resultados desta pesquisa, sejam eles quais forem, serão tornados públicos na dissertação e em publicações ou eventos científicos.

As perguntas não serão invasivas à intimidade dos participantes, entretanto, a participação na pesquisa pode gerar desconforto como resultado da exposição de aspectos referentes às deficiências ou problemas associados ao programa de PSA, que em muitos casos podem transparecer deficiências de gestão do local de trabalho dos participantes. Contudo, ressalta-se ainda que a participação na pesquisa trará benefícios aos diferentes grupos de atores entrevistados, os quais poderão compreender e incorporar as 'boas práticas' de gestão no seu programa de PSA, de acordo com sua realidade. Os resultados dessa pesquisa serão divulgados à sociedade e, especificamente, como feedback aos entrevistados, permitindo melhorias nas condições práticas relacionadas ao PSA.

A participação na pesquisa e a escolha em responder cada pergunta é livre, não trazendo nenhuma implicação legal e não envolvendo pagamentos. Será interessante para a pesquisa que todos os participantes permaneçam até o seu término, porém em caso de desistência de participação, em qualquer momento, não haverá nenhum tipo de prejuízo ou penalidade ao participante.

A identificação do entrevistado será mantida sob sigilo, assim como o nome do programa de PSA não será relacionado a nenhuma resposta específica desse questionário. O nome do programa de PSA aparecerá na pesquisa apenas como participante da amostra analisada. Dessa maneira, você declara que entendeu os objetivos, riscos e benefícios da sua participação na pesquisa e concorda em participar, e autoriza a utilização de suas respostas para a pesquisa acima citada.

Informações dos pesquisadores responsáveis que estarão à disposição para o esclarecimento de dúvidas a qualquer momento de sua participação na pesquisa, nos contatos:

Núcleo de Estudos em Política Ambiental – PPGSEA – EESC/USP

Pesquisadora responsável: Bartira Rodrigues Guerra

Endereço: Av. João Dagnone, nº 1.100, Jardim Santa Angelina (Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento), São Carlos - SP.

Telefone: (79) 99944-8882

E-mail: bartirarguerra@usp.br

Orientador: Prof. Dr. Victor Eduardo Lima Ranieri

E-mail: vranieri@sc.usp.br

1. Você concorda com o Termo descrito acima? * *Marcar apenas uma oval.*

☐

Sim

Ir para a pergunta 2.

☐

Não

Ir para "Não concorda com o Termo?".

Não concorda com o Termo?

Infelizmente, é necessário concordar com o Termo descrito na seção anterior para continuar respondendo ao questionário. Se precisar de mais informações ou qualquer esclarecimento sobre o questionário ou a pesquisa, entre em contato com a pesquisadora responsável.

Pare de preencher este formulário.

Informações do respondente

Email para contato *

1 . Nome de quem está preenchendo o questionário
(IMPORTANTE: O nome do respondente não será

divulgado, é necessário apenas para facilitar o contato ou esclarecimento de dúvidas). *

2 . Por qual programa de PSA está respondendo?
(**IMPORTANTE: O nome do programa não será associado a nenhuma resposta específica desse questionário. Esse dado é necessário para que não haja duplicidade de respostas).** *)

3. Qual sua função nesse programa de PSA? * *Marcar apenas uma oval.*

☐ Coordenador, Diretor, Responsável ou equivalente

☐ Consultor, Assessor ou equivalente

☐ Outro: _____

4 . Quantos anos de experiência você tem com o tema pagamento por serviços ambientais? * *Marcar apenas uma oval.*

☐ Menos de 1 ano

☐ De 1 a 3 anos

☐ Mais que 3 anos

Informações básicas do programa de PSA

5. Estado onde está inserido o programa * *Marcar apenas uma oval.*

Mais de um estado da federação

Acre (AC)

Alagoas (AL)

Amapá (AP)

Amazonas (AM)

Bahia (BA)

Ceará (CE)

Distrito Federal (DF)

Espírito Santo (ES)
Goiás (GO)
Maranhão (MA)
Mato Grosso (MT)
Mato Grosso do Sul (MS)
Minas Gerais (MG)
Pará (PA)
Paraíba (PB)
Paraná (PR)
Pernambuco (PE)
Piauí (PI)
Rio de Janeiro (RJ)
Rio Grande do Norte (RN)
Rio Grande do Sul (RS)
Rondônia (RO)
Roraima (RR)
Santa Catarina (SC)
São Paulo (SP)
Sergipe (SE)
Tocantins (TO)

6. Quantos municípios são abrangidos pelo programa de PSA em questão? * *Marcar apenas uma oval.*

- ☐ Apenas 1 município
- ☐ Mais de um município em uma mesma região (Exemplo: bacia hidrográfica, região administrativa de um estado, etc)
- ☐ Múltiplos municípios em um estado ou em todo o país

7. Em que ano o programa foi estabelecido? * *Marcar apenas uma oval.*

2000
2001
2002
2003
2004
2005
2006
2007

2008
2009
2010
2011
2012
2013
2014
2015
2016
2017
2018
2019

10.8 . Qual o tipo de serviço ambiental do programa? Caso sejam múltiplos serviços, selecione todos os serviços contemplados. * Marque todas que se aplicam.

- ☐ Água
- ☐ Paisagem
- ☐ Biodiversidade
- ☐ Carbono
- ☐ Outro: _____

9. Qual o status do programa? * Marcar apenas uma oval.

- ☐ Proposto
- ☐ Teste/piloto
- ☐ Em andamento/aprovado
- ☐ Concluído/finalizado
- ☐ Abandonado

Sobre Definição de Áreas Prioritárias

10. Você considera que todas as pessoas envolvidas no programa (Exemplo: proprietários, poder público, consultores etc.) têm clareza sobre os objetivos a serem alcançados no programa? * Marcar apenas uma oval.

- ☐ Não, algum(ns) dos envolvidos não tem clareza
- ☐ Não, nenhum dos envolvidos tem clareza
- ☐ Sim, todas as pessoas envolvidas tem clareza

11 . Em um programa de PSA a adicionalidade existe quando, mediante o pagamento, um proprietário realiza ações que resultam no aumento da prestação do serviço ambiental. Não existe adicionalidade quando o pagamento é feito para um proprietário que realizaria essas mesmas ações ainda que não recebesse o pagamento. Diante dessas informações, como você classificaria seu programa de PSA quanto a adicionalidade? * Marcar apenas uma oval.

- ☐ Exigi-se adicionalidade para todos os contratos
- ☐ Exigi-se adicionalidade em parte dos contratos
- ☐ Não há exigência de adicionalidade em nenhum contrato
- ☐ Não sei informar

12 . O programa é focado em algum(s) serviço(s) que esteja(m) em estado crítico na região? *

Marcar apenas uma oval.

- ☐ Não
- ☐ Sim

13 . Os prestadores do(s) serviço(s) ambiental(is) da região foram consultados sobre a disposição deles em participar de um programa de PSA antes da implementação do mesmo? *

Marcar apenas uma oval.

- ☐ Não
- ☐ Sim
- ☐ Não sei informar

14 . Caso a resposta para a pergunta anterior tenha sido "Sim", descreva como foi feita tal consulta (Não obrigatório).

15 . Qual(is) dos seguintes critérios é(são) considerado(s) na definição das áreas que são/serão alvo prioritário do programa de PSA? (Caso necessário, selecionar mais de uma opção) *

Marque todas que se aplicam.

- Maior potencial do local para prover o serviço ambiental (critério ecológico)
- Menor valor a ser gasto com o pagamento ao provedor (critério econômico)
- Maior prioridade para provedores com piores indicadores socioeconômicos (critério social)
- Prioridade para provedores que primeiro aderirem ao programa (critério de ordem de chegada)
- Não sei informar

Outro:

16 . Deseja acrescentar algo que considere importante nesta seção? (Não obrigatório)

Sobre o Tipo de Adesão

17. Como você classificaria a decisão dos participantes em entrar no programa? * *Marcar apenas uma oval.*

- ☐ Totalmente voluntário
- ☐ Parcialmente voluntário (Exemplo: quando o provedor que não aderir ao programa sofre algum tipo de tratamento diferenciado por parte de órgãos de fiscalização ou deixa de ter acesso a outros benefícios externos ao programa de PSA)
- ☐ Não sei informar

18 . Quanto ao tempo de duração dos contratos, estes são: (Caso haja contratos variados, selecionar mais de uma opção) * *Marque todas que se aplicam.*

- ☐ De curto prazo (menos de 10 anos)
- ☐ De médio prazo (de 10 a 30 anos)
- ☐ De longo prazo (mais de 30 anos)

19 . Os contratos são acessíveis a qualquer pessoa interessada para consulta (Inclusive as que não estão envolvidas nos contratos)? * *Marcar apenas uma oval.*

- ☐ Não
- ☐ Parcialmente
- ☐ Sim
- ☐ Não sei informar

20 . Caso a resposta da pergunta anterior tenha sido "Parcialmente", informar quais informações dos contratos não são públicas (Não obrigatório).

21. Como você classificaria o formato dos contratos do seu programa de PSA? * *Marcar apenas uma oval.*

- ☐ Contrato com regulamentos flexíveis
- ☐ Contratos com alguns regulamentos flexíveis e outros não
- ☐ Contrato rígido, sem flexibilidade

22. Os direitos e deveres dos provedores estão claramente definidos no contrato? * *Marcar apenas uma oval.*

- ☐ Não
- ☐ Sim
- ☐ Não sei informar

23 . Deseja acrescentar algo que considere importante nesta seção? (Não obrigatório)

Sobre Pagamentos

24 . Na definição dos valores a serem pagos aos provedores foram considerados quais dos seguintes custos: (Caso necessário, selecionar mais de uma opção) * *Marque todas que se aplicam.*

- ☐ Custo de oportunidade (Referente ao que o provedor ganharia destinando as terras para outros usos que não a conservação)
- ☐ Custos de transação do provedor (Exemplo: elaboração do projeto, regularização de documentos, prestação de contas, etc.)
- ☐ Outro: _____

25. Qual a forma de pagamento? (Caso necessário, selecionar mais de uma opção) * *Marque todas que se aplicam.*

- ☐ Em dinheiro
- ☐ Descontos de taxas/impostos
- ☐ Em troca de bens e serviços
- ☐ Outro:

26. Como é realizado o pagamento aos**provedores? *** *Marcar apenas uma oval.*

De uma única vez

Periodicamente (Exemplo: dividido em parcelas)

Outro:

27 . Como é definido o valor do pagamento? (Caso necessário, selecionar mais de uma opção) **Marque todas que se aplicam.*

- ☐ Valor fixo para todos os participantes (Exemplo: independente do tamanho da área de floresta recuperada ou da qualidade da água, etc)
- ☐ Valor diferenciado de acordo com a quantidade de serviço prestado (Exemplo: valor dependente da quantidade de floresta recuperada, etc)
- ☐ Valor diferenciado de acordo a qualidade do serviço prestado (Exemplo: valor dependente do estado de conservação da floresta, etc)
- ☐ Valor diferenciado de acordo os custos de oportunidade dos prestadores do serviço
- ☐ Outro: _____

28. Quem recebe o Pagamento? (Caso necessário, selecionar mais de uma opção) **Marque todas que se aplicam.*

- ☐ Entidade representativa de um conjunto de proprietários (Exemplo: sindicato, associação, etc)
- ☐ Proprietário do imóvel (pessoa física ou jurídica)
- ☐ Outro: _____

29. Qual a fonte dos recursos que são utilizados no pagamento? * *Marcar apenas uma oval.*

- ☐ Recursos públicos
- ☐ Recursos privados
- ☐ Misto
- ☐ Outro: _____

30 . O programa envolve pagamento para reservas legais e/ou áreas de preservação permanente? * *Marcar apenas uma oval.*

- ☐ Não
- ☐ Sim

31 . Deseja acrescentar algo que considere importante nesta seção? (Não obrigatório)

Sobre Condicionalidade

32 . Para cada uma das ações necessárias ao andamento do programa estão definidos os agentes responsáveis? (Exemplo: quem realiza o monitoramento da prestação do serviço ambiental, quem faz o pagamento aos provedores, etc) *

Marcar apenas uma oval.

- ☐ Sim, todas as ações tem seus responsáveis pré definidos desde o início do programa.
- ☐ Parcialmente, algumas ações não tem responsáveis pré definidos.
- ☐ Não, nenhuma ação tem responsáveis pré definidos. As definições são feitas de acordo a disponibilidade do momento, caso a caso.
- ☐ Não sei informar

33. Há monitoramento dos serviços ambientais prestados no programa? * *Marcar apenas uma oval.*

- ☐ Sim
- ☐ Parcialmente
- ☐ Não
- ☐ Não sei informar

34 . Caso a resposta da pergunta anterior tenha sido "sim" ou "parcialmente", comente brevemente sobre o que é monitorado (Não obrigatório)

35 . O monitoramento da prestação do serviço ambiental é feito: (Caso necessário, selecionar mais de uma opção) * *Marque todas que se aplicam.*

- ☐ De forma direta (Exemplo: medição da qualidade da água, monitoramento das populações de espécies da flora/fauna, etc)
- ☐ De forma indireta (Exemplo: medição da área plantada/recuperada com vegetação nativa, medição de metros de cerca implantados, etc)
- ☐ Não é feito monitoramento

36. Quando o pagamento é realizado? * Marcar apenas uma oval.

- ☐ Somente após a comprovação da realização das ações previstas no contrato
- ☐ Somente após a comprovação da melhoria da qualidade do ambiente (Exemplo: melhoria da qualidade da água, quantificação do carbono absorvido pela floresta, etc)
- ☐ Em datas definidas no contrato independente de comprovação de ações realizadas ou da comprovação da melhoria da qualidade do ambiente
- ☐ Não sei informar

37 . Há aplicação de sanções (Exemplo: multa, exclusão do programa, etc) quando as ações realizadas pelos provedores são insuficientes ou inadequadas em relação ao que foi estabelecido em contrato? * Marcar apenas uma oval.

- ☐ Não, não são aplicadas sanções
- ☐ Sim, são aplicadas sanções em alguns contratos
- ☐ Sim, são aplicadas sanções em todos os contratos
- ☐ Não sei informar

38. Quanto aos usuários dos serviços deste programa, estes são: * Marcar apenas uma oval.

- ☐ Claramente identificados (Exemplo: população que é abastecida pelo manancial, etc)
- ☐ Difusos (Toda uma população pertencente a um município ou bacia hidrográfica, etc)
- ☐ Não sei informar

39 . Deseja acrescentar algo que considere importante nesta seção? (Não obrigatório)

Sobre Arranjo institucional

40 . No seu entendimento, o envolvimento e negociação com as partes interessadas locais na concepção do programa foi adequado/suficiente? * Marcar apenas uma oval.

- ☐ Não
- ☐ Sim
- ☐ Não sei Informar

41 . Caso a resposta da pergunta anterior tenha sido "Não", comente quais inadequações/insuficiências foram observadas (Não obrigatório).

42 . Existe um canal de comunicação para que os diversos atores/envolvidos no programa possam manter contato permanente com os responsáveis pela gestão do programa? * Marcar apenas uma oval.

- ☐ Não
- ☐ Sim
- ☐ Não sei informar

43. Existe algum suporte aos provedores para a execução das ações? * Marcar apenas uma oval.

- ☐ Sim, apenas financeiro (além do pagamento pelo serviço)
- ☐ Sim, financeiro (além do pagamento pelo serviço) e na forma de assistência técnica
- ☐ Sim, apenas na forma de assistência técnica
- ☐ Não
- ☐ Não sei informar

44 . Em relação ao processo de tomada de decisão, como pode ser classificado o nível de participação dos atores envolvidos? (Caso necessário, selecionar mais de uma opção) * Marque todas que se aplicam.

- ☐ Decisões tomadas em reuniões com participação de todos os atores
- ☐ Decisões tomadas em comissões formadas por parte dos atores
- ☐ Decisões tomadas por um núcleo gestor do programa
- ☐ Outro:

45 . O programa tem alguma estratégia para que os impactos positivos obtidos durante sua vigência não sejam perdidos ao final dos contratos? * Marcar apenas uma oval.

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Não sei informar

46 . Deseja acrescentar algo que considere importante nesta seção? (Não obrigatório)

Sobre Co-benefícios

47 . O programa tem como objetivos diretos ou indiretos gerar outros benefícios além dos ambientais? (Exemplo: alívio da pobreza, contribuição para os meios de subsistência da comunidade local, aumento da conscientização ambiental, regularização fundiária, etc). * Marcar apenas uma oval.

- ☐ Sim
- ☐ Não

48 . Independente de ter como objetivo gerar os benefícios mencionados na questão anterior, o programa procura avaliar e divulgar tais benefícios? * Marcar apenas uma oval.

- ☐ Sim
- ☐ Não
- ☐ Não sei informar

49 . Deseja acrescentar algo que considere importante nesta seção? (Não obrigatório)

12

Fonte: elaborado pela autora.