

AVALIAÇÃO DE PROGRAMAS DE PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS HÍDRICOS ATRAVÉS DO MÉTODO PROMETHEE II

MANOEL MARTINS DA COSTA JÚNIOR

UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE (UFCG)

FERNANDO SCHRAMM

UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE (UFCG)

VANESSA BATISTA SCHRAMM

UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE (UFCG)

Agradecimento à órgão de fomento:

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

AVALIAÇÃO DE PROGRAMAS DE PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS HÍDRICOS ATRAVÉS DO MÉTODO PROMETHEE II

1 INTRODUÇÃO

A recente lei brasileira (14.119/2021), que regulamentou a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA) no país, define os serviços ecossistêmicos como os benefícios relevantes proporcionados pelos ecossistemas à sociedade, no que diz respeito à manutenção, recuperação e melhoria das condições ambientais, sendo divididos em quatro tipos: provisão, suporte, regulação e culturais. O mesmo aparato legal diferencia os serviços ecossistêmicos dos serviços ambientais, definindo-os como atividades que promovem a manutenção, recuperação ou melhoria dos serviços ecossistêmicos (Lei n. 14.119, 2021).

O instrumento Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) visa corrigir externalidades ambientais negativas por meio de subsídios monetários para indivíduos e, portanto, o incentivo à preservação ou recuperação de bens públicos, como florestas, ou bens comuns, como o abastecimento de água (Martino, Kondylis, & Zwager, 2017), e seu surgimento é visto em decorrência das limitações dos instrumentos de comando e controle (multas ambientais, por exemplo) (Pagiola, Platais, & Sossai, 2019). O PSA é reconhecido como uma solução que recompensa os agentes que atuam na proteção do meio ambiente (Monteiro, Pruski, Calegario, Oliveira, & Pereira, 2018).

Em vários países, o instrumento PSA tem sido utilizado com o objetivo de fazer com que os agentes internalizem o custo da degradação e desenvolvam um comportamento melhor e desejável em relação ao meio ambiente por meio de incentivos monetários, o que é chamado de condicionalidade (Ma et al., 2017). No PSA, assume-se que a recompensa monetária pode motivar a conservação através de uma análise de custo-benefício (Martino et al., 2017), e, caso essas práticas não ocorressem com a ausência do programa, ele proporciona uma adicionalidade ambiental (Garrett, Grabs, Cammelli, Gollnow, & Levy, 2022).

Grandes esforços têm sido feitos para avaliar os programas de PSA (Yu et al., 2020). Para isso, uma ferramenta que pode ser utilizada é a análise multicritério, pois a avaliação de efetividade deve levar em conta diferentes dimensões, tais como social, ambiental e econômica, o que corresponde, em si, a uma avaliação multicritério. Deste modo, surge o seguinte problema de pesquisa: como a análise de decisão multicritério pode ser utilizada para avaliar programas de PSA através da aplicação de um método não compensatório?

Neste artigo, é apresentada uma aplicação de análise multicritério, através do PROMETHEE II, um método de sobreclassificação, ou não compensatório, para avaliação da efetividade de programas de PSA hídricos, focados na proteção de bacias hidrográficas e na qualidade e disponibilidade do abastecimento de água à população. A abordagem foi aplicada na avaliação de três exemplos de programas de PSA hídricos estabelecidos no Brasil.

O artigo está organizado da seguinte forma: na Seção 2, é apresentado o cenário de PSA no Brasil e os estudos que aplicam análise multicritério para apoio à decisão na área; na Seção 3, é apresentada a metodologia; na Seção 4, são apresentados o resultado da aplicação e discussões; finalmente, na Seção 5, são apresentadas as conclusões do estudo.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Os desafios do PSA no Brasil

Wunder (2005) definiu o PSA como transações voluntárias entre compradores e provedores por um serviço ecossistêmico bem definido e que tenha sua provisão garantida. Entre os tipos de programas de PSA, estão os hídricos, em que os usuários de água a jusante pagam aos agricultores a montante pela adoção de medidas, como práticas agrícolas ou

pecuárias menos agressivas, ou destinação de terras para proteção e recuperação de matas ciliares, florestas e solos, visando melhorar as condições da água. Os programas de PSA hídricos estão entre os exemplos mais estabelecidos da ferramenta no mundo.

Apesar da conceituação, as experiências reais de PSA apresentam diversas diferenças em relação à teoria, como muitos estudos têm mostrado naquilo que concerne a aspectos como operacionalização, monitoramento, punição e resultados alcançados. Eles exigem muitos requisitos e condições para serem efetivos, e muitas vezes enfrentam várias limitações no campo para atender às pré-condições necessárias, especialmente em países em desenvolvimento (Guerra, 2016). Alguns autores constataram, por exemplo, a predominância de fundos públicos para financiar esquemas nacionais de PSA, sendo o governo um ator comum na iniciação ou copatrocinio de projetos (Libanio, 2015).

A literatura sobre os programas de PSA no Brasil indica evidências de: baixa adicionalidade ambiental (Fiorini, Mullally, Swisher, & Putz, 2020; Richards, Kennedy, Lovejoy, & Brancalion, 2017; Ruggiero, Metzger, Tambosi, & Nichols, 2019; F. A. M. Santos et al., 2020); não punição (Fiorini, Swisher, & Putz, 2020); baixo monitoramento e seleção adversa (Silva-Muller, 2022); ou ausência de melhorias sociais (Silva-Muller, 2022). Por outro lado, outros estudos denotam resultados ambientais (Fiore, Bardini, & Novaes, 2017; Richards et al., 2015; Sone et al., 2019; Viani, Braga, Ribeiro, Pereira, & Brancalion, 2018) e sociais (Aza, Riccioli, & Di Iacovo, 2021; Kroeger et al., 2019) positivos.

Tais descobertas colocam em questão o papel do PSA como uma ferramenta eficaz para melhoria ambiental. Alguns autores (Aza et al., 2021; Guerra, 2016; Mendonça et al., 2022; Ruggiero et al., 2019; Young & Bakker, 2014) sustentam a ideia de que seus resultados podem ser impulsionados se usado como uma ferramenta complementar a outras abordagens tradicionais, como medidas de comando e controle. Libanio (2015) afirma que as estratégias de PSA devem ser consideradas como instrumentos complementares necessários para preencher lacunas da política convencional, baseada em programas de financiamento ou na aplicação de instrumentos rígidos de controle direto.

Deste modo, questionamentos são levantados em relação aos fatores-chave na determinação do sucesso de um programa de PSA. Em termos ambientais, o aspecto mais direto para considerar o PSA efetivo seria a ocorrência de adicionalidade, sendo dividida em dois tipos: legal, envolvendo ganhos além das obrigações já estabelecidas em lei; e temporal, envolvendo a permanência das intervenções ao longo do tempo (Ruggiero et al., 2019). A ocorrência de adicionalidade é determinada a partir da definição dos objetivos do programa e da seleção de áreas que maximizem estes objetivos, por exemplo, implementadores que desejem diminuir o aporte de sedimentos em um curso d'água devem aplicar intervenções em suas áreas próximas (Pagiola et al., 2019).

Porém, a obtenção de adicionalidade é limitada por aspectos conflitivos, pois áreas que produzem alta adicionalidade normalmente são as mesmas onde o custo de oportunidade é alto (Delacote, Le Velly, & Simonet, 2022), demandando conjuntamente altos pagamentos (Richards et al., 2017). Os custos são determinantes para garantir a viabilidade de um programa (Aza et al., 2021), ou seja, se os resultados alcançados compensaram ou compensarão o dinheiro despendido ao longo dos anos, algo especialmente importante em um cenário de problemas orçamentários destacados por alguns estudos (Börner, Marinho, & Wunder, 2015; Fiorini, Swisher et al., 2020; Richards et al., 2017), os quais comprometem o estabelecimento de novas iniciativas e o alcance dos objetivos de programas em operação (Viani, Bracale, & Taffarello, 2019).

Por fim, a avaliação de aspectos socioeconômicos é especialmente presente em países em desenvolvimento (Coelho, Gomes, Cassano, & Prado, 2021), com os pagamentos sendo configurados em associação com a avaliação de eficiência e equidade social (Ma et al., 2017). A lógica dos programas envolve o crescimento da renda através de atividades compatíveis com

a conservação (Young & Bakker, 2014). Embora a avaliação de indicadores socioeconômicos seja destacada por diversos autores (Ma et al., 2017; F. A. M. Santos et al., 2020; Yu et al., 2020), sua relação com objetivos ambientais é considerada desafiadora, em virtude da utilização da questão social por razões políticas, o que pode prejudicar a escolha de áreas importantes para a geração de serviços ecossistêmicos, por pertencerem a proprietários prósperos (Alarcon, Fantini, Salvador, & Farley, 2017; Börner et al., 2015; Monteiro et al., 2018).

Diante dos desafios de avaliação dos programas de PSA, Guerra (2016) defende o uso da perspectiva local e não global, pois quando os objetivos e o público envolvido são muito extensos, a gestão torna-se muito difícil e a possibilidade de insucesso nos resultados entregues é grande. Outros estudos (Bremer et al., 2020; Gebara, 2013; R. A. Silva et al., 2016; Viani et al., 2019; Weins, Santos, Silva, Gadda, & Silva, 2021) destacam a importância de incluir opiniões e preocupações das partes interessadas diretamente envolvidas, através de algum tipo de processo participativo ainda no início da fase de concepção do projeto. Canada & Mariottoni (2016) questionam o fato de que muitas decisões dentro dos programas são tomadas desconsiderando a influência do cenário e sua complexidade na análise, abrindo espaço para análise multicritério.

2.2 A utilização de modelos multicritério para o PSA

Segundo V. B. S. Silva, Morais, & Almeida (2010), a análise multicritério é utilizada para estruturar decisões complexas, cujas consequências resultem em impactos econômicos, sociais e ambientais.

A análise multicritério é bastante utilizada na área de gestão ambiental. No contexto de PSA, o uso da análise multicritério é recente, com poucos estudos, sendo a maior parte deles focada em uma perspectiva “*ex-ante*”, significando que os autores geralmente implementam suas pesquisas em um cenário de inexistência ou de implantação não-concluída de um programa nas áreas pesquisadas, além de concentrarem-se em apenas uma dimensão de avaliação dos programas. Alguns exemplos são apresentados a seguir.

Pissarra, Fernandes, & Pacheco (2021) utilizaram o método multicritério AHP (*Analytic Hierarchy Process*) como ferramenta auxiliar de determinação de pesos para um modelo proposto, abordando áreas para priorização e valores visando a compensação de um hipotético programa de PSA hídrico em uma grande fazenda, localizada no estado de São Paulo, considerando fatores de vulnerabilidade e rendimento de capacidade.

Lopes et al. (2022) aplicaram o AHP em conjunto com outros dois métodos, OWA (*Ordered Weighted Average*) e WLC (*Weighted Linear Combination*), com o objetivo de priorizar áreas para implantação de um programa hídrico de PSA em cinco bases fluviais no estado de São Paulo. Eles usaram WLC e quatro variações de OWA para testar o melhor método e selecionar áreas para disponibilidade de água e controle de erosão/produção de sedimentos, encontrando diferentes opções viáveis de acordo com os objetivos priorizados pelos tomadores de decisão.

Mendonça et al. (2022) utilizaram o método AHP para priorizar áreas para implantação de Sistemas Agroflorestais (SAFs) na Bacia do Rio Mogi-Guaçu, São Paulo, resultando em áreas de baixa, média e alta prioridade. Esses autores destacam a possibilidade de implementação de um programa de PSA após a adoção de práticas mais sustentáveis. Dal Poz et al. (2022) integraram os métodos Delphi e PROMETHEE-GAIA para analisar as prioridades e expectativas dos stakeholders em relação à transição rumo a sistemas produtivos mais sustentáveis, envolvendo Pagamentos por Serviços Ambientais.

A utilização de metodologia multicritério se justifica nos estudos citados como uma ferramenta importante para auxiliar os tomadores de decisão em etapas anteriores, como a escolha de áreas para priorização de investimentos iniciais.

No único exemplo encontrado de aplicação “*ex-post*”, Aza et al. (2021) utilizaram um modelo multicritério para avaliar a eficácia de três diferentes programas de PSA isoladamente e em conjunto com um programa de Desenvolvimento Rural em três regiões do estado do Rio de Janeiro, encontrando os esquemas integrativos (PSA + DR) mais eficazes do que esquemas de PSA autônomos. Os autores dividiram os critérios em “benefícios” e “custos” e, no campo dos “benefícios”, seguiram o papel da abordagem *Triple Bottom Line* (TPL), ou seja, as dimensões ambiental, econômica e social, porém, utilizando avaliações subjetivas e não dados concretos provenientes das ações dos programas para sua análise.

3 METODOLOGIA

A aplicação da metodologia de análise multicritério envolve uma sequência de três etapas: estruturação, análise e recomendação, cada uma delas com uma série de passos a serem seguidos.

3.1 Estruturação do problema

3.1.1 Determinação dos critérios

O primeiro passo para avaliar os programas de PSA hídricos é a seleção das dimensões e critérios necessários para a construção do modelo. Primeiramente, optou-se por considerar a abordagem do *Triple Bottom Line* (TPL), envolvendo as dimensões ambiental, econômica e social, por ser considerada a opção que melhor se enquadra no conceito de sustentabilidade (Bezerra, Schramm, & Schramm, 2021) e ser capaz de alcançar benefícios múltiplos (Yu et al., 2020). O TPL já foi utilizado tanto em trabalhos relacionando a avaliação de programas de PSA e análise multicritério (Aza et al., 2021), assim como considerando outros métodos (Yu et al., 2020).

A seleção dos critérios foi realizada através de uma revisão da literatura, buscando trabalhos anteriores que proporcionassem avaliação, apresentassem relatórios de dados secundários, fizessem simulações futuras ou recomendassem critérios para avaliar os programas de PSA hídricos existentes no Brasil. Esta seleção levou em consideração a importância do critério, com base no número de vezes em que ele foi utilizado nos estudos, sua relevância para avaliação da efetividade dos programas considerada por outros autores, além da facilidade para obtenção de dados e comparação de resultados entre programas.

Para a dimensão ambiental, foram encontrados cinquenta e quatro critérios ambientais e, para esta aplicação, selecionou-se os seguintes: área total de floresta restaurada (Fiorini, Mullally et al., 2020; Richards et al., 2015; Ruggiero et al., 2019; F. A. M. Santos et al., 2020; Viani et al., 2018, 2019) e área de floresta conservada (Fiore et al., 2017; Fiorini, Mullally et al., 2020; F. A. M. Santos et al., 2020; Viani et al., 2019; Young & Bakker, 2014). Na dimensão econômica, a revisão da literatura resultou em oito critérios e, para o estudo, foi selecionado o critério custo total do programa (Fiorini, Mullally et al., 2020; Kroeger et al., 2019; Pagiola et al., 2019; Possantti & Marques, 2022; Sone et al., 2019; Vendruscolo, Ferreira, Vendruscolo, Cavalheiro, & Stachiw, 2019). Na dimensão social, o primeiro critério considerado foi o pagamento individual do agricultor por hectare (Camelo & Sanches, 2019; Fiore, Bardini, & Cabral, 2020; Kroeger et al., 2019; Pagiola et al., 2019; Pissarra et al., 2021; Richards, Petrie, Christ, Ditt, & Kennedy, 2020; Viani et al., 2019; Vilar, Oliveira, Jacovine, Ferreira, & Souza, 2010; Young & Bakker, 2014). Na definição dos critérios da dimensão social, também foram tomados como base os resultados da pesquisa realizada por Coelho et al. (2021) sobre as experiências de PSA hídrico no Brasil, a qual identificou, dentre as variáveis, que o tempo de contrato é considerado para avaliações em 81% dos programas, o que, aliás, é um dado citado em diversos estudos (Fiore et al. 2020; Fiorini, Swisher et al., 2020; Kroeger et al., 2019;

Richards et al., 2015; R. F. B. Silva, Rodrigues, Vieira, Batistella, & Farinaci, 2017; Sone et al., 2019; Viani et al., 2019; Zanella, Schleyer, & Speelman, 2014).

O critério que avalia o total de propriedades cadastradas também foi considerado, dada a sua presença nos dados oficiais encontrados, além de ser mostrado nos estudos de Canada & Mariottoni (2016) e Young & Bakker (2014), adotando-se como condição prévia que os programas priorizam pequenos proprietários que dependem da renda gerada por suas terras, algo comprovado para dois dos exemplos avaliados neste estudo, o Produtor de Água e Floresta (Aza et al., 2021; Fiorini, Swisher et al., 2020) e o Conservador das Águas (Bremer et al., 2020; Jardim & Bursztyn, 2015; Richards et al., 2017; Saad et al., 2018). Os critérios com as respectivas descrições e escalas estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1

Descrição dos critérios utilizados

Código	Critério	Descrição	Medida	Ordem
C1	Área de floresta restaurada	Área com ausência parcial ou total de mata nativa que foi restaurada através de ações do programa, como reflorestamento ativo e passivo, florestamento etc. A medida utilizada foi a média de hectares restaurados por ano. Um valor maior de área restaurada foi considerado preferível a um valor menor.	μ/ha/ano	Máx
C2	Área de floresta conservada	Área com mata nativa que foi protegida de risco de desmatamento através de ações do programa como isolamento, cercamento etc. A medida utilizada foi a média de hectares conservados por ano. Um valor maior de área conservada foi considerado preferível a um valor menor.	μ/ha/ano	Máx
C3	Custo total	Custo de planejamento, lançamento, implementação e operação do programa, incluindo custos administrativos, de planejamento, intervenções, monitoramento, pagamentos de contratos etc. Considerou-se a média de valor despendido por ano. Um valor menor de dinheiro despendido no programa foi considerado preferível a um valor maior.	μ/R\$/ano	Mín
C4	Pagamento individual	Valor pago pelo programa a cada produtor cadastrado para que fossem performadas as intervenções ambientais em suas propriedades. Os valores geralmente são fixados por cada hectare destinado à intervenção por ano e tem um fluxo de pagamento variável para cada programa. Um valor maior de pagamento foi considerado preferível a um valor menor.	R\$/ha/ano	Máx
C5	Tempo de contrato	Duração dos contratos para cada produtor cadastrado no programa. Mais tempo de contrato foi considerado preferível a menos tempo.	Duração contrato	Máx
C6	Total de propriedades cadastradas	Quantidade de contratos diferentes realizados desde o início do programa. Mais propriedades cadastradas foram consideradas preferíveis em relação a menos propriedades.	Total de contratos	Máx

3.1.2 Conjunto de alternativas

As alternativas de decisão são programas de PSA, focados na proteção de bacias hidrográficas e na qualidade e disponibilidade do abastecimento de água à população. Foram avaliados os três programas descritos a seguir.

3.1.2.1 Conservador das Águas (Extrema - MG)

O Projeto Conservador das Águas é pioneiro na história dos programas de PSA hídricos no Brasil, tendo sido premiado internacionalmente e servido de inspiração para outros exemplos que vieram depois. O Conservador das Águas começou formalmente com a promulgação da Lei Municipal nº 2.100/2005, também a primeira do gênero no país, que estabeleceu a autorização para o executivo municipal remunerar os proprietários de terras por meio do cumprimento de determinadas metas. Entre os objetivos do Conservador das Águas, estão: aumentar a cobertura florestal nas bacias hidrográficas; diminuir a poluição rural difusa; difundir o manejo integrado de solo, floresta e água; e garantir a sustentabilidade socioeconômica e ambiental. Os proprietários são remunerados com base no custo de oportunidade da atividade econômica mais comum na região: o aluguel do pasto. As atividades começaram na sub-bacia mais degradada, Posses, e se expandiram para as sub-bacias de Salto e Forjos, com o primeiro pagamento sendo feito em abril de 2007 (Prefeitura Municipal de Extrema, 2017).

3.1.2.2 Protetor de Água do Rio Camboriú (Camboriú e Balneário Camboriú - SC)

O Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú teve início oficial em 2009, com a aprovação da Lei Municipal nº 3.026. Dois anos depois, um decreto regulamentou a criação do programa. Foi uma iniciativa da Empresa Municipal de Água e Saneamento (Emasa), e tem como principais objetivos a conservação e recuperação de áreas sensíveis e ciliares para promover a qualidade, quantidade e regularização do fluxo de água na bacia do rio Camboriú. Dois municípios dividem a bacia, sendo que um deles, Balneário Camboriú, é conhecido nacionalmente por seu apelo turístico, o que provoca um aumento populacional de mais de três vezes na alta temporada, e aumenta, na mesma proporção, a pressão sobre a demanda hídrica. A crescente urbanização está contribuindo decisivamente para desequilibrar o meio ambiente local. O Protetor de Água tem parceria com instituições federais e estaduais, ONGs e setor privado, com as primeiras propriedades sendo cadastradas em 2013 (Emasa, 2021; Kroeger et al., 2019).

3.1.2.3 Produtor de Água e Floresta (Rio Claro - RJ)

O Programa Produtor de Água e Floresta teve início em meados de 2008, por meio de parceria entre autoridades estaduais e municipais, instituições locais e ONGs, com o objetivo de proteger a bacia do rio Guandu, que atende a Região Metropolitana do Rio de Janeiro, a segunda maior do Brasil. Os pagamentos pela conservação e restauração dos remanescentes florestais são baseados no custo de oportunidade da região (no caso, produção de leite), além do estágio de conservação da floresta e a proximidade ou inclusão na unidade de conservação. O PAF é o exemplo mais próximo do conceito original de PSA: os recursos vêm de uma taxa pelo uso da água na bacia do Guandu (Fiorini, Mullally et al., 2020; Fiorini, Swisher et al., 2020; Inea, 2022).

3.1.3 Problemática de decisão

Os problemas multicritério podem ser estruturados na medida em que os decisores desejam, para um conjunto de ações A e de critérios F : a) determinar qual subconjunto de ações são os melhores de A (problemática de escolha); alocar ações a diferentes categorias a partir de um conjunto de regras aplicáveis a A (problemática de classificação); ordenar as alternativas de

A da melhor para a pior (problemática de ordenação) (Vincke, 1992); apoiar a decisão por meio da descrição de ações e suas consequências (problemática de descrição) (Roy, 1996 como citado em Almeida & Vetschera, 2012); ou ainda existe o problema de seleção de portfólio, no qual são incorporadas restrições ao problema de decisão multicritério (Vetschera & Almeida, 2012).

Como este estudo visa avaliar os programas de PSA hídricos de acordo com o seu desempenho médio nas três dimensões de sustentabilidade, foi definida a problemática de ordenação.

3.2 Análise

3.2.1 Determinação do método multicritério

Os métodos de decisão multicritérios podem ser classificados de acordo com a existência ou não de um efeito de compensação, ou seja, o *trade-off* entre os critérios, que permite que um baixo desempenho em um determinado critério possa ser compensado por um alto desempenho em outro (Munda, 2008), enquanto nos métodos não compensatórios (ou *outranking*), este efeito é evitado ou pelo menos reduzido.

A escolha do método utilizado varia de acordo com cada situação específica e, principalmente, com os objetivos e preferências dos tomadores de decisão. Não obstante as considerações anteriores, quando os envolvidos no processo vão lidar com decisões ambientais, um método não compensatório tem sido recomendado, pois deve-se evitar o efeito da compensação em relação a critérios de sustentabilidade (Bezerra et al., 2021). Métodos não compensatórios evitam *trade-offs* entre critérios, pois, nestes métodos, os pesos significam apenas coeficientes de importância relativa (Munda, 2008; V. B. S. Silva et al., 2010).

Exemplos de métodos não compensatórios são a família PROMETHEE e a família ELECTRE. O PROMETHEE (*Preference Ranking Organization Method of Enrichment Evaluations*), desenvolvido por Brans & Vincke (1985), apresenta algumas vantagens sobre outros métodos não compensatórios, principalmente devido à sua facilidade entre os tomadores de decisão, o que aumenta a eficácia da aplicação. Além disso, o PROMETHEE possui diversos exemplos de uso na gestão ambiental (V. B. S. Silva et al., 2010). Dentre a família PROMETHEE, este estudo utilizou o PROMETHEE II, pois fornece uma pré-ordem completa das alternativas, evitando incomparabilidade, considerado algo que se encaixa na proposta apresentada.

3.2.2 Avaliação intracritério

Os dados para avaliação foram coletados a partir de fontes secundárias, sendo realizada uma busca em publicações oficiais de órgãos públicos e artigos direcionados aos programas analisados. A principal dificuldade foi a padronização dos dados, e os esforços foram concentrados para selecionar o período mais próximo possível, dando-se menor importância à atualização dos números. Os dados de floresta restaurada, floresta conservada e custo do programa corresponderam à média anual nos períodos 2007/2017 para o Conservador das Águas; 2013/2021 para o Protetor de Água do Rio Camboriú; e 2008/2016 para o Produtor de Água e Floresta. Os demais critérios apresentaram valores totais para o respectivo período.

A matriz de comparação das alternativas em relação aos critérios com os dados coletados em fontes oficiais e estudos a respeito dos programas comparados está apresentada na Tabela 2.

Tabela 2

Matriz alternativas versus critérios

Alternativa	C1	C2	C3	C4	C5	C6
Conservador das Águas	593	0	1.542.931,62	279,00	238	5
Protetor de Água Camboriú	7,87	125,33	302.067,04	331,07	23	5
Produtor de Água e Floresta	57,78	459,33	1.041.376,00	60,00	78	2

Nota. Fontes utilizadas: Conservador das Águas (Prefeitura Municipal de Extrema, 2017, 2022); Protetor de Água do Rio Camboriú (Emasa, 2021; P. H. Santos & Schwingel, 2019); Produtor de Água e Floresta (Fiorini, Mullally et al., 2020; Fiorini, Swisher et al., 2020; Inea, 2022).

3.2.3 Avaliação intercritério

Para a atribuição dos pesos dos critérios, seguiu-se a recomendação de Munda (2008), no qual deve-se dar igual importância a cada uma das dimensões e distribuir esse valor igualmente entre os critérios de cada dimensão. A mesma regra foi utilizado em outros estudos envolvendo decisão no contexto ambiental (Bezerra et al., 2021; V. B. S. Silva et al., 2010). A Tabela 3 apresenta os pesos dos critérios.

Tabela 3

Pesos das dimensões e critérios

Dimensão	Peso	Critério	Peso
Ambiental	0,33	C1	0,165
		C2	0,165
Econômica	0,33	C3	0,33
		C4	0,11
Social	0,33	C5	0,11
		C6	0,11

3.2.4 Avaliação global das alternativas

A primeira etapa de aplicação do PROMETHEE é estabelecer uma matriz de avaliação das alternativas em relação ao conjunto de critérios. Para cada critério, é adotada uma função de preferência, a qual descreve a forma como a preferência do decisor muda em relação ao desempenho de duas alternativas nesse critério, $g_j(a) - g_j(b)$, em que $g_j(a)$ é o desempenho da alternativa a em relação ao critério j . Brans & Vincke (1985) estabeleceram uma série de seis tipos de funções de preferência, cada uma adequada de acordo com a natureza do problema e as preferências dos decisores.

Para esta problemática de decisão, optou-se por utilizar a função 3, denominada “Critério com Preferência Linear”, ou “*V-shape*” (1) para cinco dos seis critérios: área florestal restaurada (C1); área florestal preservada (C2); custo do programa (C3); pagamento individual do agricultor (C4); e total de propriedades cadastradas (C5). Essa função oferece a possibilidade do decisor preferir progressivamente a a b , com a intensidade aumentando linearmente até que esse desvio seja igual a p , a partir daí a preferência é estrita (Brans & Vincke, 1985). Neste caso, p é a diferença entre as melhores e piores alternativas (Tabela 4). O desempenho acima de p recebeu 1, todas as alternativas abaixo receberam valor menor que 1.

$$p_j(a, b) = \begin{cases} [g_j(a) - g_j(b)]/p, & g_j(a) - g_j(b) \leq p, \\ 1, & g_j(a) - g_j(b) > p. \end{cases} \quad (1)$$

Tabela 4

Valores de p para cada critério

Critério	C1	C2	C3	C4	C5
p	585,13	459,33	1.240.864,58	271,07	215

Para o critério “escala temporal”, devido ao escopo estreito entre os programas, optou-se pela função 2, denominada “*Quase-Critério*” ou “*U-shape*” (2). Nessa função, a e b são indiferentes quando a diferença entre $g_j(a)$ e $g_j(b)$ não excede q , único parâmetro definido, caso contrário, a preferência é estrita (Brans & Vincke, 1985). Portanto, q foi definida como a pior alternativa e recebeu 0, e todas acima receberam 1 (Tabela 5).

$$p_j(a, b) = \begin{cases} 0, & g_j(a) - g_j(b) \leq q, \\ 1, & g_j(a) - g_j(b) > q. \end{cases} \quad (2)$$

Tabela 5

Valor de q para o critério 6

Critério	C6
q	2

O próximo passo do PROMETHEE é o cálculo da preferência específica de cada alternativa sobre a outra em cada critério. As preferências são ponderadas de acordo com a importância relativa definida para o critério e, por fim, somadas no índice de preferência global $P(a, b)$ (3), em que w_j é o peso do critério j e n é o número de critérios (Brans & Vincke, 1985).

$$P(a, b) = \frac{1}{w} \sum_{j=1}^n w_j P_j(a, b) \quad (3)$$

A partir daí, dois índices são calculados, o fluxo de sobreclassificação positivo $Q_{(a)}^+$ e o fluxo de sobreclassificação negativo $Q_{(a)}^-$ (Bezerra et al., 2021). $Q_{(a)}^+$ significa a soma das vezes que uma alternativa a superou as demais, e $Q_{(a)}^-$ a soma das vezes que a mesma alternativa foi sobre classificada pelas demais. Se o fluxo líquido global (4) de a for maior que o fluxo líquido global de b , então a alternativa a sobre classifica b (V. B. S. Silva et al., 2010).

$$Q_{(a)} = Q_{(a)}^+ - Q_{(a)}^- \quad (4)$$

3.3 Recomendação**3.3.1 Análise de sensibilidade**

Também foi realizado um teste de sensibilidade, o qual objetiva analisar a robustez dos resultados diante da alteração dos pesos para cada dimensão, adotando-se o seguinte procedimento: o peso da dimensão ambiental foi aumentado em 0,05 e os pesos das dimensões econômica e social foram reduzidos em 0,025, com o comportamento das alternativas sendo observado. A mesma ação foi repetida para as outras duas dimensões, primeiro aumentando a econômica e reduzindo a ambiental e a social e, por último, aumentando a social e reduzindo a ambiental e a econômica.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A aplicação do PROMETHEE II resultou no programa Protetor de Água do Rio Camboriú (Camboriú e Balneário Camboriú - SC) como a alternativa mais bem classificada, seguido pelo Conservador das Águas (Extrema - MG), e do Produtor de Água e Floresta (Rio Claro - RJ). O programa de Santa Catarina se sobressaiu graças ao seu desempenho na dimensão econômica, obtendo um fluxo de sobre classificação líquido acima dos demais, apesar de apresentar resultados para alguns critérios ambientais e sociais, em média, menos expressivos. Isto é um indicativo do papel contraditório que os objetivos econômicos geralmente desempenham em relação às metas de sustentabilidade (Pagiola et al., 2019) e reforça a importância singular de cada objetivo particular para cada tomador de decisão no sentido de fornecer uma recomendação específica. Os resultados são mostrados na Tabela 6.

Tabela 6

Classificação das alternativas

Posição	Alternativa	$Q(C)$
1º	Protetor de Água do Rio Camboriú	0,187786335
2º	Conservador das Águas	0,006060035
3º	Produtor de Água e Floresta	-0,19384637

A análise de sensibilidade realizada não apresentou alterações no posicionamento dos programas para nenhuma das diminuições e acréscimos realizados para cada dimensão. Isso indica que o resultado é robusto. No entanto, é importante destacar que a adoção de uma ótica diferente para distribuição de pesos entre os critérios pode igualmente alterar a classificação das alternativas, assim como a análise de sensibilidade.

Um exemplo que poderia ser considerado é no tocante às atividades de restauração e conservação, as quais podem ser avaliadas conforme diferentes níveis de importância em relação aos resultados de uma ação ambiental, pois somente a restauração, seja ela natural ou ativa, significa ganho efetivo de áreas florestais, enquanto a conservação é a manutenção de áreas anteriormente conservadas. Ou seja, a restauração florestal, tecnicamente, é o critério que mais diretamente reflete o conceito fundamental de adicionalidade, especialmente se as áreas conservadas permanecessem dessa forma mesmo com a ausência do programa.

5 CONCLUSÃO

As decisões dentro dos programas de PSA envolvem, naturalmente, critérios múltiplos e conflitantes, uma vez que geralmente incorporam uma abordagem multiobjetivo, ou seja, visam não apenas proporcionar benefícios ambientais, mas também contribuir para ganhos sociais entre famílias vulneráveis. Além disso, a preocupação com a eficiência econômica está sempre presente entre as instituições e o poder público, devido à falta de garantia de recursos permanentes em diversos instrumentos legais. Nesse cenário, a aplicação de análise de decisão multicritério surge como uma alternativa para lidar com esses objetivos conflitantes e fornecer recomendações confiáveis à administração pública e demais atores interessados em investir em programas de PSA, promovendo sua expansão no país.

A análise proposta atendeu aos objetivos deste estudo e forneceu uma forma de orientar o processo de decisão sobre os chamados programas de PSA hídricos, havendo ainda a possibilidade de ser adaptado ou aprimorado de acordo com as necessidades de cada usuário. A comparação entre três programas já implementados resultou em melhor desempenho do Protetor de Água do Rio Camboriú (Camboriú e Balneário Camboriú - SC), seguido pelo Conservador das Águas (Extrema - MG), e pelo Produtor de Água e Floresta (Rio Claro - RJ).

Este estudo traz ainda duas contribuições importantes. Primeiro, fornece novas percepções para a literatura em uma visão geral, devido às poucas aplicações da análise multicritério no âmbito do apoio à decisão na área de PSA, fortalecendo este tipo de abordagem como alternativa para tomadores de decisão sobre os principais determinantes de seus projetos. E, segundo, também aprimora o uso da abordagem multicritério em uma visão “*ex-post*”, algo ainda menos frequente, considerando, ao invés de hipotéticos projetos futuros, a avaliação de ações já implementadas através de critérios objetivos, englobando toda a complexidade subjacente aos programas.

Porém, podem ser citadas algumas limitações. A primeira é a não utilização de especialistas técnicos ou atores diretamente envolvidos na operação dos programas, os quais poderiam refletir de modo mais preciso possíveis desequilíbrios na distribuição dos pesos entre os critérios. Outro fator é a desconsideração de resultados hidrológicos diretos, como medidas de qualidade e disponibilidade de água, ou também intervenções no solo, devido à dificuldade de coletar, comparar e avaliar esse tipo de medida. A literatura destaca os problemas até mesmo para os programas incorporarem medições hidrológicas em suas avaliações. No entanto, pode-se concluir que a incorporação destas medidas é interessante para aumentar a utilidade e robustez da análise.

Mesmo para os critérios incluídos, surgiram problemas, não sendo possível considerar um período de avaliação igual, nem os dados mais atualizados, o que obrigou a adoção de algumas estratégias não recomendadas para chegar à comparação mais padronizada possível, como o uso de médias. A falta de dados também demandou adaptações, como no critério de custo total. Os critérios sociais também podem ser aprimorados considerando medidas de satisfação qualitativas ou escalas binárias sobre o cumprimento e priorização de metas sociais.

Para a maioria das limitações citadas, recomenda-se usar dados primários ao invés de secundários. Em alguns casos, pesquisas de campo são sugeridas e necessárias, mas o contato direto com instituições relacionadas aos programas também pode suprir algumas dessas fragilidades. O modelo também pode ser testado em mais opções, incluindo outros tipos de PSA, como os voltados para os serviços de floresta e carbono, também muito comuns no Brasil, especialmente na Região Amazônica, não devendo ficar restrito a opções de PSA hídricos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alarcon, G. G., Fantini, A. C., Salvador, C. H., & Farley, J. (2017). Additionality is in detail: Farmers' choices regarding payment for ecosystem services programs in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Rural Studies*, 54, 177–186. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2017.06.008>
- Almeida, A. T., & Vetschera, R. (2012). A note on scale transformations in the PROMETHEE V method, *European Journal of Operational Research*, 219 (1), 198–200. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2011.12.034>
- Aza, A., Riccioli, F., & Di Iacovo, F. (2021). Optimising payment for environmental services schemes by integrating strategies: The case of the Atlantic Forest, Brazil. *Forest Policy and Economics*, 125. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102410>
- Bezerra, P. R. S., Schramm, F., & Schramm, V. B. (2021). A multicriteria model, based on the PROMETHEE II, for assessing corporate sustainability. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 23(10), 2927–2940. <https://doi.org/10.1007/s10098-021-02211-y>
- Börner, J., Marinho, E., & Wunder, S. (2015). Mixing carrots and sticks to conserve forests in the Brazilian Amazon: A spatial probabilistic modeling approach. *PLoS ONE*, 10(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0116846>

- Brans, J. P., & Vincke, P. (1985). Note—A Preference Ranking Organisation Method. *Management Science*, 31(6), 647–656. <https://doi.org/10.1287/mnsc.31.6.647>
- Bremer, L. L., Hamel, P., Ponette-González, A. G., Pompeu, P. V., Saad, S. I., & Brauman, K. A. (2020). Who Are We Measuring and Modeling for? Supporting Multilevel Decision-Making in Watershed Management. *Water Resources Research*, 56(1). <https://doi.org/10.1029/2019WR026011>
- Camelo, A. P. S., & Sanches, K. L. (2019). Pagamento por serviços ambientais: um instrumento de mitigação dos efeitos de variação climática e uma ferramenta de gestão para crise hídrica na bacia do Alto Descoberto. *Nativa*, 7(5), 574–581. <https://doi.org/10.31413/nativa.v7i5.6986>
- Canada, C. B. S., & Mariottoni, C. A. (2016). Analysis of multicriteria in the practice of environmental services in areas of watersheds. *Journal of Sustainable Forestry*, 35(7), 500–514. <https://doi.org/10.1080/10549811.2016.1225511>
- Coelho, N. R., Gomes, A. S., Cassano, C. R., & Prado, R. B. (2021). Panorama das iniciativas de pagamento por serviços ambientais hídricos no Brasil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 26(3), 409–415. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220190055>
- Dal Poz, M. E. S., Ignácio, P. S. A., Azevedo, A., Francisco, E. C., Piolli, A. L., Silva, G. G., & Ribeiro, T. P. (2022). Food, Energy and Water Nexus: An Urban Living Laboratory Development for Sustainable Systems Transition. *Sustainability*, 14(12), 1–22. <https://doi.org/10.3390/su14127163>
- Delacote, P., Le Velly, G., & Simonet, G. (2022). Revisiting the location bias and additionality of REDD+ projects: the role of project proponents' status and certification. *Resource and Energy Economics*, 67. <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2021.101277>
- Emasa. (2021). *Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú - Relatório de Atividades Anual - 2021*.
- Fiore, F. A., Bardini, V. S. S., & Novaes, R. C. (2017). Monitoramento da qualidade de águas em programas de pagamento por serviços ambientais hídricos: Estudo de caso no município de São José dos Campos/SP. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 22(6), 1141–1150. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522017165072>
- Fiore, F. A., Bardini, V. S. S., & Cabral, P. C. P. (2020). Arranjos institucionais para a implantação de programa municipal de pagamento por serviços ambientais hídricos: estudo de caso de São José dos Campos (SP). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 25(2), 303–313.
- Fiorini, A. C. O., Mullally, C., Swisher, M., & Putz, F. E. (2020). Forest cover effects of payments for ecosystem services: Evidence from an impact evaluation in Brazil. *Ecological Economics*, 169. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106522>
- Fiorini, A. C. O., Swisher, M., & Putz, F. E. (2020). Payment for environment services to promote compliance with brazil's forest code: The case of “Produtores de Água e Floresta.” *Sustainability*, 12(19). <https://doi.org/10.3390/su12198138>
- Garrett, R. D., Grabs, J., Cammelli, F., Gollnow, F., & Levy, S. A. (2022). Should payments for environmental services be used to implement zero-deforestation supply chain policies? The case of soy in the Brazilian Cerrado. *World Development*, 152. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2022.105814>

- Gebara, M. F. (2013). Importance of local participation in achieving equity in benefit-sharing mechanisms for REDD+: a case study from the Juma Sustainable Development Reserve. *International Journal of the Commons*, 7, 473–497.
- Guerra, R. (2016). Assessing preconditions for implementing a Payment for Environmental Services initiative in Cotriguaçu (Mato Grosso, Brazil). *Ecosystem Services*, 21, 31–38. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.009>
- Inea. (07 de novembro de 2022). *Projeto Produtores de Água e Floresta (PAF)*. <http://www.inea.rj.gov.br/portal/agendas/gestaodeaguas/pagamentosproserviosambientais/projetosdepsa/projetoprodutores/index.htm%26lang=#ad-image-0>.
- Jardim, M. H., & Bursztyn, M. A. (2015). Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: O caso de Extrema (MG). *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 20(3), 353–360. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000106299>
- Kroeger, T., Klemz, C., Boucher, T., Fisher, J. R. B., Acosta, E., Cavassani, A. T., Denedy-Frank, P. J., Garbossa, L., Blainski, E., Santos, R. C., Giberti, S., Petry, P., Shemie, D., & Dacol, K. (2019). Returns on investment in watershed conservation: Application of a best practices analytical framework to the Rio Camboriú Water Producer program, Santa Catarina, Brazil. *Science of the Total Environment*, 657, 1368–1381. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.116>
- Lei n. 14.119, de 13 de janeiro de 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais; e altera as Leis n.ºs 8.212, de 24 de julho de 1991, 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973, para adequá-las à nova política. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2021/lei/14119.htm#art15.
- Libanio, P. A. C. (2015). Pollution of inland waters in Brazil: The case for goal-oriented initiatives. *Water International*, 40(3), 513–533. <https://doi.org/10.1080/02508060.2015.1024023>
- Lopes, T. R., Folegatti, M. V., Zolin, C. A., Moura, L. B., Oliveira, R. K., Fraga, L. S., Duarte, S. N., Santos, O. N. A., & Moster, C. (2022). Multicriterial Analysis for the Identification of Key Areas to Improve the Management in Piracicaba River Basin, Brazil. *Journal of Hydrologic Engineering*, 27(1). [https://doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0002146](https://doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0002146)
- Ma, Z., Bauchet, J., Steele, D., Godoy, R., Radel, C., & Zanotti, L. (2017). Comparison of Direct Transfers for Human Capital Development and Environmental Conservation. In *World Development* (Vol. 99, pp. 498–517). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.05.030>
- Martino, S., Kondylis, F., & Zwager, A. (2017). Protecting the Environment: For Love or Money? The Role of Motivation and Incentives in Shaping Demand for Payments for Environmental Services Programs. *Public Finance Review*, 45(1), 68–96. <https://doi.org/10.1177/1091142115604352>
- Mendonça, G. C., Costa, R. C. A., Parras, R., Oliveira, L. C. M., Abdo, M. T. V. N., Pacheco, F. A. L., & Pissarra, T. C. T. (2022). Spatial indicator of priority areas for the implementation of agroforestry systems: An optimization strategy for agricultural landscapes restoration. *Science of the Total Environment*, 839. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156185>
- Monteiro, L. I. B., Pruski, F. F., Calegario, A. T., Oliveira, A. N. G., & Pereira, S. B. (2018). Methodology for payment for ecosystem services based on the concept of land use and

- management capability. *Soil Use and Management*, 34(4), 515–524. <https://doi.org/10.1111/sum.12442>
- Munda, Giuseppe. (2008). *Social multi-criteria evaluation for a sustainable economy*. Springer.
- Pagiola, S., Platais, G., & Sossai, M. (2019). Protecting Natural Water Infrastructure in Espírito Santo, Brazil. *Water Economics and Policy*, 5(4). <https://doi.org/10.1142/S2382624X18500273>
- Pissarra, T. C. T., Fernandes, L. F. S., & Pacheco, F. A. L. (2021). Production of clean water in agriculture headwater catchments: A model based on the payment for environmental services. *Science of the Total Environment*, 785, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147331>
- Possanti, I., & Marques, G. (2022). A modelling framework for nature-based solutions expansion planning considering the benefits to downstream urban water users. *Environmental Modelling and Software*, 152. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2022.105381>
- Prefeitura Municipal de Extrema. (2017). *Conservador das Águas - 12 anos*.
- Prefeitura Municipal de Extrema. (25 de novembro de 2022). *Portal da Transparência*. <https://extrema-mg.portaltp.com.br/>
- Richards, R. C., Kennedy, C. J., Lovejoy, T. E., & Brancalion, P. H. S. (2017). Considering farmer land use decisions in efforts to ‘scale up’ Payments for Watershed Services. *Ecosystem Services*, 23, 238–247. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.016>
- Richards, R. C., Petrie, R., Christ, J. B., Ditt, E., & Kennedy, C. J. (2020). Farmer preferences for reforestation contracts in Brazil’s Atlantic Forest. *Forest Policy and Economics*, 118. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102235>
- Richards, R. C., Rerolle, J., Aronson, J., Pereira, P. H., Gonçalves, H., & Brancalion, P. H. S. (2015). Governing a pioneer program on payment for watershed services: Stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic Forest of Brazil. *Ecosystem Services*, 16, 23–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.09.002>
- Ruggiero, P. G. C., Metzger, J. P., Tambosi, L. R., & Nichols, E. (2019). Payment for ecosystem services programs in the Brazilian Atlantic Forest: Effective but not enough. *Land Use Policy*, 82, 283–291. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.054>
- Saad, S. I., Silva, J. M., Silva, M. L. N., Guimarães, J. L. B., Sousa, W. C., Oliveira Figueiredo, R., & Rocha, H. R. (2018). Analyzing ecological restoration strategies for water and soil conservation. *PLoS ONE*, 13(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192325>
- Santos, F. A. M., Coelho-Junior, M. G., Cardoso, J. C., Basso, V. M., Marques, A. L. P., & Silva, E. M. R. (2020). Program outcomes of payments for watershed services in Brazilian Atlantic Forest: How to evaluate to improve decision-making and the socio-environmental benefits. *Water*, 12(9), 1–24. <https://doi.org/10.3390/w12092441>
- Santos, P. H., & Schwingel, P. R. (2019). Evaluation of the Water Producer Project in the preservation areas of the hydrographic basin of the Camboriú River Brazil. *Gaia Scientia*, 13(1), 51–59.
- Silva, R. F. B., Rodrigues, M. D. A., Vieira, S. A., Batistella, M., & Farinaci, J. (2017). Perspectives for environmental conservation and ecosystem services on coupled rural–urban systems. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15 (2), 74–81. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.05.005>

- Silva, R. A., Lapola, D. M., Patricio, G. B., Teixeira, M. C., Pinho, P., & Priess, J. A. (2016). Operationalizing payments for ecosystem services in Brazil's sugarcane belt: How do stakeholder opinions match with successful cases in Latin America? *Ecosystem Services*, 22, 128–138. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.013>
- Silva, V. B. S., Morais, D. C., & Almeida, A. T. (2010). A Multicriteria Group Decision Model to Support Watershed Committees in Brazil. *Water Resources Management*, 24(14), 4075–4091. <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9648-2>
- Silva-Muller, L. (2022). Payment for ecosystem services and the practices of environmental fieldworkers in policy implementation: The case of Bolsa Floresta in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, 120. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106251>
- Sone, J. S., Gesualdo, G. C., Zamboni, P. A. P., Vieira, N. O. M., Mattos, T. S., Carvalho, G. A., Rodrigues, D. B. B., Alves Sobrinho, T., & Oliveira, P. T. S. (2019). Water provisioning improvement through payment for ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 655, 1197–1206. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.319>
- Vendruscolo, J., Ferreira, K. R., Vendruscolo, C. F., Cavalheiro, W. C. S., & Stachiw, R. (2019). Viabilidade do pagamento por serviços ambientais na microbacia do rio D'Alincourt, Amazônia Ocidental, Brasil. *Revista Geográfica Venezolana, Volumen Especial*, 198–208.
- Vetschera, R., & Almeida, A. T. (2012), A PROMETHEE-based approach to portfolio selection problems, *Computers & Operations Research*, 39 (5), 1010–1020. <https://doi.org/10.1016/j.cor.2011.06.019>
- Viani, R. A. G., Bracale, H., & Taffarello, D. (2019). Lessons learned from the Water Producer project in the Atlantic Forest, Brazil. *Forests*, 10(11). <https://doi.org/10.3390/f10111031>
- Viani, R. A. G., Braga, D. P. P., Ribeiro, M. C., Pereira, P. H., & Brancalion, P. H. S. (2018). Synergism Between Payments for Water-Related Ecosystem Services, Ecological Restoration, and Landscape Connectivity Within the Atlantic Forest Hotspot. *Tropical Conservation Science*, 11. <https://doi.org/10.1177/1940082918790222>
- Vilar, M. B., Oliveira, A. C. C., Jacovine, L. A. G., Ferreira, G., & Souza, A. L. (2010). Valoração ambiental de propriedades rurais de municípios da bacia hidrográfica do rio Xopotó, MG. *Cerne*, 16(4), 539–545.
- Vincke, P., *Multicriteria decision aid*, John Wiley & Sons, Bruxelles, 1992.
- Weins, N. W., Santos, L. C. O., Silva, M. D., Gadda, T., & Silva, C. L. (2021). Payments for watershed ecosystem services in the Miringuava basin, Brazil: Mediating or exacerbating conflicts in peri-urban commons? *Revista Brasileira de Marketing*, 10(1). <https://doi.org/10.5585/geas.v10i1.18468>
- Wunder, S. (2005). *Payments for environmental services: Some nuts and bolts* (No. 42). <http://www.cifor.cgiar.org>
- Young, C. E. F., & Bakker, L. B. (2014). Payments for ecosystem services from watershed protection: A methodological assessment of the Oasis Project in Brazil. *Brazilian Journal of Nature Conservation*, 12(1), 71–78. <https://doi.org/10.4322/natcon.2014.013>
- Yu, H., Xie, W., Yang, L., Du, A., Almeida, C. M. V. B., & Wang, Y. (2020). From payments for ecosystem services to eco-compensation: Conceptual change or paradigm shift? In *Science of the Total Environment* (Vol. 700). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134627>

Zanella, M. A., Schleyer, C., & Speelman, S. (2014). Why do farmers join Payments for Ecosystem Services (PES) schemes? An Assessment of PES water scheme participation in Brazil. *Ecological Economics*, 105, 166–176. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.06.004>