

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO

Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação

INTERFACE CIÊNCIA-POLÍTICA DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NO BRASIL

Doutoranda: Thaís Helena Mandello Pimenta de Almeida

Orientador: Fabio Rubio Scarano

Co-orientadora: Aliny Patricia Flauzino Pires

MACAÉ

- 2021-

Thaís Helena Mandello Pimenta de Almeida

INTERFACE CIÊNCIA-POLÍTICA DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NO BRASIL

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação (PPGCIAC) da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) - Instituto Nupem, como requisito para obtenção do título de Doutora em Ciências Ambientais e Conservação.

Orientador: Fabio Rubio Scarano

Co-orientadora: Aliny Patricia Flauzino Pires

CIP - Catalogação na Publicação

A3641 Almeida, Thaís Helena Mandello Pimenta de
INTERFACE CIÊNCIA-POLÍTICA DOS SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS NO BRASIL / Thaís Helena Mandello
Pimenta de Almeida. -- Rio de Janeiro, 2021.
174 f.

Orientador: Fabio Rubio Scarano.
Coorientadora: Aliny Patricia Flauzino Pires.
Tese (doutorado) - Universidade Federal do Rio
de Janeiro, Campus Macaé Professor Aloísio Teixeira,
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e
Conservação, 2021.

1. Pagamento por Serviços Ambientais. 2. Serviços
Ecosistêmicos. 3. Universidade Federal do Rio de
Janeiro. 4. Nupem. I. Scarano, Fabio Rubio, orient.
II. Pires, Aliny Patricia Flauzino, coorient. III.
Título.

Elaborado pelo Sistema de Geração Automática da UFRJ com os dados fornecidos pelo(a) autor(a), sob a responsabilidade de Miguel Romeu Amorim Neto - CRB-7/6283.

INTERFACE CIÊNCIA-POLÍTICA DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NO BRASIL

Thaís Helena Mandello Pimenta de Almeida

Orientador: Fabio Rubio Scarano

Co-orientadora: Aliny Patricia Flauzino Pires

Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, da Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais e Conservação.

Aprovada por:

Dr. Fabio Rubio Scarano, UFRJ, Presidente da Banca

Dr. David Lapola, Unicamp

Dra. Giuliana Franco Leal, UFRJ

Dra. Rachel Bardy Prado, EMBRAPA

Dr. Rodrigo Lemes, UFRJ

Rio de Janeiro, 30 de março de 2021

À todos os Mestres: espirituais, da vida e acadêmicos.

AGRADECIMENTOS

Entrei acreditando que seriam 4 anos de doutorado acadêmico e finalizo convicta de que foram alguns anos de doutorado na vida e no autoconhecimento. Quando iniciei essa jornada, não imaginava que estes seriam alguns dos anos mais importantes para mim, enquanto mulher, profissional e parte da natureza interligada de Gaia.

Entrei em um doutorado e, ao mesmo tempo, mesmo sem conhecimento claro, embarcava também para uma viagem de mim a mim mesma. E é neste caminho que confirmei que existe um tempo e um lugar certo para cada ser, coisa e momento. Que nesta incrível viagem, entre embarques e desembarques, encontros e desencontros, surgem pessoas que generosa e gentilmente estão dispostas a nos conduzir e acompanhar. E a viagem não seria a mesma sem elas e sem a bagagem que trazem e compartilham. Estes 4 anos me fizeram questionar, buscar respostas, refutá-las, respondê-las novamente e senti-las... Embora, por vezes, eu não tivesse uma resposta para as perguntas ou não soubesse sequer comunicar essas demandas, o que fui conquistando (e continuo nesse processo) é um conjunto de peças que vem construindo minha Gaia interna. Como uma semente, que adormecida, aguarda com paciência (mas nem sempre) o seu momento de ver (e ser) a luz. Quando pronta para germinar, orienta-se em busca de Sol e água. Folha a folha, centímetro a centímetro, vai consolidando seu espaço e seguindo sua missão. Às vezes caem galhos, às vezes as folhas secam, mas nada como uma primavera para trazer renovação, novas folhas, flores e frutos. E assim, a viagem continua.

E é por toda essa viagem que sou profundamente agradecida. Agradecida aos planos divinos que me conduziram até aqui e aos mestres espirituais que seguem me guiando, trazendo luz e força para minha vida. Eu agradeço ao tempo, um Senhor sábio e que muito me ensina. À generosidade da natureza por todos os ensinamentos, que quanto mais simples, mais me encantam.

Agradeço profundamente a você, Fabio, professor admirável e ser de luz, que ao aceitar me orientar academicamente para o doutorado, também foi, indiretamente, o Oriente para o início de muitas transformações. Agradeço seu olhar amoroso sobre o mundo e suas palavras, que ao longo destes 4 anos muito me ensinaram e fortaleceram minha

vontade de caminhar rumo à mudança, a novas formas de pensamento e expressão. Algumas pessoas realmente têm missões belas e admiráveis, e a sua parece ser a de encantar pessoas com as ideias e palavras gentis e um olhar esperançoso sobre a vida. E que privilégio ter visto isso de perto e ter podido aprender contigo (nem que seja só um pouquinho). Agradeço também à Aliny, pelos aprendizados e pela disponibilidade em auxiliar, servindo de inspiração na carreira acadêmica.

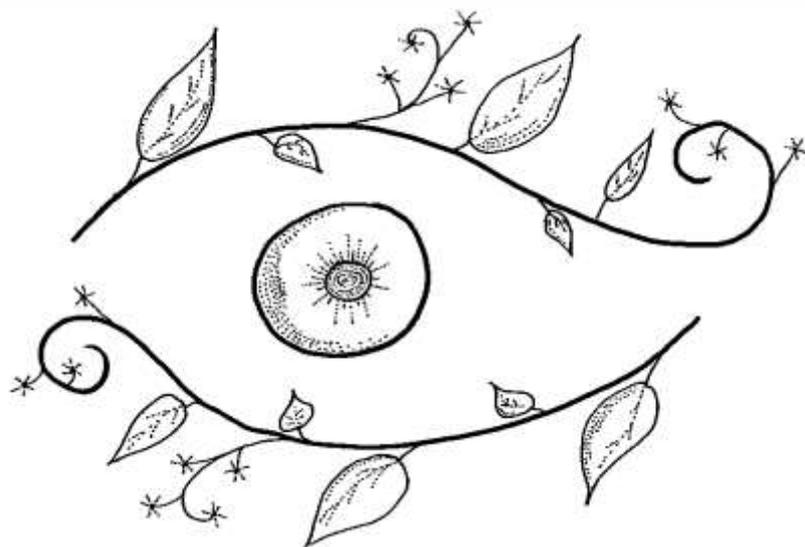
Agradeço grandemente aos meus pais, minha irmã e familiares próximos pelo apoio e presença, mesmo que a distância, mesmo que nas dificuldades. Vocês são responsáveis por ensinamentos simples e importantes na minha vida!

Agradeço aos amigos e colegas que fizeram e fazem parte desta jornada, tanto aos que já existiam, quanto aos que chegaram. Agradeço às minhas amigas de infância Sol e Bi pelo companheirismo. A minha amiga Mari, pelas conversas e atenção. À Carine, pelo acolhimento e parceria. Ao Will, querido amigo, pela leveza e diversão. Agradeço à Sil, amiga do coração, por sua generosidade, a quem admiro e me apoiou bastante. À Jemilli, pela irmandade, parceria, abrigo, apoio, risos, lágrimas, ensinamentos, encaminhamentos e, principalmente, paciência, agradeço grandemente! Você, minha amiga, tens um lugar muito importante, agradeço pelos aprendizados, independente de como foram. Aos demais amigos Enoque, Rodrigo, Lorena, Lê, NK, Denise, Fernanda, Ju pelo bem-querer e por estarem por perto. Agradeço também ao Leonardo, pelo companheirismo, paciência e perseverança; você é especial para mim!

Agradeço à UFRJ, em especial ao Nupem e ao Laboratório de Limnologia, principalmente o de Macaé, pelo apoio, acolhimento, oportunidades e condições para que a realização deste doutorado pudesse ser concluída. A todos os professores, Ana, Chico, Marquinhos, Bozelli e tantos outros que contribuíram para o aprendizado e experiências. À Capes e ao PPGCIAC pelo financiamento à pesquisa e apoio técnico. A todos os demais funcionários, secretários, técnicos e serviços gerais pelo cuidado e colaboração. Ao grupo de pesquisa em Serviços Ecosistêmicos da PUC pelas ideias e pelo compartilhamento. Agradeço também a todos aqueles que participaram da pesquisa e da minha formação.

Agradeço pelo despertar do interesse nesse abismo que existe entre ciência, política e natureza, onde eu decidi adentrar para buscar pontes, desconstruindo conhecimentos e saberes, para novamente reconstruí-los. É neste contexto de reconexão, de encontros e

de reconstruções que nasce esta tese, na busca por transformações, pelo entendimento da interface ciência-política-sociedade e na crença de uma conexão renovada com a natureza.



“Dentro da vibração densa da carne está a vibração fina da corrente cósmica, a energia vital, e permeando tanto a carne quanto a energia vital está a vibração mais fina, a da consciência.” Yogananda

RESUMO

Os serviços ecossistêmicos são benefícios que os humanos obtêm da natureza por meio das funções e processos do ecossistema. A compreensão e a valorização desses serviços transcendem a esfera econômica para fornecer benefícios ecológicos, culturais e de bem-estar. A importância dos serviços ecossistêmicos como ferramenta para a transição à sustentabilidade já é reconhecida, mas formas de operacionalizá-los ainda são escassas. Um modelo de operacionalização são os pagamentos por serviços ambientais (PSA). Os PSAs podem conciliar a conservação dos recursos naturais, as demandas socioculturais e as recompensas econômicas entre os diferentes atores, promovendo mudanças no comportamento, governança, políticas e práticas. Embora haja um aumento no volume de estudos publicados sobre serviços ecossistêmicos e PSAs, eles ainda não são capazes de ter o alcance desejado ou a adequação necessária para a tomada de decisão. No Brasil, os esquemas de PSA começaram a surgir na década de 1990 e ganharam força na década de 2000. Com a intenção de examinar como os serviços ecossistêmicos são operacionalizados no Brasil e como eles dialogam com as políticas públicas e com a sustentabilidade, este estudo buscou responder duas perguntas principais: 1) De que forma o conceito de serviços ecossistêmicos tem sido incorporado pelo setor de políticas públicas?; 2) Como PSAs estão distribuídos em escala espacial e temporal pelo Brasil? Estes questionamentos regem a tese e se desdobram em outros mais específicos ao longo dos capítulos, buscando unir visões e experiências de diferentes setores. Para isso, foi utilizado um conjunto de metodologias, a saber: análise documental, revisão sistemática e entrevistas com atores chave. Os resultados evidenciam que a inclusão dos conceitos de serviços ecossistêmicos e de indicadores de sustentabilidade nas políticas brasileiras ocorre de forma marginal e genérica. Os esquemas de PSA encontram-se concentrados espacialmente e temporalmente, além de ainda serem vistos como ferramentas disciplinares, embora seu escopo seja intersetorial. Entrevistas com atores chave indicaram as principais vantagens (incentivo à conservação e apoio técnico) e gargalos (limitações estruturais, burocráticas e financeiras) da implementação destes programas. As lições aprendidas com programas bem-sucedidos podem ser usadas como modelos para melhorar os esquemas existentes ou criar novos, ao mesmo tempo em que informam a legislação adequada. Estudos de caso específicos podem mostrar como estes programas têm o potencial de conciliar conservação e questões socioeconômicas, principalmente através de parcerias e engajamento. Ampliar a operacionalização desses conceitos é uma oportunidade de incluir modelos de gestão participativos, adaptativos e consistentes com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS).

Palavras-chave: Tomada de decisão, Pagamento por serviços ambientais, Políticas ambientais, Sistemas socioecológicos, Sustentabilidade.

ABSTRACT

Ecosystem services are benefits that humans get from nature through ecosystem functions and processes. The understanding and appreciation of these services transcend the economic sphere towards providing ecological, cultural and welfare benefits. The importance of ecosystem services as a tool for the transition to sustainability is already recognized, but ways to operationalize them are still scarce. An operationalization model is payments for ecosystem services (PES). PES can reconcile the conservation of natural resources, socio-cultural demands and economic rewards between different actors, by fostering changes in behaviour, governance, policies and practices. Although there is an increase in the volume of published studies on ES and PES, they are still not able to have the desired reach or the necessary adequacy for decision making. In Brazil, PES schemes started to emerge in the 1990s and gained strength in the 2000s. With the intention of examining how ecosystem services are operated in Brazil and how they dialogue with public policies and sustainability, this study answered two main questions: 1) How has the concept of ecosystem services been operationalized by the policy sector ?; 2) How are PES distributed on a spatial and temporal scale throughout Brazil? These questions govern the thesis and are specified in others throughout the chapters, seeking to unite visions and experiences from different sectors. For that, a set of methodologies was used, from document analysis, systematic review and interviews with key actors. The results show that inclusion of the concepts of ecosystem services and sustainability indicators in Brazilian policies occurs in a marginal and not very inclusive way. PES schemes are spatially and temporally concentrated, and are still seen as disciplinary tools, although their scope is intersectoral. Interviews with key actors indicated the main advantages (incentives for conservation and technical support) and bottlenecks (structural, bureaucratic and financial limitations) of implementing these programs. Lessons learnt from successful programs can be used as models for improving existing schemes or creating new ones, while informing adequate legislation. Case studies can show how these programs have the potential to reconcile conservation and socio-economic issues, mainly through partnerships and engagement. Expanding the operationalisation of these concepts is an opportunity to include forms of participatory management, adaptive and consistent with the Sustainable Development Goals (SDGs).

Keywords: Decision making, Environmental policies, Payment for ecosystem services, Socio-ecological systems, Sustainability.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	14
LISTA DE TABELAS.....	16
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	17
I - INTRODUÇÃO	18
1.1 Contexto Geral.....	18
1.2 Perguntas da Tese e Apresentação dos Capítulos.....	22
1.3 Objetivos	24
II FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E MARCOS CONCEITUAIS ...	25
2.1 Serviços Ecosistêmicos	25
2.2 Serviços Ecosistêmicos e a ruptura Humanidade-Natureza	30
2.3 Pagamentos por Serviços Ambientais	34
2.4 Desenho dos esquemas de Pagamento por Serviços Ambientais ...	40
CAPÍTULO 1.....	45
PANORAMA POLÍTICO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS E PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS NO BRASIL	45
INTRODUÇÃO	45
METODOLOGIA	47
RESULTADOS.....	50
DISCUSSÃO.....	58
CONSIDERAÇÕES FINAIS	62
CAPÍTULO 2.....	63
O ESCOPO E AS DIMENSÕES DE PROGRAMAS DE PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS NO BRASIL	63
INTRODUÇÃO	63
METODOLOGIA	66
RESULTADOS.....	69
DISCUSSÃO.....	77
CONSIDERAÇÕES FINAIS	82

CAPÍTULO 3.....	84
PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS COMO FERRAMENTA PARA ADAPTAÇÃO BASEADA EM ECOSISTEMAS: O DISCURSO DOS TOMADORES DE DECISÃO	84
INTRODUÇÃO	84
METODOLOGIA	86
Estratégias de coleta de dados.....	86
Justificativa das técnicas.....	86
Detalhamento do roteiro	87
RESULTADOS.....	88
DISCUSSÃO	91
CONSIDERAÇÕES FINAIS	105
CAPÍTULO 4.....	107
PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO NORTE FLUMINENSE: DIFICULDADES E OPORTUNIDADES DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA FRENTE A UM CENÁRIO DE MUDANÇAS AMBIENTAIS	107
INTRODUÇÃO	107
METODOLOGIA	110
RESULTADOS.....	114
DISCUSSÃO.....	115
CONSIDERAÇÕES FINAIS	119
CONCLUSÕES GERAIS.....	121
ANEXOS	123
APÊNDICE	126
2.1 Antropoceno e Mudanças Climáticas.....	126
2.1.1 Mudanças Climáticas e Matrizes Urbanas	128
2.3 Adaptação baseada em Ecossistemas (AbE).....	132
APÊNDICE II.....	136
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	152

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Linha do tempo com os principais marcos históricos-ambientais relacionados a Serviços Ecossistêmicos (SE) no contexto internacional e nacional. Modificado de Gómez-Baggethun et al. (2009). 20

Figura 2 - O raciocínio de um esquema de PSA no que diz respeito aos ganhos econômicos e aos custos de oportunidade. Fonte: Seehusen; Prem (2011), modificado de Pagiola; Platais (2007). 36

Figura 3 - Número de artigos publicados indexados na plataforma *Web of Science* com os termos “ecosystem service” ou “environmental service” (chave para busca: “ecosystem service*” OR “environmental service*”) para cada um dos anos apresentados. 38

Figura 4 - Relação dos instrumentos legais brasileiros com o conceito de serviços ecossistêmicos (SE) e a diversidade de ODS associados. As linhas contínuas indicam interação direta entre os instrumentos e SE; linhas tracejadas significam interação indireta ou fraca entre SE e os instrumentos; e as linhas em cinza indicam que não há relacionamento. Os símbolos de ODS coloridos indicam que o instrumento legal contempla esse objetivo, enquanto que aqueles não abrangidos são mostrados em cinza. Fonte: Aliny P. F. Pires 51

Figura 5 - Natureza dos arquivos analisados na revisão sistemática (N = 56). 63

Figura 6 - Distribuição de esquemas de PSA de acordo com as metas e expectativas de cada um dos programas (N=75). 64

Figura 7 - Distribuição de esquemas de PSA de acordo com os serviços ecossistêmicos prestados por cada um dos programas (N = 75). 64

Figura 8 - A) Distribuição espacial dos esquemas de PSA por região brasileira (N= 75) e por estado (N= 78). B) Distribuição dos esquemas de PSA de acordo com os biomas brasileiros (N = 75). C) Distribuição dos esquemas de PSA em função da escala espacial que cada esquema abrange (N = 74). 66

Figura 9 - A) Distribuição dos esquemas de PSA em relação aos setores que participam de seu planejamento e condução (N = 67). B) Distribuição dos esquemas de PSA em função da esfera governamental atuante (N = 64). C) Distribuição dos esquemas de

PSA de acordo com a natureza do financiamento (N = 44). D) Distribuição dos esquemas de PSA conforme a existência de monitoramento, avaliação ou análise dos resultados dos mesmos (N = 27). 67

Figura 10 - Diferenças entre programas de PSA com sucesso (Success) e com falha (Failure). Análise de Coordenadas Principais (PCoA) das diferenças entre os programas que foram bem-sucedidos (azul) e que falharam (vermelho). Cada ponto no gráfico representa um programa de PSA no Brasil (N = 75), os centróides são representados por um triângulo. As características de cada programa foram representadas em uma matriz binomial e a análise realizada considerando as distâncias de Jaccard. A Análise de Variância de Permutação (PERMANOVA) mostrou diferenças significativas ($F_{1,74} = 8.65$, $R^2 = 0.10$, $p = 0.001$). As principais características que determinam as diferenças entre os grupos estão indicadas na Tabela 4. 69

Figura 11 - Representação da quantidade de municípios do Brasil que possuem um esquema de PSA (7,5%). À direita, distribuição destes PSAs conforme cada região do Brasil. Fonte de Dados: IBGE, 2013. 104

Figura 12 - Mapa do uso do solo ao longo dos três compartimentos da Bacia Hidrográfica do Rio Macaé, evidenciando maior porcentagem de vegetação na porção superior, onde se encontram duas unidades de conservação (Parque Estadual dos Três Picos e APA Macaé de Cima). As porções mediana e inferior são caracterizadas pela representatividade de áreas urbanizadas e antropizadas. Fonte: FBDS. 107

Figura 13 - Mapa referente ao passivo ambiental em APP ao longo da Bacia do Rio Macaé. Em qualquer compartimento, o passivo mínimo é de 40%. Boa parte da bacia tem passivo entre 60-70%, mas este pode chegar até a 90% na área da Bacia pertencente ao município de Carapebus. Fonte: FBDS. 107

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Palavras, expressões e ideias-chave contidas nos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável e que são utilizadas como base de comparação com os instrumentos legais brasileiros, a fim de verificar o alinhamento de ambos. 42

Tabela 2 - Interação entre cada instrumento legal brasileiro com o grau de abordagem de serviços ecossistêmicos e PSAs, e alinhamento destes instrumentos com os ODS. 50

Tabela 3 - Indicadores utilizados para cada uma das categorias que tipificaram os documentos e os programas de PSA analisados. 61

Tabela 4 - Características que determinam o sucesso dos programas de PSA no Brasil. Modelos lineares generalizados para verificar características que determinam as diferenças entre os programas de PSA são bem-sucedidos no Brasil. Para todos os modelos foi utilizada uma distribuição binomial. Os objetivos ecológicos não foram avaliados porque todos os programas de PSA apresentaram esse componente. Resultados significativos são mostrados em negrito ($p < 0,05$). 70

Tabela Material Suplementar 1: Categorização de esquemas de PSA brasileiros de acordo com as informações disponíveis na literatura. (SI = sem informação). 130

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- AbE – Adaptação baseada em Ecossistemas
- ANA – Agência Nacional de Águas
- APP – Área de preservação permanente
- BPBES – Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos
- CDB – Convenção sobre diversidade biológica
- CI – Conservação Internacional
- FBDS – Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável
- FGB – Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza
- IPBES – Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos
- IPCC – Painel Intergovernamental para Mudanças Climáticas
- ITPA – Instituto Terra de Preservação Ambiental
- IUCN – International Union for Conservation of Nature
- MEA – Millenium ecosystem assessment
- MMA – Ministério do Meio Ambiente
- NCP – Nature’s contribution to people
- ODS – Objetivo do desenvolvimento sustentável
- ONG – Organização não governamental
- PNPSA – Política nacional de pagamento por serviços ambientais
- PSA – Pagamento por serviços ambientais
- SE – Serviços Ecossistêmicos
- TEEB – Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade
- TNC – The Nature Conservancy
- WWF – World Wildlife Fund for Nature

I - INTRODUÇÃO

1.1 Contexto Geral

Em uma retrospectiva histórico-geológica, a Terra transitou por diversas eras e períodos que foram marcados por grandes mudanças geomorfológicas e ambientais, bem como pelo domínio de certos grupos de organismos, tão variados como pteridófitas, insetos e dinossauros. Contemporaneamente, os seres humanos são importantes agentes transformadores da dinâmica terrestre, inclusive do balanço climático (HOOKE, 2000; SYVITSKI, 2012; GOUDIE, 2018). Por esta razão, o químico holandês Paul J. Crutzen propôs no início dos anos 2000 o termo “Antropoceno” para descrever uma nova Época geológica pós-Holoceno. De acordo com o autor, pressões antropogênicas datadas desde a segunda metade do século XVIII – a partir da criação do motor a vapor por James Watt – têm causado alterações em diversos indicadores ambientais, como os geológicos e atmosféricos (CRUTZEN, 2002). O fio condutor para a determinação desta época é a variação nas concentrações atmosféricas de dióxido de carbono, bem como da história do clima desde a fase pré-Antropoceno (STEFFEN et al., 2007).

Em função de todas estas modificações, o Antropoceno tem sido marcado pela manifestação de conflitos sociais, políticos e ambientais acerca de posse, uso e distribuição de recursos naturais, bem como pelas injustiças socioecológicas derivadas desta condição (MARTÍNEZ-ALIER, 2007). Logo, trata-se de uma época reconhecida por suas crises, ora definidas como econômicas, demográficas, sociais, ambientais ou ecológicas, mas, fundamentalmente, de origens múltiplas e sinérgicas (KOSOY et al., 2012; LAFUITE; MAZANCOURT; LOREAU, 2017). Os conflitos de interesse subsequentes desta crise nascem, também, da negação da natureza e da necessidade, quase ética, de compensar as externalidades monetizando-a, ou, ainda, da concepção de que preservação é sinônimo de retirada da população humana de áreas naturais (MARTÍNEZ-ALIER, 2007).

Por outro lado, momentos de crise podem, também, ser gatilhos para a transformação ou regeneração do estado atual, em busca de um sistema adaptativo. Desafios deste caráter implicam na interação entre ciência, política, sociedade e

economia, para que as bases da transição de um modelo usual para um sustentável sejam factíveis (LOORBACH; FRANTZESKAKI; AVELINO, 2017). Um processo de transição, por si só, é inovador e sistêmico, de forma que envolve um conjunto de espaços e atores, bem como uma temporalidade (HANSEN; COENEN, 2015; KIVIMAA; KERN, 2016). O processo de transição para a sustentabilidade, em que sistemas convencionais são substituídos por um estilo de vida e de pensamento distintos, iniciam-se por meio do entendimento de tendências globais e locais, assim como pelo diálogo e tomada de decisão acerca de medidas alternativas de produção, consumo e comportamento sustentáveis (KATES; PARRIS, 2003; MARKARD; RAVEN; TRUFFER, 2012).

A ideia de sustentabilidade tem uma trajetória ascendente desde as discussões do Clube de Roma, no final dos anos 1960 e da publicação do livro “The Limits to Grow” em 1972. A partir de então, o Relatório Brundtland (WCED, 1987) tornou-se o marco inicial da discussão internacional de sustentabilidade, ainda com a nomenclatura de desenvolvimento sustentável. A sustentabilidade vem sendo discutida por diversos autores (ver WCED, 1987; KATES et al., 2001; CLARK, 2007; SCOONES, 2007; REDMAN, 2014; SAITO et al., 2017) e pode ser considerada um conceito nômade que perpassa disciplinas e campos de atuação (LIU, 2009; MOORE et al., 2017). Seu conceito tem origem de colaborações interdisciplinares e do diálogo multissetorial envolvendo política e sociedade (SCARANO, 2019). A sustentabilidade está relacionada com a questão de distribuição dos recursos e o resgate de uma visão sistêmica da natureza, buscando a interação do capital manufaturado, capital natural e capital humano (LEFF, 2000; MARTÍNEZ-ALIER, 2007). Em meio a essa multiplicidade de definições, há uma dicotomia na conceituação de sustentabilidade: sustentabilidade forte e sustentabilidade fraca. A sustentabilidade forte trabalha uma abordagem crítica e pode ser entendida como uma crença na equidade de uso dos recursos, tanto intrageracional, quanto intergeracional, de forma que os diferentes capitais e valores sejam complementares entre si (OTT, 2003; MARTÍNEZ-ALIER, 2007). Em contraste, a sustentabilidade fraca assume uma comparabilidade – ou mesmo uma substituição – do capital natural pelo capital manufaturado, assumindo, sob uma análise utilitarista, que a dinâmica de mercado seria capaz de atender qualquer demanda ecológica ou biofísica para a geração atual ou posterior (OTT, 2003; MARTÍNEZ-ALIER, 2007). No campo da ciência, a sustentabilidade pode ser considerada um

“conceito cola” capaz de unir questões sociais, econômicas e ambientais, além de estar emergindo, também, como um valor moral, político e científico (SCARANO, 2019). Neste estudo, ao analisar a operacionalização dos serviços ecossistêmicos (ver tópicos 2.1 a 2.4) sob a forma de pagamentos por serviços ambientais, adotamos a corrente de sustentabilidade fraca, uma vez que o instrumento PSA usa-se de capital manufaturado como equivalência para a contabilidade de serviços ecossistêmicos.

Arraigado a este complexo conceito de transição para a sustentabilidade – o qual compreende transcender um comportamento individual em busca de um pensamento coletivo – estão as relações entre a governança, os processos de inovação e o imediatismo rumo a estas transformações (LOORBACH; FRANTZESKAKI; AVELINO, 2017; SCARANO, 2019). No que tange à governança e ao papel das instituições, Sol e colaboradores (2018) refletem a importância de redes de conexão heterogêneas e diálogos multilaterais, a fim de que as políticas implementadas, tanto em nível nacional, quanto subnacional possam refletir as demandas específicas e identidades culturais. As perspectivas de transição também tendem a fortalecer outras abordagens, tais quais políticas intersetoriais, *mix* de políticas e adaptação baseada em ecossistemas (AbE, ver Apêndice, tópico 2.3) (QUITZOW, 2015). Os processos de inovação podem ser alternativas às respostas rápidas exigidas, além de estarem, direta ou indiretamente, relacionados ao sistema de governança em associação às esferas social, institucional e cultural (HANSEN; COENEN, 2015). Estes processos geralmente estão relacionados a potenciais tecnológicos e operacionais, por outro lado, instrumentos políticos também podem ser considerados inovadores ou complementares às alternativas tecnológicas (KIVIMAA; KERN, 2016). Estes instrumentos podem adquirir características diversas, desde os relacionados a conhecimento até os mercadológicos (KIVIMAA; VIRKAMÄKI, 2014).

Essa nova perspectiva de pensamento, em direção à sustentabilidade, requer engajamento de diversos setores e atores sociais, pois se está permeando por campos e fronteiras que unem diversas disciplinas e conhecimentos, assim como o compartilhamento que se dá entre teoria e intervenções práticas (LOORBACH; FRANTZESKAKI; AVELINO, 2017). A chave para que a ciência da sustentabilidade e seus desdobramentos consigam ser eficientes é partir desta colaboração e coparticipação, vertendo para a inter- e a transdisciplinaridade (SCHOOLMAN et al., 2012). Embora sejam abordagens complexas – sobretudo para o escopo acadêmico,

ainda muito disciplinar – a inserção de atores da sociedade e da política como partes ativas do processo de transição para a sustentabilidade permite criar pontes entre diferentes metodologias em prol de um interesse coletivo (LANG; WIEK; WEHRDEN, 2017). Colmatar estes diferentes segmentos disciplinares implica em repensar o ambiente como um ente que vai além do dualismo entre sociedade e natureza, mas cujas funções e demandas perpassam um contínuo (STINDT et al., 2016).

É nesta vertente, de busca pela sutura entre ciências naturais e humanas, na tentativa de compreender as inter-relações entre ambas, que a tese ganha estrutura. Ao dialogar sobre mudanças ambientais, inclusive climáticas, e seus desdobramentos para a população, faz-se necessário entender de que maneira e com que intensidade os processos naturais e de controle climático, bem como os serviços ecossistêmicos, têm sido afetados. A partir de então, é possível entender como a sociedade pode ser atingida pelos efeitos das mudanças ambientais e como a tomada de decisão pode colaborar através da implementação de políticas proativas (BRINK; WAMSLER, 2018). Neste sentido, vamos além das demandas estruturais e ambientais, pois estamos lidando com questionamentos sócio-históricos, éticos e culturais. Uma alternativa ao entendimento e pesquisa aprofundada do problema é buscar por estratégias inovadoras de mitigação e adaptação destas consequências climáticas, destrinchando as suas projeções dentro de cenários urbanos locais, e, adicionando a isso, as possibilidades de se trabalhar impasses individuais e coletivos, no âmbito espaço-temporal, econômico e político (VOEGTLIN; SCHERER, 2017). O papel da governança nesta situação configura-se indispensável, uma vez que esta é responsável pela gestão e implementação de políticas que visem à redução da vulnerabilidade socioambiental frente às mudanças (BRINK; WAMSLER, 2018). Com o auxílio do Ciclo de Políticas, é possível esclarecer as fases pelas quais uma política pública passa até a sua governança e aplicabilidade. O Ciclo das Políticas apresenta uma decomposição de cada uma destas etapas (avaliação e identificação do problema; formação da agenda; formulação de políticas; processo de tomada de decisão; implementação) no processo de produção destas políticas (BARKENBUS, 1998; JANSSEN; HELBIG, 2018). Integrar a sustentabilidade em cada uma destas fases ainda é um desafio, mas é um caminho cada vez mais necessário (KYLILI; FOKAIDES, 2017).

1.2 Perguntas da Tese e Apresentação dos Capítulos

Esta tese busca responder duas perguntas principais que estão associadas entre si. O primeiro questionamento é: “De que forma o conceito de Serviços Ecossistêmicos tem sido operacionalizado pelo setor de políticas públicas?”. A segunda pergunta possui caráter exploratório em relação à primeira e questiona: “Se existe operacionalização do conceito de Serviços Ecossistêmicos sob a forma de esquemas de Pagamento por Serviços Ambientais, de que forma isso ocorre, sobretudo em relação às escalas espacial e temporal?”. O termo “operacionalização” refere-se não somente à transformação da teoria em prática, mas também todo o conjunto de processos e atores que decorrem até essa aplicabilidade. Vários autores utilizaram-se desta expressão para indicar como os serviços ecossistêmicos são aplicados e incorporam a tomada de decisão (ver PRIMMER; FURMAN, 2012; SITAS et al., 2014; SCHIRPKE et al., 2017; CARMEN te al., 2018; DICK et al., 2018; JAX et al., 2018; ROUNSEVELL et al., 2019; BALVANERA et al., 2020). As perguntas anteriores serão respondidas ao longo da tese através da análise de instrumentos políticos nacionais e da aplicação do conceito de serviços ecossistêmicos, como, por exemplo, através da instituição de programas de pagamento por serviços ecossistêmicos. Ao longo da tese é discutida a dificuldade na conceituação do termo serviços ecossistêmicos, e, por consequência, os entraves relativos à operacionalização e ganho de escala em nível nacional. Estes temas serão desdobrados em perguntas específicas ao longo dos capítulos, conforme explicitam os parágrafos seguintes.

A tese foi dividida em um preâmbulo, contendo o contexto teórico, e quatro capítulos que se encadeiam desde uma perspectiva mais geral, até um estudo de caso local. A parte inicial apresenta os marcos teóricos e as linhas de pensamento que vão embasar o restante da tese. Os conceitos e abordagens são não somente explicitados nesta seção, como também tratados de forma crítica e interativa. Os capítulos que se seguem usam-se destes referenciais teóricos para sua construção. Estes capítulos respondem questionamentos e desdobramentos específicos para cada caso, tomando como interface a sustentabilidade, tal qual um “conceito cola” capaz de interligar os temas de serviços ecossistêmicos, sua operacionalização, abordagens temporais e espaciais, tomada de decisão e bem-estar.

No Capítulo 1, intitulado “Panorama Político de Serviços Ecossistêmicos e Pagamento por Serviços Ambientais no Brasil” são apresentados os principais instrumentos políticas ambientais brasileiras e suas inter-relações com os conceitos de serviços ecossistêmicos e pagamentos por serviços ambientais. Este capítulo busca entender o quanto estes instrumentos são capazes de levar o conceito de serviços ecossistêmicos à operacionalização, bem como a capacidade destes instrumentos em atender aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) rumo ao combate às mudanças ambientais extremas, sobretudo de origem antrópica. Também é abordado um panorama geral de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSAs) pelo Brasil e seu arcabouço legislativo. Este primeiro capítulo busca responder, em grande parte, o primeiro questionamento que rege a tese, acerca da operacionalização do conceito de Serviços Ecossistêmicos nas políticas públicas brasileiras. Este questionamento se esgota no segundo capítulo, em que um tipo específico de mecanismo político, os PSAs, são caracterizados.

O Capítulo 2 foca ainda mais no detalhamento de programas de PSA, pesquisando a fundo suas origens e aspectos operacionais. Intitulado “O panorama e as caracterizações de Programas de Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil” este capítulo apresenta uma revisão sistemática acerca de programas de PSA já instituídos e documentados no Brasil. O capítulo visa a identificação das principais características, pontos de convergência e divergência, além de sua distribuição espacial e temporal, na tentativa de entender quais seriam os aspectos-chave que levariam estes esquemas de PSA ao sucesso no Brasil. Logo, este capítulo busca responder ambos os questionamentos que direcionam a tese, caracterizando uma forma específica de política sobre serviços ecossistêmicos e identificando nos esquemas de PSA pontos que são comuns e que indicam sua identidade financeira, administrativa, espacial e temporal.

Uma vez avaliado o cenário de serviços ecossistêmicos e PSA em âmbito documental e analítico para todo o Brasil, buscou-se compreender como, na prática, os tomadores de decisão e gestores entendiam este conceito e sua operacionalização, bem como qual o discurso que eles compartilham acerca da validade e aplicabilidade de políticas de incentivo e PSA. Logo, no Capítulo 3, “Pagamento por Serviços Ambientais e o discurso dos tomadores de decisão” a intenção foi integrar a visão de tomadores de decisão sobre a governança socioecológica ligada a esquemas de PSA no estado do Rio de Janeiro. Aqui fazemos um paralelo entre aspectos da governança climática e as metas

destes programas de PSA, buscando entender qual a interlocução entre ambos. Este capítulo debruça-se, ainda, sobre o entendimento de como tomadores de decisão interpretam programas de PSA como potenciais redutores do grau de vulnerabilidade da população. Neste capítulo, a primeira pergunta que direciona a tese é retomada a fim de entender como o setor político enxerga a operacionalização de serviços ecossistêmicos. Continua-se, ainda, a entender o escopo e a escala de abrangência de esquemas específicos de PSA dentro da governança brasileira, logo, reiterando, também, a segunda pergunta.

Por fim, o Capítulo 4 “Pagamentos por Serviços Ambientais em uma bacia hidrográfica do Norte Fluminense: Um estudo de caso em uma cidade produtora de petróleo” trata-se de um estudo de caso da principal bacia hidrográfica do município de Macaé. Aqui, estudamos as possibilidades de implementação e continuidade de um programa de PSA, bem como quais os fatores limitantes para tal. Propomos, para isso, um esquema com o uso de financiamento proveniente dos *royalties* do petróleo. O capítulo 4 fecha as considerações sobre a segunda questão que orienta a tese, acerca da caracterização e escalas de PSAs, neste caso, tratando-se de um caso específico municipal e de como este caso pode ganhar escala temporal (longevidade), além de novas formas de financiamento. Este capítulo finaliza a tese ainda retomando a sustentabilidade como um fio condutor capaz de unir questões sociais, ecológicas e econômicas, visando o bem-estar da geração atual e das gerações futuras.

1.3 Objetivos

Com base nas perguntas que regem esta tese, o objetivo geral da pesquisa retoma o conceito de sustentabilidade já apresentado, com a intenção de utilizar deste “conceito cola” para unir e associar o objetivo geral aos objetivos específicos. O objetivo geral é entender os limites teóricos e aplicáveis da operacionalização do conceito de Serviços Ecossistêmicos no Brasil, avaliando de que maneira ocorre a adoção de ferramentas e estratégias políticas neste âmbito, bem como a dimensão espaço-temporal que alcançam. Os objetivos específicos aqui apresentados são tratados em cada um dos capítulos da tese, com seus respectivos desdobramentos: (i) avaliar como esquemas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) no Brasil podem ser ferramentas

intersectoriais de operacionalização do conceito de Serviços Ecossistêmicos, contribuindo para a questão ambiental, social e econômica de comunidades; (ii) identificar e tipificar diferentes casos e experiências de esquemas de PSA em âmbito nacional; (iii) identificar os pontos de interlocução entre discursos sociais, institucionais e científicos no que diz respeito à sustentabilidade, serviços ecossistêmicos e PSA; (iv) analisar a influência e contribuição de projetos de PSA na alteração do uso da terra, em processos de restauração e na promoção de resiliência socioambiental frente a um contexto de mudanças ambientais.

II FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E MARCOS CONCEITUAIS

2.1 Serviços Ecossistêmicos

Na História Moderna, as origens e significações do termo atual “serviços ecossistêmicos” remontam aos anos 1970. De acordo com Gómez-Baggethun et al. (2009), é no final da década de 1970 e início da década de 1980 que as definições de caráter utilitário referentes às funções ecossistêmicas benéficas – apontadas como uma espécie de serviço à sociedade – começam a ganhar espaço, principalmente nos discursos de Walter Westman e de Paul e Anne Ehrlich. Estas associações ao valor monetário e à utilidade pela sociedade poderiam funcionar como uma estratégia de apelo à conservação da biodiversidade e dos ecossistemas naturais, bem como de planejamento político-econômico (DE GROOT, 1987). Westman (1977) enumera as razões pelas quais uma metodologia de valoração de *‘serviços’ da natureza* pareceria um caminho promissor para que as pessoas repensassem os usos dos recursos naturais e o quanto eles poderiam nos custar caso não fossem conservados. Até parte dos anos 1980 os conceitos de serviços ecossistêmicos estiveram restritos apenas às formas de conhecimento exploratórias e pedagógicas (Figura 1).

Na década seguinte, as definições, pesquisas e discussões do termo serviços ecossistêmicos tornam-se mais recorrentes, sobretudo dentro do universo científico e acadêmico. Os anos de 1990 transformam-se em um marco nas discussões deste tema. É neste cenário que os estudos de Costanza e Daly (1992) e de Perrings, Folke e Mäler (1992) tornam-se marcos da explanação do conceito e de suas inter-relações com o ambiente social e financeiro. Nesta época, os interesses em métodos de valoração

econômica e aplicabilidade dos serviços ecossistêmicos também despontam (COSTANZA et al., 1997). Em 2003, o conceito é consolidado pela *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2003; 2005). Os anos que se seguem indicam que o assunto passou a ser temática de várias pesquisas e debates acadêmicos, dado o aumento do volume de artigos científicos publicados (ver Figura 3). Durante a última década houve um aumento expressivo no número de publicações que tratam da relação entre biodiversidade e serviços ecossistêmicos. Alguns países como China, Estados Unidos e Brasil encabeçam a lista de locais com maior interesse de estudos nesta temática, principalmente em função da relevância tanto no fornecimento quanto na demanda de serviços ecossistêmicos e biodiversidade (PIRES et al., 2018).

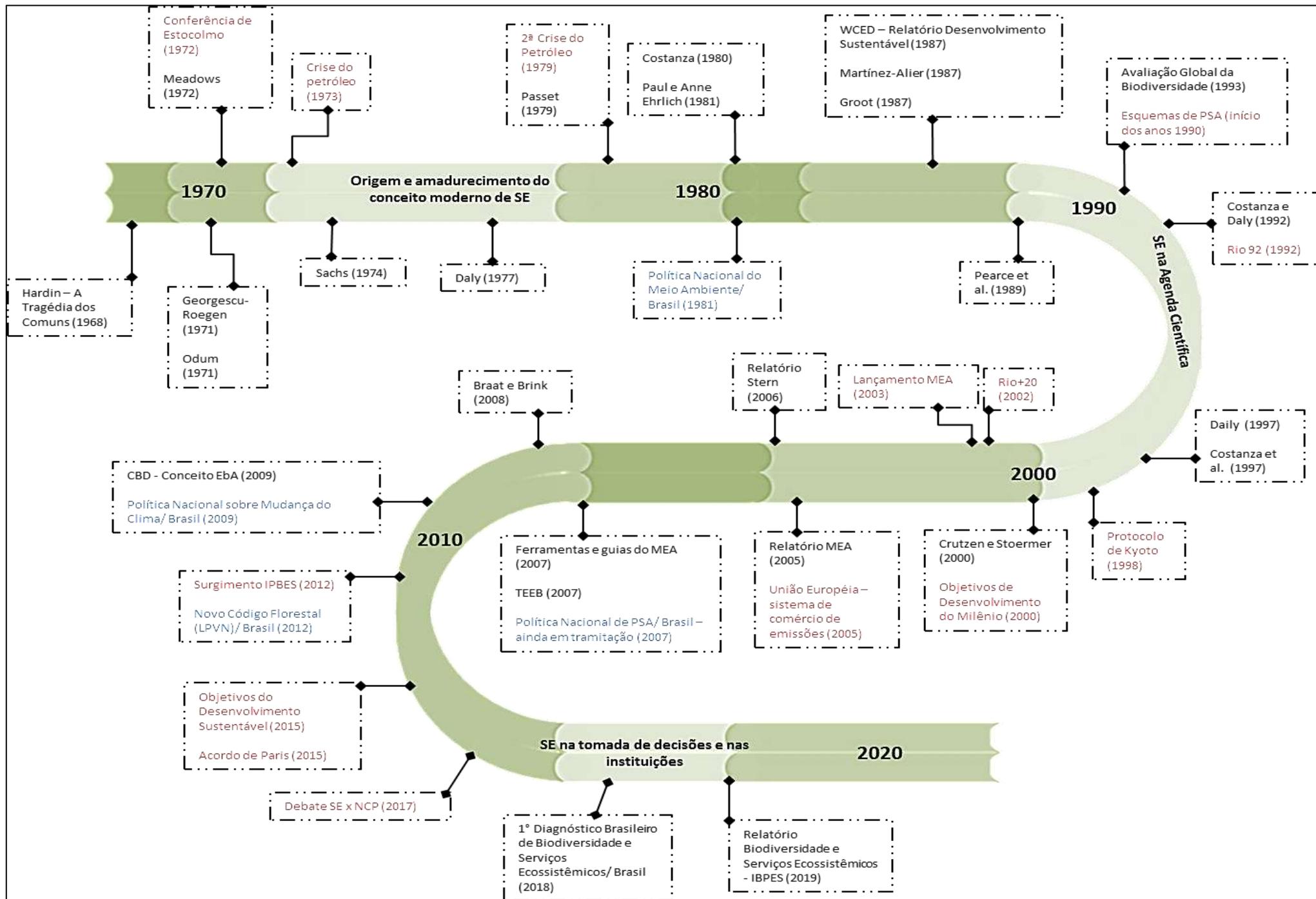


Figura 1: Linha do tempo com os principais marcos históricos-ambientais relacionados a Serviços Ecossistêmicos (SE) no contexto internacional e nacional. Modificado de Gómez-Baggethun et al. (2009).

Todavia, o conceito não se ateve somente ao campo acadêmico e ampliou sua dimensão (PETERSON et al., 2010). Esta transcendência alcançou os limiares políticos, na tomada de decisões, nos setores privados, financeiros e não financeiros, extrapolando os conceitos estáticos de serviços ecossistêmicos e levando-os às esferas aplicáveis e instrumentais (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2009). No ano de 2007, alguns líderes políticos propuseram a realização de uma avaliação do benefício econômico da diversidade biológica e dos custos de sua perda. A partir desta demanda, foi estabelecida a frente Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade (TEEB) que apresentou quatro relatórios temáticos na reunião da Convenção sobre a Diversidade Biológica (CBD) em 2010 (TEEB, 2019).

Cunhado em 1981 por Paul e Anne Ehrlich, este termo era semanticamente relacionado somente ao campo ecológico até por volta dos anos 1960-1970. As discussões sobre a crise ambiental e as suas relações com o ambiente social e econômico que fervilhavam neste período invadiram também os debates acerca das dimensões de abrangência das funções e serviços ecossistêmicos, que iam muito além da academia, aproximando-se, cada vez mais, das configurações financeiras, de mercados reais e da construção de estruturas institucionais para isso (KELLERT, 1984). O artigo de Costanza et al. (1997) foi emblemático para esta discussão, pois os autores defrontaram dois campos considerados antagônicos, mas sob um viés reflexivo, na diligência de aliar habilidades de ambas as ciências em prol de um objetivo comum e de uma necessidade iminente. Estas ações também reverberaram na governança, na formulação de políticas e na tomada de decisão (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2009).

Esse conjunto de acontecimentos que levaram à origem do conceito de serviços ecossistêmicos é contemporâneo de outros processos de transformação, como a neoliberalização das economias (KOSOY & CORBERA, 2010) e a inserção da abordagem ecossistêmica nas agendas políticas de diversos países (MEA, 2003). Sob esta ótica remodelada de entender os recursos naturais, seus usos e interações com o bem-estar humano, começam a despontar os mercados de serviços ecossistêmicos e instrumentos econômicos para tal (NUSDEO, 2006). O fortalecimento destas iniciativas ocorre entre 1990 e anos 2000, sobretudo nos países da América Central e do Sul, que aproveitam a assinatura de acordos e convenções internacionais para endossar estes

instrumentos de incentivo e ainda alcançar as metas propostas (KOSOY et al., 2007; PAGIOLA, 2008; WUNDER; ALBÁN, 2008; GEIJZENDORFFER et al., 2017).

Uma vez situado na arena histórica e na evolução desta expressão, é preciso definir de fato a linha conceitual e de pensamento que será utilizada como coluna vertebral para o entendimento dos demais tópicos de estudo desta pesquisa. Costanza e colaboradores (1997) definem serviços ecossistêmicos de forma simples, como sendo os serviços prestados pela natureza, os quais são derivados das funções ecossistêmicas. Estas funções, por sua vez, oferecem, seja de forma direta, seja indireta, benefícios à sociedade, tanto por meio de bens, quanto dos próprios serviços. De acordo com estes autores, existiriam ao menos 17 serviços ecossistêmicos de particular interesse ao bem-estar humano e que são oferecidos pelo ambiente. Dentre eles, pode-se citar regulação climática e hídrica; fornecimento de alimentos e água; polinização; ciclagem de nutrientes; recursos genéticos; recreação e serviços culturais.

Os anos que se seguiram foram de intensos debates e trocas de ideias. O amadurecimento desta discussão levou à definição de serviços ecossistêmicos pela *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2003; 2005) em 2003. O intuito da organização foi reunir dezenas de pesquisadores que se dedicaram a elaborar um arcabouço conceitual, com análises de cenários em amplitude multi-escalar. Dos relatórios produzidos suscita uma definição própria de serviços ecossistêmicos. Para a MEA, eles são benefícios obtidos pelo homem por meio dos ecossistemas. Fica evidente a aproximação da interação entre pessoas e ecossistemas, com foco central no bem-estar, assim como no papel dos ecossistemas mundiais em dar suporte ao incremento populacional e suas demandas (MEA, 2005). Sugere-se a divisão de serviços ecossistêmicos em quatro categorias principais, a saber, serviços de provisão, de regulação, serviços de suporte e culturais.

Os serviços de provisão estão associados àqueles que são obtidos de forma direta da natureza, tais quais, madeira, fibras, recursos pesqueiros, recursos genéticos, insumos para fontes energéticas e água. Já os serviços de regulação compreendem aqueles que funcionam como mediadores ou estabilizadores em processos e sistemas ambientais. São exemplos a estabilização do clima, prevenção de enchentes e doenças, manutenção da qualidade da água e do ar, controle de pragas e polinização. A categoria de suporte refere-se aos serviços que funcionam como intermediários de outros, isto é, auxiliam na

produção de outros serviços, como formação de solo, produção de oxigênio atmosférico, ciclagem de nutrientes e de água e fotossíntese. Por fim, os serviços considerados culturais remetem aos valores e conhecimentos em relação aos ecossistemas e aos seus recursos naturais. São expressões desta categoria as atividades recreacionais, esportivas, espirituais e estéticas. Todas estas categorias relacionam-se com alguma frequência e intensidade com os constituintes do bem-estar humano, dentre eles, segurança, saúde, bens materiais para a vida e relações sociais (MEA, 2005).

Embora o termo pareça bem definido, não é raro que haja confusões de sentido com um termo correlato, serviços ambientais. Embora às vezes sejam utilizados como sinônimos, os termos serviços ecossistêmicos e serviços ambientais no âmbito acadêmico têm sentidos diferentes e são empregados para contextos distintos. Enquanto o primeiro está associado aos benefícios recebidos pelos humanos por meio de ecossistemas naturais, na garantia de seu bem-estar; serviços ambientais dizem respeito aos benefícios ligados aos diferentes tipos de ecossistemas manejados, ou aos serviços prestados pelo ser humano em conjunto com a natureza (MURADIAN et al., 2010). Isto é, serviços ecossistêmicos têm suas raízes associadas aos eventos da dinâmica ecológica, ao passo que os ambientais se perfazem como uma subcategoria, dependente de uma condicionante humana (DE GROOT et al., 2002). Os serviços ambientais podem ainda ser caracterizados pela geração de externalidades e por processos cujo homem está presente como vetor fundamental na interação entre processos naturais e atores econômicos (FAO, 2007; KOSOY et al., 2007).

2.2 Serviços Ecossistêmicos e a conexão Humanidade-Natureza

A modernidade nos trouxe como herança a dualidade entre o humano e o natural (LATOURETTE, 1994a). A ideia de que existe um abismo entre o sujeito – representado pela figura humana e pela sociedade – e o objeto – o não humano, a natureza – dificulta a interpretação das forçantes e das consequências de diversas crises do Antropoceno, dentre elas aquelas relacionadas ao clima (LATOURETTE, 2014). O pensamento e a ciência moderna cultuaram uma visão purista sobre a história entre o humano e a natureza, dissociando suas relações e colocando-os em patamares distintos. Esta visão surge, também, como um reflexo da polarização epistemológica entre o que se considerava

racional, metodológico e objetivo, em detrimento ao não-racional, à essência, ao subjetivo (MORIN, 2005). Desde muito tempo, o entendimento da natureza e o uso de seus recursos pela sociedade, sobretudo através de uma ótica mercantilista, foi encarada de forma impessoal, sem que houvesse preocupação com as consequências advindas (SANTOS, 2008).

Ao longo do século XX, a natureza e sua relação com o ser humano passam a ser encaradas de forma distinta. Eventos histórico-culturais surgidos a partir da década de 1960 trouxeram uma releitura para a interpretação holística da natureza, a reconexão com culturas mais tradicionais e primitivas, bem como para a concepção de autoreconhecimento e pertencimento à natureza (FERREIRA, 2004; MATHEWS, 2006). Na década de 1990, outros eventos relacionados às crises socioeconômicas fortaleceram as críticas sobre a separação entre o humanístico e o natural, bem como a necessidade de pensar nos desdobramentos desta crença que seguia por séculos (SANTOS, 2008). Neste cenário, começa a ascender o conceito de pós-modernidade, que, de acordo com Boaventura de Sousa Santos (2008), configura-se em um momento de transição social e política, mas também de superação da sutura entre a natureza e a sociedade. A ideia de dissociação destes dois elos torna-se cada vez mais intangível, pois a sociedade e sua cultura são uma construção realizada a partir do espaço e das interações que o circundam, logo da natureza, e isto implica no entendimento do ser humano – e da sociedade como um todo – como uma figura híbrida, por onde perpassa as experiências com o natural (LATOUR, 1994b).

É neste cenário de entendimento das relações entre ser humano e natureza, e da conciliação entre as ciências naturais, exatas e sociais, que o conceito de serviços ecossistêmicos, bem como uma plataforma específica para seu desenvolvimento (IPBES - Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos) ganham notoriedade. Criada em 2012, a plataforma tem o intuito de fomentar processos transformadores na sociedade e promover a inter- e a transdisciplinaridade na busca de um diálogo acerca de políticas e decisões sobre perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos (IPBES, 2018). Como forma prática e operacional de avaliar estes serviços, o setor político (governos e instituições) adotou o valor monetário como método de padronização. Mesmo sabendo o viés que esta metodologia poderia tomar, os estudiosos da área optaram por selecionar um critério que poderia ser o mais aplicável, sobretudo no diálogo com formuladores e tomadores de decisão – os principais

responsáveis pela implementação das normativas sugeridas e as peças-chave para alcançar os resultados (MASOOD, 2018). A intenção com esta proposta era atrair e engajar o maior número possível de atores.

Se por um lado, esta valoração agrada e atrai os formuladores de políticas, devido à explanação prática e realística das consequências; por outro, é alvo de críticas, em função de ressaltar uma visão monetária acerca do ambiente, em detrimento de visões que busquem conciliar demandas. Embora a tentativa de atribuir valores financeiros às espécies ou aos seus serviços pareça ser uma maneira direta de evidenciar as perdas econômicas e/ou sociais associadas ao seu declínio ou extinção, muitas comunidades, sobretudo tradicionais, podem não sentir seus valores e cultura representados por esta metodologia (DÍAZ et al., 2018). Em função desta dicotomia, recentemente, surgiu um termo alternativo “Nature’s Contribution to People” (NCP), ou contribuição da natureza para as pessoas, em tradução literal. Adeptos deste termo endossam que a utilização de “serviços ecossistêmicos” e de sua significação monetária está muito arraigada à cultura ocidental e não seria representativa de comunidades indígenas, por exemplo (PASCUAL et al., 2017). Embora haja a crítica à monetarização destes serviços, os defensores desta nova abordagem ainda não apresentaram um modelo ou linguagem que consiga uniformizar as necessidades dos vários setores envolvidos através de uma medida padrão e aceitável (BRAAT, 2018).

De acordo com Pascual e colaboradores (2017), a adoção de um conceito que se aproxima ao que propõe o NCP seria uma estratégia de tentar incluir outros valores e visões de mundo nas discussões acerca da temática. Os autores defendem que a abordagem de serviços ecossistêmicos coloca em primeiro plano a questão da valoração por meio de instrumentos econômicos, fazendo disto uma régua de comparação; ao passo que outros cenários – ecológico, social e cultural – seriam tímidos coadjuvantes dentro do sistema. Por outro lado, defendem uma valoração pluralista, com foco em diferentes concepções da natureza, por meio da qual o NCP poderia ser aplicado. Como resultado, essa metodologia poderia melhorar a gestão e distribuição de poder, facilitando a governança ao mesmo tempo em que respeita a sociodiversidade.

Consoante a Díaz e colaboradores (2018), NCP tem um papel fundamental na valorização da cultura, dos conhecimentos locais e indígenas no fortalecimento da ligação entre pessoas e natureza. A crítica mais ferrenha destes autores está centrada no

que chamam de mercantilização da natureza e marginalização das ciências sociais e humanas no que diz respeito à operacionalização do conceito de serviços ecossistêmicos e das ferramentas utilizadas. Embora reconheçam que a abordagem em serviços ecossistêmicos tenha conseguido certos avanços no campo político e no diálogo rumo à sustentabilidade, a falta de metodologias inclusivas e abordagens integrativas são citadas como falhas relevantes (PASCUAL et al., 2017; DÍAZ et al., 2018).

A adoção deste termo como um novo paradigma retoma também um marco já observado na epistemologia ambiental desde a Revolução Industrial no século XVIII: a segregação do ser humano em relação à natureza, como se a figura humana estivesse em posição diferenciada e à parte do próprio ambiente em que habita, de modo que a “natureza” seria todo o restante não humano, retomando a perspectiva purista (BURSZTYN; PERSEGONA, 2008). Ao passo que os esforços à compreensão holística do ambiente encorparam nas últimas décadas, o fortalecimento de um termo que exhibe este dualismo parece incoerente e pode comprometer a soberania alcançada até o momento. A crítica de que a palavra “serviço” traria um fantasma de mercantilização do ambiente, não é sanada pela troca de vocábulos, pois “contribuição da natureza” também traz arraigada uma ideia de que os recursos naturais existem para nos servir, enquanto instrumentos de nosso bem-estar (KENTER, 2018). Os impactos deste conflito talvez possam dificultar e retardar iniciativas de sustentabilidade e a operacionalização de serviços baseados em ecossistema (PETERSON et al., 2018).

De acordo com Kenter (2018), a crítica ao emprego do termo “serviços” dentro da abordagem do IPBES é carregada de uma visão unilateral e neoclassicista. “Serviços” também tem seu sentido expandido aos âmbitos sociais e culturais, além de indicar um processo recíproco, em via de mão dupla. Logo, diferentemente do contestado, a expressão “serviços ecossistêmicos”, bem como as concepções que a sustentam, buscam a inclusão do maior número de partes interessadas, bem como fortalecer sua legitimidade política e minimizar as assimetrias de poder e conhecimento entre os grupos (COSTANZA et al., 2017; KENTER, 2018). O emprego de uma nova terminologia só fará sentido se os desejos e princípios que ela carrega vierem juntos e forem não somente aplicáveis, mas, de fato, aplicados (MAES et al., 2018). A tentativa de dinamizar e expandir o conceito além das esferas científica e política pode torná-lo mais popular e menos ocidental, no entanto o caminho para esta concretização é longo e intrincado.

Sabe-se que o termo serviços ecossistêmicos tem suas deficiências semânticas e conceituais, no entanto, o correlato NCP parece não abordar profundamente este hiato, além de trazer novos impasses. Ambos os lados têm que estar dispostos ao diálogo e a ceder em algum ponto, sob o objetivo de alcançar as metas propostas e articular laços com entidades governamentais (MASOOD, 2018). Entre especialistas, foi detectado que ambos os termos são usados e que existe uma certa complementariedade em seu uso ou na metodologia de abordagem do conceito (PIRES et al., 2020). Por isto, neste processo é fundamental o fortalecimento de uma cultura institucional que encare a necessidade de combinar conhecimentos de diversas fontes, sobretudo os locais, diálogo, reciprocidade, transparência e igualdade. A inclusão das ciências sociais e humanas é vista com relevante importância (VADROT et al., 2018; VAN OUDENHOVEN et al., 2018); todavia, é imprescindível que comunidades tradicionais sejam não somente consultadas, mas também façam parte dos processos decisórios. Através destes pilares, as sinergias de sistemas de conhecimento, mesmo que muito distintas, podem ser entrelaçadas de forma transversal e colaborativa, a fim de garantir tanto o atendimento de interesses diferentes quanto a legitimidade da governança (THAMAN et al., 2013).

2.3 O conceito de Pagamentos por Serviços Ambientais

Os últimos 30 anos na América Latina e Caribe foram marcados por uma ampliação em medidas normativas e mecanismos de regulamentação e incentivo, cuja aplicação tem tentado proteger tanto a sua biodiversidade e conectividade, quanto as populações indígenas e comunidades tradicionais. Todavia, ainda que as iniciativas de proteção tenham crescido 17 % entre os anos de 1970-2010, a distribuição destas medidas entre os biomas e as sub-regiões ainda é desequilibrada, de modo que ambientes terrestres ainda são aqueles com maior porcentagem de área protegida. Os agravantes destes problemas permeiam desde a escolha e delimitação dos locais a serem protegidos, até o mal gerenciamento de recursos e a negligência no monitoramento (IPBES, 2018).

No que tange as questões relacionadas à biodiversidade e serviços ecossistêmicos, existem alguns instrumentos de política e mecanismos atuantes. Dentre eles, podem-se considerar os mecanismos legais e regulatórios, os econômicos e

financeiros (em alguns casos também considerados mecanismos de incentivo), as abordagens baseadas em direito e aquelas consideradas sociais e culturais (IPBES, 2018; SCARANO et al., 2019). Os mecanismos regulatórios configuram-se em leis, normas, decretos, regulamentos, convenções, planos ou acordos, ao passo que os mecanismos econômicos e financeiros podem ser aplicados por meio de incentivos ou desincentivos, certificações, investimentos, apoios, tributações, compensações além de barreiras físicas ou fiscais (BORRINI-FEYERABEND et al., 2017). As abordagens baseadas em direito, bem como as sociais e culturais estão associadas às capacidades e habilidades em reconhecer processos e estruturas funcionais da legislação ou de finanças e compatibilizá-las com aspectos sociais, de jurisprudência, de cogestão, coprodução, diálogo e participação, além de direitos relacionadas à propriedade, inclusive intelectual (IPBES, 2018).

Dentre este conjunto de instrumentos e mecanismos políticos, é possível afirmar que, no cenário ambiental, os instrumentos econômicos ganharam espaço nas últimas décadas, embora anteriormente já tenham sido reconhecidos como úteis e alternativos (RIVA; FONSECA; HASENCLEVER, 2007). A vantagem deste tipo de instrumento é que, uma vez que não é coercitivo ou restritivo, tem a capacidade de atuar dentro do sistema de mercado, adotando mecanismos regulatórios de preços e incentivos que visam compensar as externalidades e lacunas não contempladas por outros instrumentos (MOTTA; YOUNG, 1997). Assim, desde que haja uma boa administração deste processo, diversos atores podem ser mobilizados em prol de uma atividade, inclusive favorecendo aqueles cujo interesse independe da natureza mandatória estipulada por outras abordagens (RIVA; FONSECA; HASENCLEVER, 2007). Ainda que exista a necessidade de uma entidade reguladora, cuja função é estabelecer a ordem geral destes trâmites de forma justa, os custos de implementação e fiscalização dos instrumentos econômicos são inferiores se comparados aos regulatórios (MOTTA; YOUNG, 1997).

Em um primeiro momento, os instrumentos econômicos não devem ser considerados como substitutos plenos de um tipo específico de mecanismo, mas sim, complementares e passíveis de colaboração com demais abordagens. Se por um lado a adoção dos instrumentos econômicos exige um diálogo íntimo e cooperação entre as instâncias da macroeconomia, dos mecanismos legais, bem como da capacidade técnica e institucional de implementação; por outro lado trazem algumas vantagens de particular interesse ambiental (MOTTA; YOUNG, 1997). Estas vantagens estão

relacionadas à indução ou mudança de comportamentos sociais e ambientais, à inserção e participação da sociedade nestas questões, que por diversas vezes tem desdobramentos importantes sobre outros setores, além de maximização do bem-estar social e da justiça ambiental (RIVA; FONSECA; HASENCLEVER, 2007; MURADIAN et al., 2010, WEGNER, 2015). Outros benefícios também podem ser citados, como geração de receitas fiscais e tarifárias, realocação de recursos econômicos, estímulo a novos estudos e tecnologias, além de minimização de gastos com questões jurídicas (PEARCE, 2002).

Um bom exemplo prático destes instrumentos econômicos são os programas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSAs). Os PSAs nascem, então, como uma estratégia para aliar conservação, uso de recursos e recompensas econômicas entre diferentes atores. Além do mais, retoma um dos quatro apontamentos da *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA), acerca do desafio de reverter a degradação dos ecossistemas através de mudanças na governança, em políticas e práticas (MEA, 2005). Operacionalmente, PSAs são úteis quando outros tipos de instrumentos, como os regulatórios não são eficientes, ou ainda, quando existem múltiplos interessados no sistema, exercendo atividades de características distintas (relacionadas a atributos ecológicos sociais e econômicos), mas com um mesmo foco na conservação (NATHAN; KELKAR, 2001). Kosoy e colaboradores (2007) afirmam que os pagamentos por serviços ambientais são provenientes do Teorema de Coase, em que as perdas de bem-estar associadas às externalidades podem ser internalizadas através de transações sem custos, envolvendo direitos de propriedade bem definidos.

A definição mais clássica de Pagamentos por Serviços Ambientais é a de Wunder (2005). O autor define programas de PSA por meio de cinco critérios: i) transação deve ser voluntária; ii) o serviço ambiental deve ser bem definido, caso isso não seja possível, o tipo de uso da terra que vai garantir o fornecimento do serviço deve estar estabelecido; iii) existir pelo menos um comprador ou usuário; iv) existir pelo menos um vendedor ou fornecedor; v) existir condicionalidade, isto é, assegurar a provisão do serviço. Engel e colaboradores (2008) endossam que PSAs funcionam como instrumentos de mercado que tentam colocar em prática os princípios coaseanos (baseado no Teorema de Coase, acerca da negociação de externalidades, sem custo de transação e de forma mutuamente benéfica) através de negociações que visam internalizar os impactos. Muradian e outros (2010) fazem uma releitura do conceito,

afirmando que PSAs funcionam como transferências de recursos entre atores e segmentos sociais. Estes esquemas seriam capazes de integrar tanto questões individuais quanto coletivas na gestão de recursos naturais e no fornecimento dos serviços. Embora haja algumas divergências entre cada conceito, fica evidente a inclinação intersetorial de programas de PSA, os quais tentam englobar as interfaces econômica, social e ecológica (MURADIAN et al., 2010).

Em função do aumento da aceitação e popularidade destes programas, bem como por se caracterizarem como iniciativas que permeiam diferentes áreas e atores sociais, Wunder (2015) reavaliou a conceituação de PSA, a fim de entender possíveis alterações ou conformações deste conceito. O autor comenta como as definições e os pontos chave de um programa de PSA podem ser mais fluidos conforme a óptica do setor que o analisa, por exemplo acadêmico, econômico ou político. Com o aumento do conhecimento e experiência na aplicação de PSAs, algumas condicionantes puderam ser repensadas e otimizadas, com a possibilidade de estabelecimento de subcategorias, assim como de alteração nas relações entre os atores envolvidos (NAMIREMBE et al., 2014). Essas “novidades conceituais” surgem como um aporte para a estruturação mais robusta do conceito original, a fim de atender necessidades próprias de uma normativa ou de uma região em específico (DAILY; MATSON, 2008; WUNDER, 2015).

Por outro lado, Wunder (2015) também alerta para que não haja inconsistências e erros ao se utilizar de definições muito fluidas acerca do escopo de um PSA, pois isto poderia levar ao estabelecimento de uma iniciativa sem legitimidade ou compromisso com suas funções. Atualmente existem esquemas considerados híbridos ou semelhantes a PSAs (conhecidos, em inglês, como *PES-like*), em que os esquemas implementados se utilizam de alguns pressupostos de PSA, embora sejam mais flexíveis ou adaptáveis em outros requisitos (ENGEL et al., 2008; WUNDER, 2015).

Uma análise mais meticulosa das características e vocações de esquemas de PSA evidencia que a voluntariedade é uma das principais características que diferencia esta categoria de abordagem de governança de outros instrumentos, como os regulatórios. O fato destes tipos de programas não serem mandatórios e sim fruto de um processo de negociação e alinhamento de propostas e expectativas endossa o avanço de novas tendências para tratar as políticas de conservação e uso do solo (WUNDER, 2007). Pagiola (2008) relata que em alguns casos, a voluntariedade pode não ser totalmente

espontânea, isto é, ela nasce da necessidade da adequação a uma condicionante, como ocorre com a questão do desmatamento na Costa Rica ou a restituição de áreas de preservação permanente (APP) no Brasil.

Neste quesito, a voluntariedade está associada também à opção de certos atores sociais que têm “posse” de serviços ambientais reais ou potenciais em compartilhá-los ou transferir seus direitos de uso a terceiros (KOSOY; CORBERA, 2010). Como resposta a este compartilhamento, há uma compensação monetária, que está direta ou indiretamente vinculada a mudanças de comportamento e da percepção socioecológica, engajando estes indivíduos como figuras ativas na governança ambiental (WEGNER, 2015). Ainda que para a concretização deste esquema – sobretudo para países em desenvolvimento – seja necessária uma forte dependência com o Estado, como agente regulador, ou como apoio institucional (VATN, 2010), os prospectos de PSAs são favoráveis e parecem ter sucesso na conservação. Para que este sucesso possa ser atingido, os esquemas de PSA carecem de um arranjo e planejamento robusto (KROEGER; CASEY, 2007).

Em contrapartida, os PSAs apresentam limitações e desafios, que estão relacionadas tanto ao seu escopo, quanto as suas características enquanto mecanismo político de incentivo à conservação. No que tange ao seu escopo, as principais limitações destes esquemas estão relacionadas ao cumprimento dos seus pré-requisitos enquanto um acordo. Inicialmente, a falta de dados ecológicos (*e.g.* áreas prioritárias à conservação, zoneamento ecológico, dinâmica da paisagem) e sociais (*e.g.* dados censitários, conflitos de posse de terra, regularidade das propriedades) de muitos locais é um complicador para a implementação de programas de PSA, uma vez que torna mais moroso o trâmite de valoração do serviço a ser comercializado (LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002; IPCC, 2014; BÖRNER et al., 2017; AKERS; YASUÉ, 2019). Outros limitantes estão relacionados à existência de fornecedores destes serviços, bem como de compradores, que igualmente se disponibilizem a cumprir suas funções dentro do acordo, mediante transação financeira (MARTIN-ORTEGA; WAYLEN, 2018).

A garantia de fornecimento do serviço ecossistêmico comercializado (condicionalidade) também é um ponto conflituoso. As críticas sobre este quesito debruçam-se sobre a carência de metodologias, ou mesmo de monitoramentos, que possam avaliar que o serviço recompensado está realmente sendo preservado, e,

adicionalmente, se existem indicadores qualitativos ou quantitativos de melhora do mesmo (SOMMERVILLE; MILNER-GULLAND; JONES, 2011; RUGGIERO et al., 2019). De acordo com Börner et al. (2017), esquemas de PSA pouco planejados e sem uma governança firme podem ser sinônimo de desperdício de recursos financeiros e técnicos, cujas respostas do programa podem, além de não cumprir com seus benefícios socioecológicos, gerando comportamentos indesejados em relação à conservação da área.

No tocante aos desafios de PSAs enquanto mecanismo político de incentivo, a deficiência de marcos reguladores, estruturas institucionais falhas e a incerteza de financiamento robusto e de longo prazo são as principais fragilidades relatadas (LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002; DAILY; MATSON, 2008; MURADIAN et al., 2010; IPCC, 2014). Em vários casos de PSA, a longevidade destes esquemas está intimamente ligada ao tempo de financiamento do projeto. Uma vez que este recurso se finda, aumenta a probabilidade de provedores de serviços ecossistêmicos se distanciarem das atividades praticadas durante a vigência do programa e retornarem aos comportamentos anteriores (BOTTAZZI et al., 2018). Hejnowicz et al. (2014) analisaram 44 casos de PSA em 13 países (inclusive Brasil) e concluíram que para 48 % destes esquemas a viabilidade financeira era um empecilho a ser enfrentado. O mesmo estudo também evidencia que pelo menos para metade destes programas de PSA existe uma dependência de investimento estrangeiro que garante a sua permanência ao longo do tempo (HEJNOWICZ et al., 2014).

Ainda que instrumentos políticos de incentivo, como PSA, sejam uma alternativa ou complemento aos mecanismos regulatórios, existe um balanço entre ambos relacionados tanto aos esforços e recursos necessários para viabilização, quanto o tempo demandado para implementação. No geral, um PSA pode demandar mais tempo e recursos – técnicos e financeiros – quando comparado à instituição de um mecanismo regulatório (GUEDES; SEEHUSEN, 2011). Outro limitante de esquemas de PSA está relacionado, pelo menos no Brasil, à amplitude de áreas e setores que abrange. A maioria dos programas de PSA está relacionada a poucos tipos de serviços, dentre eles, aqueles ligados a carbono, água, manutenção de vegetação nativa e biodiversidade (PEREVOCHTCHIKOVA; OGGIONI, 2014; GRIMA et al., 2016), restringindo as estratégias de gestão, bem como a implementação de esquemas de PSA a espaços que possam oferecer estes serviços.

2.4 Desenho dos esquemas de Pagamento por Serviços Ambientais

Os PSAs despontaram como uma alternativa política e de mercado para o alinhamento das intenções entre setores público e privado na tentativa de proteger os serviços ecossistêmicos e a biodiversidade, além de fomentar a conservação (VIANI et al., 2018). Estes programas utilizam-se de custos de oportunidade para atingir suas metas, por meio de pagamentos a indivíduos, grupos ou comunidades que mantêm a preservação de áreas naturais ou modificam positivamente o uso e ocupação do solo. Os esquemas de PSA podem ser considerados correlatos a outros sistemas de incentivo, no entanto, seu planejamento e os contextos nos quais se desenvolve são fundamentais para que os resultados alcançados não estejam restritos somente ao componente ecológico (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008).

Conforme supracitado, um programa de PSA deveria incluir cinco critérios básicos de configuração. O primeiro deles, que o define de forma distinta aos instrumentos regulatórios, a voluntariedade, já foi discutida e questionada, visto que, se por um lado depende das intenções de um grupo, por outro, também está subordinada às ações de outros atores, como o Estado. Outro questionamento que surge durante o planejamento e a implementação de programas de PSA está associado à definição do serviço prestado. Muitas vezes, tanto a caracterização direta do serviço quanto a sua quantificação é complexa e pode ser subjetiva (LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002). Dessa forma, operacionalmente, é mais comum utilizar-se de algum tipo de *proxy*, ou mesmo de alterações em práticas e comportamentos, como alterações em técnicas e manejos agropecuários e no uso do solo (WUNDER, 2006; WERTZ-KANOUNNIKOFF; KONGPHAN-APIRAK, 2008; MARTÍNEZ et al., 2009). A partir das variações existentes nestes atributos, é possível calcular, aproximadamente, os aportes de serviços ecossistêmicos que estariam sendo oferecidos.

No geral, são comercializados no mundo quatro principais serviços, que são carbono, água, biodiversidade e beleza cênica (PEREVOCHTCHIKOVA; OGGIONI, 2014). No caso de esquemas de PSA para carbono, paga-se por tonelada não emitida. Já para a água, paga-se pela manutenção do recurso e melhora tanto de sua qualidade quanto quantidade. No caso de biodiversidade, o pagamento é feito por espécie ou por hectare que é preservado. A beleza cênica é valorada através de serviços de turismo e seus correlatos, como permissões de fotografia, atividades recreativas e esportivas

(LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002; SEEHUSEN; PREM, 2011; PEREVOCHTCHIKOVA; OGGIONI, 2014). Outras opções para valoração têm surgido recentemente e englobam o tratamento dos serviços de forma integrada, como “pacotes de serviços” (*bundling*) (ENGEL et al., 2008).

O fundamento teórico de vários instrumentos econômicos, inclusive o PSA é o Princípio do Provedor-Recebedor. Baseia-se na ideia de pagamento ou remuneração aos entes que favorecem ou se comprometem com uma mudança de comportamento ambiental, que, como consequência, otimizam a oferta de serviços ecossistêmicos (HUPFFER; WEYERMÜLLER; WACLAWOVSKY, 2011). Os alicerces do Princípio do Protetor Recebedor estão voltados para a internalização de externalidades positivas, dividindo os custos – econômicos e sociais – dos impactos ambientais, assim como compensando aqueles que se habilitam para auxiliar na conservação de recursos e serviços, fomentando a participação da sociedade em questões ambientais (RECH, 2012).

A concepção de um esquema de PSA também depende das relações de oferta e demanda do serviço. Neste sistema, provedores e compradores poderiam interagir entre si através de acordos bilaterais, em que ambos estariam sendo beneficiados de alguma forma (ROBERTSON; WUNDER, 2005). Para que este desenho tenha sucesso é preciso que ambos os lados estejam engajados na iniciativa e em suas metas. Os provedores devem estar comprometidos com a manutenção dos serviços ecossistêmicos. A adesão destes provedores e, por conseguinte, seu comprometimento pode ser fortalecido e mediado por meio de sistemas ou agentes indutores, os quais fomentam ou incentivam a participação e continuidade do programa (SEEHUSEN; PREM, 2011). Algumas políticas e diretrizes podem funcionar como este gatilho, entretanto, a aplicação de instrumentos de conhecimento e capacitação também podem induzir provedores, muitas vezes, de forma mais empática (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008).

Do outro lado da rede, os compradores ou usuários destes serviços também precisam estar comprometidos com a questão, pois é deles que surge a disponibilidade a pagar pelo serviço. Estes compradores podem ter naturezas diversas, desde pessoas físicas a jurídicas, ONGs, agentes privados, como empresas, ou mesmo governos estaduais e municipais (WUNDER et al., 2009). Engel et al. (2008) comentam que podem existir interesses voluntários dos usuários quando estes têm grande demanda

pelo serviço, valendo a pena pagar pela conservação do mesmo em detrimento a opção de não o preservar ou esperar que outros agentes tomem esta atitude. Todavia, este interesse voluntário é restrito a alguns tipos de serviços, como os relacionados à água, por exemplo. A fim de estimular pagamentos a outras categorias de serviços, o Estado pode criar indutores, por meio da combinação de instrumentos políticos e da determinação de limites de uso e medidas compensatórias (BECCA et al., 2010; SEEHUSEN; PREM, 2011).

Outro ponto importante é a condicionalidade, que embora seja muito importante de ser considerada, pode, em um cenário real, ser difícil de ser obtido. A condicionalidade refere-se à vigência do pagamento e à garantia do fornecimento do serviço, ou seja, requer que os serviços ecossistêmicos acordados nos programas sejam fornecidos conforme contrato, mas para isso, os pagamentos devem ser temporalmente ajustados e realizados conforme o acordo para que o sistema possa funcionar (WUNDER, 2007). O vetor complicador neste processo são as variáveis biofísicas, as incertezas envolvidas, bem como a escala temporal. Somado a isso a dificuldade de mensuração da variação do serviço ou mesmo o monitoramento do programa de PSA são limitadores para que a condicionalidade seja estabelecida de forma unificada e robusta (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008). Muitos dos serviços ainda são medidos de forma difusa e indireta, com base em correlações ecológicas já estabelecidas, entretanto, efeitos diretos frequentemente são observados em projetos de longo prazo (SEEHUSEN; PREM, 2011).

Dentro deste escopo de PSA, a transação financeira e de serviços que existe entre as partes é considerada como uma compensação a certos grupos que aceitaram trocar atividades usuais – e muitas vezes, consolidadas em sua tradição – porém mais susceptíveis a danos ambientais em prol de conservação ou recuperação de uma área natural considerada provedora de serviços ecossistêmicos (VIANI et al., 2018). Em suma, trata-se de uma maneira de apresentar outras alternativas de uso da terra, incluindo nesta logística a possibilidade de internalizar custos e questões ambientais muitas vezes não considerados (SEEHUSEN; PREM, 2011). Da ótica de quem provém o serviço, a alteração do uso da área para atividades que não são, a princípio, produtivistas não pode ser, simplesmente, sinônimo de barganha (SOMMERVILLE, 2009). Isto implica que os proprietários de terra que aceitem participar destes esquemas vejam algum tipo de benefício na participação do projeto e não se sintam na

responsabilidade única de absorver externalidades provenientes de outros setores. Neste sentido, os esquemas de PSA deveriam oferecer a estes provedores vantagens superiores – as quais não são somente econômicas – e maior motivação àquelas comparadas à manutenção das atividades tradicionalmente desenvolvidas (MURADIAN et al., 2010) (Figura 2). Isto é o que usualmente se denomina de custo de oportunidade (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008).

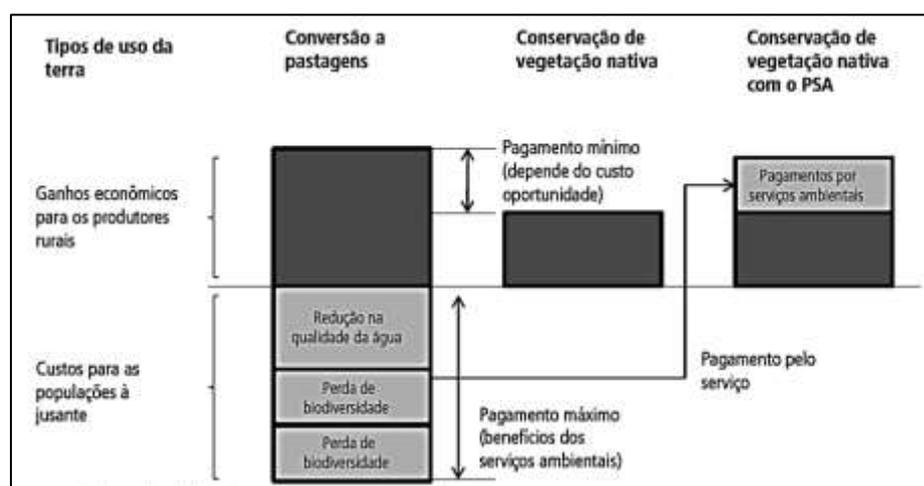


Figura 2: O raciocínio de um esquema de PSA no que diz respeito aos ganhos econômicos e aos custos de oportunidade. Fonte: Seehusen; Prem (2011), modificado de Pagiola; Platais (2007).

Esquemas de PSA também dependem de boas estruturas e arranjos políticos e institucionais para conseguirem avançar. A governança ambiental pode ser fortalecida com a adesão de alternativas baseadas em incentivos e combinação com outros tipos de instrumentos políticos, visto que uma abordagem única e engessada nem sempre é sinônimo de adequação a todos os cenários (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008). O diálogo intersetorial é fundamental para que políticas deste cunho tenham eficiência e possam corresponder às suas metas. Logo, além do fator ecológico e econômico, programas de PSA são também aportes para construções e amparo de questões sociais, culturais e políticas (VATN, 2010). A adoção destes esquemas, preponderantemente em países que estão na periferia do modelo de desenvolvimento da economia de mercado, geralmente fornecedores de matéria prima e recursos naturais, poderia ser uma maneira de tentar equalizar as injustiças sociais e ambientais, bem como aliviar a pobreza (PAGIOLA; ARCENAS; PLATAIS, 2005; BULTE et al., 2008). Ainda que este não seja, a princípio, o cerne de um PSA, o mesmo tem potencial para atuar nesta instância,

tornando-se um instrumento ainda mais valioso para nações signatárias de acordos internacionais de cunho socioecológico, como os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS).

CAPÍTULO 1

PANORAMA POLÍTICO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS E PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS NO BRASIL

INTRODUÇÃO

De modo geral, os serviços ecossistêmicos podem ser entendidos como os benefícios que os seres humanos obtêm da natureza, através de funções e processos do ecossistema (MEA, 2005). Nos últimos anos, a compreensão e valorização destes serviços têm caminhado além da esfera econômica, estendendo suas contribuições à sociedade por meio de benefícios culturais, estéticos e relacionados ao bem-estar e à saúde (DAILY et al., 2009; VIGLIZZO et al., 2012). Embora haja um crescimento no volume de estudos publicados sobre serviços ecossistêmicos (ver Figura 3), eles ainda não são capazes de ter o alcance desejado ou a adequação necessária para a tomada de decisão (GRÊT-REGAMEY et al., 2017; SAARIKOSKI et al., 2018). Ampliar a aplicação do conceito de serviços ecossistêmicos é uma oportunidade de tornar explícita a importância destes serviços na orientação de um gerenciamento sustentável dos recursos (GRÊT-REGAMEY et al., 2017; FERRAZ et al., 2019).

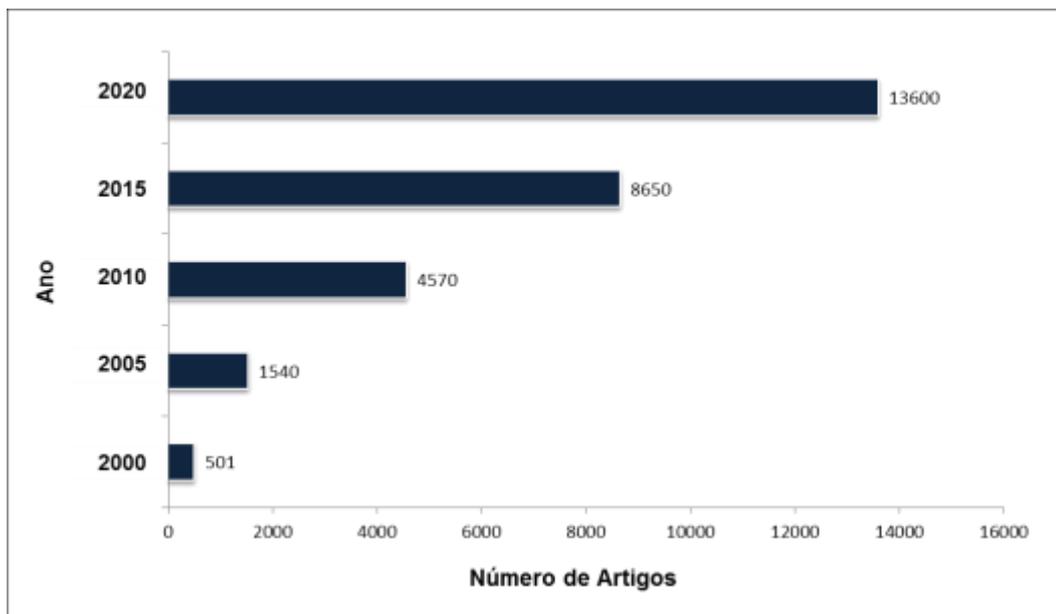


Figura 3: Número de artigos publicados indexados na plataforma *Google Acadêmico* com os termos “ecosystem service” ou “environmental service” para cada um dos anos apresentados.

Embora crescimento econômico e desenvolvimento social sejam prioritários para a maioria dos governantes, o reconhecimento dos serviços e bens da natureza tem levado a população a requerer políticas mais inclusivas e menos disciplinares (VIGLIZZO et al., 2012; SCARANO et al., 2019). Para incorporar efetivamente o conceito de serviços ecossistêmicos nas políticas, é essencial vincular este conceito ao modelo de governança adotado, às percepções da sociedade, ao planejamento e à comunicação (ANTON et al., 2010). Para que exista esta integração no gerenciamento e planejamento de políticas é necessário tanto uma organização vertical entre níveis governamentais (federal, estadual e municipal), quanto horizontal, no que tange às competências institucionais e aos objetivos temáticos (SAARIKOSKI et al., 2018). Políticas setoriais podem ser reformuladas a fim de abarcar os serviços ecossistêmicos, desde que haja capacidade técnica, operacional e financeira para o desenvolvimento de ferramentas, métodos e sistemas que apoiem a governança multinível e a tomada de decisões (ANTON et al., 2010; SAARIKOSKI et al., 2018).

As escalas atingidas por políticas relacionadas a serviços ecossistêmicos estão condicionadas às singularidades de cada ecossistema, assim como à heterogeneidade espaço-temporal, à gestão e às inter-relações entre as estruturas de governança. Por este motivo, tratar de mecanismos puramente regulatórios para a temática de ecossistemas pode ser complexo (SCHRÖTER-SCHLAACK; HANSJÜRGENS, 2019). Por outro lado, estratégias que envolvam a coprodução, a descentralização institucional e de governança, o investimento em capital social e intelectual, além de engajamento político e incentivo à articulação entre atores chave são recomendações para que diretrizes acerca de serviços ecossistêmicos ganhem espaço na arena política (BARTON et al., 2018; CROUZAT et al., 2017; SAARIKOSKI et al., 2018). O estabelecimento de plataformas como o IPBES (Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos) pode contribuir para a operacionalização do conceito de serviços ecossistêmicos em escala global, informando sobre ferramentas em potencial, bem como estratégias de tomada de decisões (GRÊT-REGAMEY et al., 2017).

Os Pagamentos por Serviços Ambientais (PSAs) podem ser considerados mecanismos efetivos dessa operacionalização do conceito de serviços ecossistêmicos, e têm sido empregados em diversos países, como alternativa à conservação e gestão de recursos críticos (VIGLIZZO et al., 2012; OLA et al., 2019). Os PSAs são ações de incentivo capazes de atuar em conjunto com instrumentos de caráter regulatório que

podem promover um melhor manejo de serviços ecossistêmicos (SALZMAN et al., 2018). As iniciativas de PSA, sobretudo aquelas já legitimadas sob a forma de normativas, podem configurar-se como instrumentos políticos – públicos, privados ou mistos – de aplicação e promoção de adaptação de ecossistemas, principalmente em níveis subnacionais (WERTZ-KANOUNNIKOFF et al., 2011; SCARANO, 2017).

Tais programas têm o potencial de colaborar com a redução da pobreza, tornando-os relevantes para nações em desenvolvimento, como o Brasil (GRIEGRAN; PORRAS; WUNDER, 2005; PAGIOLA; ARCENAS; PLATAIS, 2005; HOWE et al., 2013). Esquemas de PSA podem, ainda, funcionar como instrumentos de incentivo na conquista de alguns dos 17 ODS, tais como contribuir para a sustentabilidade de cidades e comunidades, conservar a vida na água e na terra, combater a mudança global do clima e contribuir para a redução da desigualdade (MUGAGGA; NABAASA, 2016; CAMPBELL et al., 2018; HUMPHREYS et al., 2019). Assim, este capítulo tem como objetivo responder a seguinte questão: As principais políticas ambientais brasileiras são capazes de englobar e aplicar os conceitos serviços ecossistêmicos e pagamentos por serviços ambientais? Os objetivos específicos compreendem: (i) identificar políticas ambientais federais que reconhecem serviços ecossistêmicos e PSAs como ferramentas de transformação socioecológica e (ii) avaliar o alinhamento destas políticas com as metas dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentáveis (ODS).

METODOLOGIA

Os instrumentos políticos que passaram por análise foram selecionados de acordo com dois critérios: serem marcos legais do direito ambiental no Brasil e/ou estarem associadas diretamente à temática de serviços ecossistêmicos e PSA, como no caso das PLs (Projetos de Lei). A busca por estes instrumentos, políticas, diretrizes e projetos de lei relacionados a questões ambientais foi realizada por meio dos domínios digitais do governo (Portal do Senado, Portal da Câmara dos Deputados, Portal do IBGE, sítios eletrônicos de prefeituras), tanto em escala federal, quanto estadual e municipal. Após a busca, a seleção dos principais instrumentos políticos (leis, políticas e projetos de lei) deu-se através da leitura do texto dos mesmos, buscando quais

indicam, de forma explícita, a consideração de conceitos e aplicabilidades de serviços ecossistêmicos e pagamento por serviços ambientais. De acordo com os critérios supracitados, os principais instrumentos legais federais selecionados para analisar o tipo de discurso em relação à abordagem de serviços ecossistêmicos e afins foram: Política Nacional de Meio Ambiente (Lei 6.938/1981); Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/1997); Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Lei 9.985/2000); Lei da Mata Atlântica (Lei 11.428/2006); Lei de Gestão de Florestas Públicas (Lei 11.284/2006); Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas (Decreto 7.747/2012); Política Nacional sobre Mudança do Clima (Lei 12.187/2009); Política Nacional de Biodiversidade (Decreto 4.339/2002); Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651/2012); Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Decreto 8.972/2017); e os Projetos de Lei (PLs), PL 5.487/2009, PL 792/2007 e PL 312/2015.

O conteúdo, as diretrizes e os objetivos de cada uma destas políticas também permitem indicar de que forma cada uma delas está alinhada aos ODS. Este alinhamento foi feito através da comparação entre os objetivos de cada um dos instrumentos analisados e as metas dos ODS disponíveis no domínio digital das Nações Unidas (<https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>). Essa comparação deu-se através da investigação de palavras e ideias-chave entre o discurso compreendido nos objetivos de cada instrumento e o discurso dos ODS (Tabela 1). Palavras ou intenções em comum entre ambos foi pontuado como um alinhamento, ao passo que se não existia essa interação através do discurso, foi considerado como um não alinhamento.

Tabela 1: Palavras, expressões e ideias-chave contidas nos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável e que são utilizadas como base de comparação com os instrumentos legais brasileiros, a fim de verificar o alinhamento de ambos.

ODS	Palavras ou ideias-chave
ODS 1 - Acabar com a pobreza em todas as suas formas, em todos os lugares.	Pobreza; vulnerabilidade; proteção social; resiliência dos pobres; erradicação da pobreza.
ODS 2 - Acabar com a fome, alcançar a segurança alimentar e melhoria da nutrição e promover a agricultura sustentável.	Fome; segurança alimentar; agricultura sustentável; produtividade agrícola; práticas agrícolas resilientes; aumentar produtividade e produção; qualidade da terra e do solo.
ODS 3 – Assegurar uma vida saudável e promover o bem-estar para todas e todos, em todas as idades.	Vida Saudável; bem-estar; reduzir taxa de mortalidade; acabar com epidemias; prevenção; tratamento; acesso aos serviços de saúde; pesquisa; medicamentos; financiamento da saúde.
ODS 4 – Assegurar a educação inclusiva e equitativa e de qualidade, e promover oportunidades de aprendizagem ao longo da vida para todas e todos.	Educação; educação inclusiva; aprendizagem; ensino primário e secundário; igualdade; conhecimento básico; bolsas de estudo; professores.
ODS 5 – Alcançar a igualdade de gênero e empoderar todas as mulheres e meninas.	Igualdade de gênero; empoderamento; mulheres, meninas, eliminar formas de violência; reconhecer; valorizar; direitos iguais, participação.
ODS 6 – Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todas e todos.	Disponibilidade de água; gestão sustentável; acesso à água; acesso ao saneamento; melhorar qualidade da água; abastecimento; escassez; uso sustentável; gestão dos recursos hídricos; proteger; restaurar; cooperação; tratamento de efluentes.
ODS 7 – Assegurar o acesso confiável, sustentável, moderno e a preço acessível à energia para todas e todos.	Energia; matriz energética, energia sustentável; eficiência energética, cooperação; energia limpa; tecnologia; infraestrutura.
ODS 8 – Promover o crescimento econômico sustentado, inclusivo e sustentável, emprego pleno e produtivo e trabalho decente para todas e todos.	Crescimento econômico; emprego; trabalho; produtividade das economias; atividade produtiva; direitos trabalhistas; desenvolvimento.
ODS 9 – Construir infraestruturas resilientes, promover a industrialização inclusiva e sustentável e fomentar a inovação.	Infraestrutura; industrialização, sustentável; inclusiva; indústrias; empresas; tecnologia; inovação; diversificação; preços acessíveis.
ODS 10 – Reduzir a desigualdade dentro dos países e entre eles.	Crescimento de renda; pobreza; igualdade de oportunidades; empoderar; inclusão social, econômica e política; reduzir desigualdades; migração; mobilidade.
ODS 11 – Tornar as cidades e os assentamentos humanos inclusivos, seguros, resilientes e sustentáveis.	Habitação; serviços básicos; segurança; urbanização; sustentável; gestão; impacto ambiental; urbano; periurbano; rural; inclusivo; assentamento humano.
ODS 12 – Assegurar padrões de produção e de consumo sustentáveis.	Desenvolvimento; sustentável; produção; consumo; uso eficiente; gestão sustentável; reduzir as perdas; manejo; resíduos; práticas sustentáveis; impacto.
ODS 13 – Tomar medidas urgentes para combater a mudança climática e seus impactos.	Mudança climática; resiliência; adaptação; impacto; planejamento nacional; risco; mitigação; planejamento; gestão.
ODS 14 – Conservação e uso sustentável dos oceanos, dos mares e dos recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável.	Mar, oceano; recursos marinhos; poluição marinha; sustentável; ecossistema marinho e costeiro; resiliência; restauração; gestão; restaurar; pesca; sobrepesca; conhecimento científico; conservar; biodiversidade.
ODS 15 – Proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e deter a perda da biodiversidade.	Conservação; recuperação; uso sustentável; proteger; floresta; ecossistema terrestre; desertificação; degradação; gestão; biodiversidade; restauração; reflorestamento; desmatamento; solo; desertificação; recursos genéticos; fauna; flora; caça ilegal; tráfico de espécies; manejo florestal; espécies exóticas.
ODS 16 – Promover sociedades pacíficas e inclusivas para o desenvolvimento sustentável, proporcionar o acesso à justiça para todos e construir instituições eficazes, responsáveis e inclusivas em todos os níveis.	Justiça; violência; mortalidade; igualdade, desenvolvimento sustentável; crime; tomada de decisão; participação; pacífica; terrorismo; instituições.
ODS 17 – Fortalecer os meios de implementação e revitalizar a parceria global para o desenvolvimento sustentável.	Mobilização; capacidade; parceria; dívida; investimento; ciência, tecnologia; inovação; capacitação; desenvolvimento sustentável; cooperação; política; liderança.

RESULTADOS

Dentre os 13 instrumentos legais ambientais analisados, nove fazem menção explícita acerca de serviços ecossistêmicos ou ambientais: a Lei de Gestão de Florestas Públicas, a Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas, a Política Nacional sobre Mudança do Clima, a Política Nacional de Biodiversidade, a Lei de Proteção da Vegetação Nativa, Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa e as PLs 5.487/2009, 792/2007 e 312/2015. No âmbito de pagamentos por serviços ambientais, a Política Nacional de Biodiversidade e a Lei de Proteção da Vegetação Nativa propõem investimento em esquemas deste cunho, como mecanismos promotores da conservação de ecossistemas. As demais políticas analisadas apresentam em seu texto apoio a planos e projetos de origens diversas, logo, indiretamente, podem funcionar como legitimadores de potenciais programas de PSA.

Duas das políticas analisadas, a Política Nacional de Meio Ambiente (Lei 6.938/1981) e a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/1997) não apresentaram citação explícita dos termos “serviços ecossistêmicos”, “serviços ambientais” e “PSA”. Por outro lado, entre suas diretrizes e objetivos indicam algum apoio a mecanismos e instrumentos socioeconômicos que remetem ao conceito e aplicabilidade de serviços ecossistêmicos e PSA. No caso específico da Política Nacional de Recursos Hídricos, existe um incentivo a Comitês de Bacia que incluam em sua gestão e através do Plano de Recursos Hídricos modelos alternativos de manutenção da qualidade e quantidade hídrica.

*“acompanhar a execução do Plano de Recursos Hídricos da bacia e sugerir as providências necessárias ao cumprimento de suas metas”
“estabelecer os mecanismos de cobrança pelo uso de recursos hídricos e sugerir os valores a serem cobrados”
“a articulação da gestão de recursos hídricos com a do uso do solo”
(BRASIL, 1997).*

Uma forma de adesão destas medidas podem ser os programas de PSA hídrico. De acordo com a ANA, em todo o país existem mais de 40 iniciativas de PSA cadastradas no Programa Produtor de Água, o projeto de PSA hídrico mais reconhecido no Brasil e cujo principal objetivo é a conservação dos recursos hídricos (ANA, 2019).

Com exceção da Política Nacional da Biodiversidade (Lei 4.339/2002), da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651/2012) e das PLs, os demais instrumentos

analisados apresentaram pouco alinhamento ao abordarem serviços ecossistêmicos, isto significa que, apesar de mencionarem o termo, ou algum correlato, não indicaram seu conceito e/ou forma de operacionalização explícita dentro da política. Em alguns casos, indicou-se o apoio a projetos, planos e programas que colaborassem para o atendimento dos objetivos da política. Abaixo, é apresentado um comentário sobre o texto de cada uma destas políticas e seu alinhamento com a temática de serviços ecossistêmicos.

Política Nacional de Meio Ambiente (Lei 6.938/1981) – Não cita os termos “serviços ecossistêmicos”, “serviços ambientais”, “PSA” ou termos correlatos. Por outro lado, nos objetivos da política, está contido um inciso em que a mesma tem a função de compatibilizar o desenvolvimento socioeconômico com a preservação da qualidade do ambiente e do equilíbrio ecológico, ou seja, tem associação com as metas de um esquema de PSA.

A Política Nacional do Meio Ambiente tem por objetivo a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no País, condições ao desenvolvimento sócioeconômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana, atendidos os seguintes princípios: VI - incentivos ao estudo e à pesquisa de tecnologias orientadas para o uso racional e a proteção dos recursos ambientais” (BRASIL, 1981).

Também institui o Princípio do usuário-pagador, importante nas transações econômicas e na instituição de PSAs (“*à imposição, ao poluidor e ao predador, da obrigação de recuperar e/ou indenizar os danos causados e, ao usuário, da contribuição pela utilização de recursos ambientais com fins econômicos.*” (BRASIL, 1981).

Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/1997) – Comenta sobre a instituição e apoio a programas que otimizem gestão hídrica. O artigo primeiro deste documento ressalta que a água, em função de ser um bem limitado, adquire valor econômico (“*a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico*”) (BRASIL, 1997). Neste caso, há uma indicação de valoração de um serviço ambiental. Embora esta política em si não legitime explicitamente esquemas de PSA, vários programas de PSA brasileiros estão voltados para o aspecto quali-quantitativo de corpos de água, incluindo PSAs hídricos apoiados pela ANA e por Comitês de Bacia, como os Programas Produtor de Água e Conservador das Águas.

Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC (Lei 9.985/2000) – Ao citar “conservação da natureza” faz referência à manutenção do potencial de satisfazer as necessidades de gerações futuras, bem como garantir a sobrevivência de seres vivos, retomando ideias contidas nas definições de serviços ecossistêmicos.

“II - conservação da natureza: o manejo do uso humano da natureza, compreendendo a preservação, a manutenção, a utilização sustentável, a restauração e a recuperação do ambiente natural, para que possa produzir o maior benefício, em bases sustentáveis, às atuais gerações, mantendo seu potencial de satisfazer as necessidades e aspirações das gerações futuras, e garantindo a sobrevivência dos seres vivos em geral” (BRASIL, 2000).

O texto cita, ainda, a manutenção de processos ecológicos, que por sua vez, também estão relacionados aos serviços do ecossistema *“preservação: conjunto de métodos, procedimentos e políticas que visem a proteção a longo prazo das espécies, habitats e ecossistemas, além da manutenção dos processos ecológicos, prevenindo a simplificação dos sistemas naturais”*) (BRASIL, 2000). Não menciona explicitamente “serviços ecossistêmicos” ou um termo correlato, porém, faz uma tímida menção à importância de atributos ecológicos na conservação de habitats, inclusive, sob um ponto de vista de bem-estar humano.

“A Área de Proteção Ambiental é uma área em geral extensa, com um certo grau de ocupação humana, dotada de atributos abióticos, bióticos, estéticos ou culturais especialmente importantes para a qualidade de vida e o bem-estar das populações humanas, e tem como objetivos básicos proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais.” (BRASIL, 2000).

Nos artigos 47 e 48 desta legislação, fica expresso que órgãos ou empresas, públicas ou privadas, que se utilizem de bens ambientais existentes nas unidades de conservação (UCs), como água, geração ou distribuição de energia, devem recompensar as UCs financeiramente. Essa contribuição financeira pode ser modelada de diferentes formas, inclusive sob a configuração de um PSA.

“Art. 47. O órgão ou empresa, público ou privado, responsável pelo abastecimento de água ou que faça uso de recursos hídricos, beneficiário da proteção proporcionada por uma unidade de conservação, deve contribuir financeiramente para a proteção e implementação da unidade, de acordo com o disposto em regulamentação específica.

Art. 48. O órgão ou empresa, público ou privado, responsável pela geração e distribuição de energia elétrica, beneficiário da proteção oferecida por uma unidade de conservação, deve contribuir financeiramente para a proteção e

implementação da unidade, de acordo com o disposto em regulamentação específica.” (BRASIL, 2000).

Lei da Mata Atlântica (Lei 11.428/2006) – Não faz menção ao termo “serviços ecossistêmicos” ou a algum correlato, por outro lado, deixa claro o apoio, inclusive financeiro, através do Fundo de Restauração do Bioma Mata Atlântica, a projetos de restauração ambiental, conservação de remanescentes de vegetação nativa, conservação e proteção de área de proteção permanente (APP), reservas legais, reservas particulares e no entorno a unidades de conservação. Logo, indiretamente, tanto a lei quanto o fundo podem ser potenciais apoiadores de PSAs.

“Art. 38. Serão beneficiados com recursos do Fundo de Restauração do Bioma Mata Atlântica os projetos que envolvam conservação de remanescentes de vegetação nativa, pesquisa científica ou áreas a serem restauradas, implementados em Municípios que possuam plano municipal de conservação e recuperação da Mata Atlântica, devidamente aprovado pelo Conselho Municipal de Meio Ambiente.

§ 1º Terão prioridade de apoio os projetos destinados à conservação e recuperação das áreas de preservação permanente, reservas legais, reservas particulares do patrimônio natural e áreas do entorno de unidades de conservação.

§ 2º Os projetos poderão beneficiar áreas públicas e privadas e serão executados por órgãos públicos, instituições acadêmicas públicas e organizações da sociedade civil de interesse público que atuem na conservação, restauração ou pesquisa científica no Bioma Mata Atlântica.” (BRASIL, 2006a).

Lei de Gestão de Florestas Públicas (Lei 11.284/2006) – Faz menção a serviços florestais e serviço de natureza florestal, mas sem grandes explicações do que seriam estes serviços. Cita no Artigo 49 o apoio a políticas, planos e programas para a gestão de florestas públicas, o que pode ser, indiretamente, um indicativo de apoio a potenciais PSAs deste escopo (“*Art. 49. Cabe ao poder concedente, no âmbito de sua competência, formular as estratégias, políticas, planos e programas para a gestão de florestas públicas*”) (BRASIL, 2006b).

Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas (Decreto 7.747/2012) – O inciso XII do artigo terceiro cita o direito de povos indígenas a serviços ambientais para proteção, recuperação, conservação e uso sustentável de recursos naturais.

“XII - reconhecimento dos direitos dos povos indígenas relativos a serviços ambientais em função da proteção, conservação, recuperação e uso

sustentável dos recursos naturais que promovem em suas terras, nos termos da legislação vigente” (BRASIL, 2012a).

Embora haja o reconhecimento do termo “serviços ambientais”, o mesmo não aparece mais nenhuma vez dentro do corpo do texto. Além do mais não é destrinchado o que ou quais são estes serviços, ou mesmo alternativas de aplicação dos mesmos. Não faz qualquer menção ou referência a PSAs.

Política Nacional sobre Mudança do Clima (Lei 12.187/2009) – Não usa explicitamente o termo “serviço ecossistêmico” ou correlato. Por outro lado, a própria política em si já é voltada a um conjunto de serviços ecossistêmicos relacionados à regulação climática, bem como a estratégias de mitigação e adaptação, cujas funções estão intimamente relacionadas ao bem-estar humano. Assim como em outros instrumentos legais supracitados, esta política também expressa apoio a programas, planos e afins que possam contribuir para a questão das mudanças climáticas; logo, esquemas de PSA poderiam ser beneficiados dentro desta política.

“V - o estímulo e o apoio à participação dos governos federal, estadual, distrital e municipal, assim como do setor produtivo, do meio acadêmico e da sociedade civil organizada, no desenvolvimento e na execução de políticas, planos, programas e ações relacionados à mudança do clima” (BRASIL, 2009).

Política Nacional da Biodiversidade (Lei 4.339/2002) – Faz clara e repetida citação aos serviços ambientais, inclusive no próprio objetivo geral do componente dois da política indica que a mesma tem a função de promover a conservação inclusive dos serviços ambientais mantidos pela biodiversidade (*“Objetivo Geral: Promover a conservação, in situ e ex situ, dos componentes da biodiversidade, incluindo variabilidade genética, de espécies e de ecossistemas, bem como dos serviços ambientais mantidos pela biodiversidade.”*) (BRASIL, 2002). Também prioriza a oferta sustentável de serviços ambientais e a integridade dos ecossistemas. Em seus objetivos específicos, menciona o desenvolvimento de mecanismos adicionais e instrumentos econômicos que possam remunerar pelos serviços ambientais prestados ou promover estratégias de cobrança por uso destes serviços.

“Apoiar estudos sobre o valor dos componentes da biodiversidade e dos serviços ambientais associados.”

“Desenvolver instrumentos de cobrança e aplicação de recursos auferidos pelo uso de serviços ambientais para reduzir as pressões antrópicas sobre a biodiversidade.” “Promover a recuperação, a regeneração e o controle da

cobertura vegetal e dos serviços ambientais a ela relacionados em áreas alteradas, degradadas e em processo de desertificação e arenização, inclusive para a captura de carbono, de acordo com o Princípio do Poluidor-Pagador.” (BRASIL, 2002).

É possível concluir que no texto desta política há um reconhecimento da importância de aplicação de esquemas de PSA para a conservação da biodiversidade. De igual forma, também ficou evidente o interesse no desenvolvimento de planos, programas e similares que possam resguardar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos nacionais, isto é, mais uma vez ocorre o fortalecimento de PSAs, sobretudo enquanto instrumentos de cunho intersetorial e interesse difuso.

Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651/2012) – Também conhecida popularmente como Novo Código Florestal, o texto faz algumas citações sobre serviços ambientais. O inciso primeiro do artigo 41 faz vista ao pagamento ou incentivo de serviços ambientais nas seguintes categorias: sequestro, conservação, manutenção e aumento do estoque e diminuição do fluxo de carbono; conservação da beleza cênica natural; conservação da biodiversidade; conservação das águas e dos serviços hídricos; regulação do clima; valorização cultural e do conhecimento tradicional ecossistêmico; conservação e melhoramento do solo; manutenção de Áreas de Preservação Permanente, de Reserva Legal e de uso restrito. A lei faz, ainda, demais citações de incentivo à instituição de pagamentos por serviços ambientais como mecanismo de conservação e melhoria dos ecossistemas.

“Art. 41. É o Poder Executivo federal autorizado a instituir, sem prejuízo do cumprimento da legislação ambiental, programa de apoio e incentivo à conservação do meio ambiente, bem como para adoção de tecnologias e boas práticas que conciliem a produtividade agropecuária e florestal, com redução dos impactos ambientais, como forma de promoção do desenvolvimento ecologicamente sustentável, observados sempre os critérios de progressividade, abrangendo as seguintes categorias e linhas de ação: (Redação dada pela Lei nº 12.727, de 2012).

I - pagamento ou incentivo a serviços ambientais como retribuição, monetária ou não, às atividades de conservação e melhoria dos ecossistemas e que gerem serviços ambientais, tais como, isolada ou cumulativamente:

- a) o sequestro, a conservação, a manutenção e o aumento do estoque e a diminuição do fluxo de carbono;*
- b) a conservação da beleza cênica natural;*
- c) a conservação da biodiversidade;*
- d) a conservação das águas e dos serviços hídricos;*
- e) a regulação do clima;*
- f) a valorização cultural e do conhecimento tradicional ecossistêmico;*
- g) a conservação e o melhoramento do solo;*

h) a manutenção de Áreas de Preservação Permanente, de Reserva Legal e de uso restrito” (BRASIL, 2012b).

Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Decreto 8.972/2017) – Dentre as suas diretrizes está o incentivo à conservação e recuperação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (“*Art. 4º São diretrizes da Proveg: IV - o incentivo à conservação e à recuperação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos*”) (BRASIL, 2017). Não faz mais nenhuma indicação acerca da operacionalização do conceito de serviços ecossistêmicos ou de apoio a esquemas de PSA.

No âmbito de projetos de lei (PL), cabe ressaltar alguns acerca desta temática. O PL 792/2007, que trata da definição de serviços ambientais e transferência de recursos, monetários ou não, àqueles que ajudam a produzir ou conservar serviços ambientais, encontra-se ainda em apreciação pelo relator designado, embora tramite em regime de prioridade. O PL 5.487/2009, responsável por instituir a Política Nacional de Serviços Ambientais e o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais também segue em tramitação, junto ao mesmo processo da PL 792/2007. Por fim, a PL 312/2015, que institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais e dá outras providências, encontra-se em regime de tramitação de urgência. Em setembro de 2019 a PL foi aprovada pela Câmara dos Deputados e agora aguarda apreciação do Senado Federal.

A Tabela 2 apresenta o alinhamento destas políticas com a iniciativa global dos ODS. Os ODS mais pertinentes em associação aos objetivos e diretrizes das políticas analisadas foram o ODS 15 (proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e deter a perda de biodiversidade), o ODS 9 (construir infraestruturas resilientes, promover a industrialização inclusiva e sustentável e fomentar a inovação), ODS 14 (conservação e uso sustentável dos oceanos, dos mares e dos recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável) e o ODS 11 (tornar as cidades e os assentamentos humanos inclusivos, seguros, resilientes e sustentáveis) (Figura 4).

Tabela 2: Interação entre cada instrumento legal brasileiro com o grau de abordagem de serviços ecossistêmicos e PSAs, e alinhamento destes instrumentos com os ODS.

Instrumento Legal	Abordagem de Serviços ecossistêmicos/ambientais e PSA	Alinhamento com ODS	Observações
Política Nacional de Meio Ambiente (Lei 6.938/1981)	Ausente	ODS 9 – Indústria, inovação e infraestrutura ODS 14 – Vida na água ODS 15 – Vida Terrestre	Embora a legislação não apresente de forma explícita os termos serviços ecossistêmicos/ambientais, PSA ou correlatos, a política apresenta dentre os objetivos o intuito de conciliar questões socioeconômicas com ecológicas, remetendo aos pressupostos de esquemas de PSA.
Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/1997)	Ausente	ODS 6 – Água potável e saneamento ODS 14 – Vida na água	Apesar da política não mencionar diretamente os serviços ambientais e PSA, parte significativa dos PSAs brasileiros estão relacionados aos serviços hídricos.
Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Lei 9.985/2000)	Pouca	ODS 9 – Indústria, inovação e infraestrutura ODS 11 – Cidades e Comunidades Sustentáveis ODS 14 – Vida na água ODS 15 – Vida Terrestre	--
Lei da Mata Atlântica (Lei 11.428/2006)	Pouca	ODS 9 – Indústria, inovação e infraestrutura ODS 11 – Cidades e Comunidades Sustentáveis ODS 15 – Vida Terrestre	Embora faça menção tímida aos serviços ecossistêmicos e PSA, a Mata Atlântica apresenta diversos esquemas de PSA, que resguardam tanto seu componente florestal quanto hídrico.
Lei de Gestão de Florestas Públicas (Lei 11.284/2006)	Pouca	ODS 9 – Indústria, inovação e infraestrutura ODS 15 – Vida Terrestre	--
Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas (Decreto 7.747/2012)	Pouca	ODS 4 – Educação de qualidade ODS 15 – Vida Terrestre	--
Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Decreto 8.972/2017)	Pouca	ODS 15 – Vida Terrestre	--
Política Nacional sobre Mudança do Clima (Lei 12.187/2009)	Muita	ODS 11 – Cidades e Comunidades Sustentáveis ODS 12 – Consumo e produção responsáveis ODS 13 – Ação contra a mudança global do clima	Apesar da política não citar explicitamente os serviços ecossistêmicos/ambientais ou PSA, a mesma, já trata em seu escopo, de um conjunto de serviços relacionados à regulação climática e adaptação às mudanças.
Política Nacional de Biodiversidade (Decreto 4.339/2002)	Muita	ODS 14 – Vida na água ODS 15 – Vida Terrestre	--
Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651/2012)	Muita	ODS 2 – Fome zero e Agricultura sustentável ODS 9 – Indústria, inovação e infraestrutura ODS 15 – Vida Terrestre	Forte reconhecimento da importância de serviços ecossistêmicos na gestão de ecossistemas, bem como de instrumentos econômicos, como PSAs, para o fortalecimento da aplicação deste conceito.

* O grau de abordagem de serviços ecossistêmicos/ambientais e PSAs é referente ao quanto cada um dos instrumentos analisados cita, explica ou incorpora estes conceitos dentro do texto do instrumento. “Ausente” significa que o texto não menciona qualquer uma das expressões chaves (serviços ecossistêmicos/ambientais; PSAs, ou correlatos), “pouco” significa que o texto menciona a expressão ou algum correlato poucas vezes (até 2 vezes), sem identificar maiores detalhes de aplicação, e por fim, “muita” indica que as expressões parecem repetidas vezes (3 ou mais vezes) no texto do documento, bem como seus significados e/ou formas de atuação dentro da política.

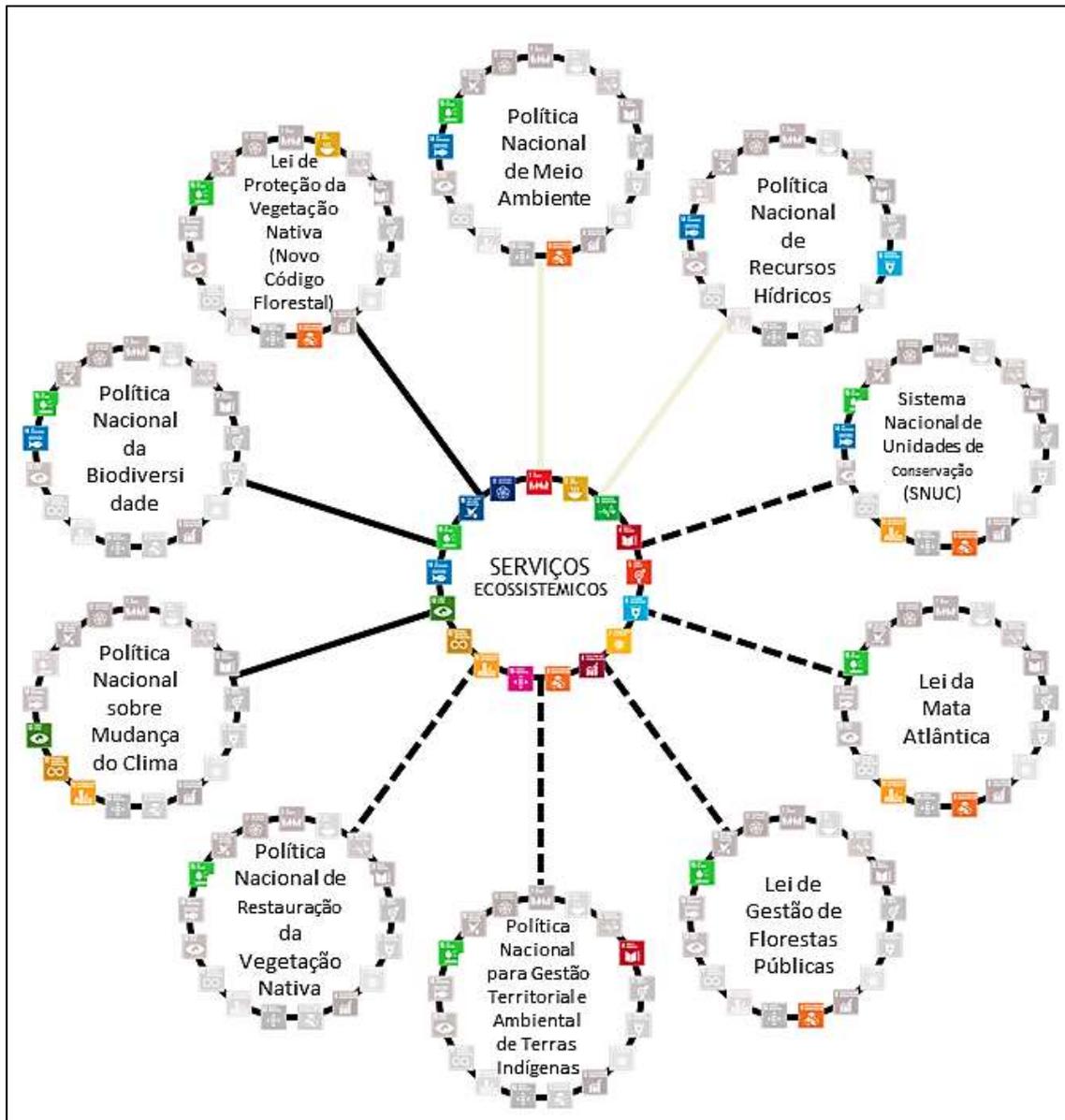


Figura 4: Relação dos instrumentos legais brasileiros com o conceito de serviços ecossistêmicos (SE) e a diversidade de ODS associados. As linhas contínuas indicam interação direta entre os instrumentos e SE; linhas tracejadas significam interação indireta ou fraca entre SE e os instrumentos; e as linhas em cinza indicam que não há relacionamento. Os símbolos de ODS coloridos indicam que o instrumento legal contempla esse objetivo, enquanto que aqueles não abrangidos são mostrados em cinza.

DISCUSSÃO

O conceito de serviços ecossistêmicos e sua operacionalização seguem emergindo em novas propostas legais. Apesar disso, a preocupação com a temática ainda é superficial. Os poucos documentos que se propõem a abordar o assunto estão restritos a uma pequena variedade de tipos de serviços ecossistêmicos, sobretudo aqueles relacionados à provisão de recursos e bens ao ser humano (água, alimentos, matérias-

primas), além de regulação climática e hídrica. Serviços relacionados à cultura, turismo e esportes, por exemplo, aparecem de forma tímida. Posner e colaboradores (2016) ressaltam a importância do conhecimento dos impactos da operacionalização de serviços ecossistêmicos nas metas de cada política, uma vez que gera subsídios para entender o quanto eficiente está sendo a abordagem, além de contribuir como arcabouço experimental para demais ações. O fortalecimento institucional e da coprodução, as sinergias intersetoriais e a otimização no planejamento orçamentário são pontos-chave de investimento para o aumento da inclusão de serviços ecossistêmicos nos trâmites políticos (BOUWMA et al., 2018).

A adoção de conceitos de serviços ecossistêmicos e de seus correlatos dentro das políticas brasileiras depende de uma definição consistente do termo dentro do viés político-científico-social. A carência de uma definição que contemple as necessidades legislativas e de gestão, pode ser um entrave à ampliação da operacionalização dos serviços ecossistêmicos e de programas de pagamentos por serviços ambientais, tanto em nível nacional, quanto subnacional. A fim de sanar este impasse, processos de tomada de decisão podem ser orientados pela ciência, que, por sua vez, usa de capacidade técnica para indicar melhores alternativas, além de contribuir para o engajamento de demais setores e redes de atores sociais (MAGRIN et al., 2014; SCARANO et al., 2018). No entanto, no Brasil, essa relação entre a ciência ambiental e a tomada de decisão é prejudicada pela ineficiência na comunicação entre ambas as partes (AZEVEDO-SANTOS et al., 2017). Se por um lado, os tomadores de decisão não buscam a consulta de especialistas, por outro, a comunidade científica nem sempre está apta a comunicar de maneira simplificada e prática os conceitos e métodos teóricos (AZEVEDO-SANTOS et al., 2017; TOOMEY; KNIGHT; BARLOW, 2017). A sanção da Política Nacional de PSA (PNPSA, Lei nº 14.119/2021) em dezembro de 2020 pode vir a ser uma maneira de colmatar essa lacuna existente nas políticas e práticas brasileiras, no que se refere aos serviços ecossistêmicos. Ao proporem definições claras dos termos e legitimar meios para sua operacionalização, a PNPSA e outras PLs relacionadas podem tornar-se propulsores de novos programas e alternativas para a inserção dos serviços ecossistêmicos no contexto socioecológico brasileiro. Importante ressaltar que embora a PNPSA tenha sido aprovada e apresente um avanço quanto à discussão de serviços ecossistêmicos e sua operacionalização no Brasil, o texto da lei ainda traz alguns conflitos de interesse e nos meses iniciais de 2021 vem apresentando

algumas modificações, inserções e vetos. Esquemas de PSA, bem como a legislação que os regem, não podem ser instrumentos de desigualdade ou de privilégio para grupos específicos. O escopo e a natureza da definição de PSA precisam ser conservados a fim de que ele continue a ser um instrumento de incentivo não somente econômico, mas também social e ecológico.

Além de promover a inserção dos serviços ecossistêmicos nas políticas nacionais, é necessário também ampliar os tipos e categorias de serviços que são contemplados (FERRAZ et al., 2019). A maioria dos instrumentos de gestão ambiental como Política Nacional sobre Mudança do Clima (Lei 12.187/2009), a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651/2012) e a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/1997) estão relacionados diretamente a serviços ecossistêmicos mais pertinentes (serviços relacionados ao clima, à biodiversidade, a recursos florestais e hídricos), limitando o bem-estar a poucos tipos de serviços, em detrimento da inserção de outros, como os culturais. Desenvolver mecanismos políticos alternativos para integrar teoria à prática em uma variedade de serviços ecossistêmicos na interface ecológica-social-econômica é um desafio não somente do Brasil (BALVANERA et al., 2020). Políticas desta categoria ganham força ao acompanharem tendências do cenário internacional e serem endossadas por documentos publicados pelo IPCC (Painel Intergovernamental para Mudanças Climáticas), CBD (Convenção da Biodiversidade), IPBES (Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos) e BPBES (Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos).

De acordo com o observado na legislação brasileira, o emergente interesse em aliar políticas intersetoriais e incluir a abordagem de serviços ecossistêmicos não é uma exclusividade do Brasil, assim como as dificuldades enfrentadas ao longo deste processo. Uma análise de 12 políticas ambientais pertencentes à União Europeia indicou que, em função da natureza setorial das políticas, apenas quatro das legislações analisadas tiveram grande coerência com a aplicação dos conceitos de serviços ecossistêmicos. No geral, estas políticas estavam restritas a ecossistemas naturais e florestais ou à agricultura (BOUWMA et al., 2018), semelhantemente ao que ocorre no Brasil. Por outro lado, um estudo com 104 iniciativas em 21 países da América Latina e Caribe mostrou um crescente interesse em integrar o gerenciamento da paisagem com demais aspectos, como produção de alimentos, serviços ecossistêmicos, alívio da

pobreza (entendida como pobreza econômica, no que se refere às necessidades dos provedores de serviços ecossistêmicos) e desenvolvimento econômico (ESTRADA-CARMONA et al., 2014).

Em relação aos ODS, a adoção de políticas e de planos intersetoriais ou *mix* de políticas (combinação de políticas de origens e setores diferentes) tem potencial para contribuir com as transformações em direção à sustentabilidade no Brasil. Um exemplo são os planos (federal e estaduais) de mudanças climáticas e os programas de PSA apoiados por instrumentos políticos, como o Programa Conservador das Águas (Lei Municipal nº 2.100/2005), o Bolsa Floresta (Decreto Estadual 26.958/2007) e Bolsa Verde (Decreto 7.572/2011). Nestes casos, para conquistar as metas pretendidas, diferentes estratégias no âmbito social, ecológico e econômico são propostas, além de um incentivo ao diálogo entre instituições governamentais e demais atores chave ou parceiros. De acordo com Wood et al. (2018), apesar destas estratégias políticas serem válidas, é preciso atentar para a amplitude de serviços e de ODS a serem conquistados. O mais usual é que serviços considerados mais importantes, como provisão de água e alimentos, sejam priorizados, todavia, demais serviços – também responsáveis pelo cumprimento de outras metas dos ODS – ainda carecem de atenção (FERRAZ et al., 2019).

Em função do caráter setorial das políticas ambientais analisadas, o pequeno número de ODS contemplados indica que algumas modificações nestes instrumentos podem permitir a inclusão de outros ODS, associados a questões sociais, econômicas e culturais. Adicionalmente, a transição rumo a políticas interdisciplinares e à sustentabilidade passa pelo atendimento mútuo a diferentes metas e demandas nacionais. Durante essa fase de integração de políticas e adequação aos ODS, algumas cautelas devem ser observadas. Pradhan et al. (2017) ressalta que entre os ODS podem haver *trade-offs* e potenciais sinergias, logo, entender como isto ocorre em contexto nacional é determinante para uma gestão mais coerente. Esta pesquisa pode ser considerada um ponto de partida para tomadores de decisão refletirem sobre possíveis estratégias que contemplem os ODS, atentando-se para ações que possam minimizar os efeitos negativos entre as metas.

CONCLUSÕES

As políticas ambientais brasileiras que foram analisadas englobam parcialmente o conceito e a operacionalização de serviços ecossistêmicos. Existe, ainda, muito mais potencial a ser explorado quanto à capacidade destes instrumentos legais em abordar estas temáticas, principalmente com o objetivo de utilizá-las como alternativas à adaptação e mitigação, à sustentabilidade e à redução da vulnerabilidade de comunidades. Os termos relacionados a serviços ecossistêmicos e sua operacionalização, ainda são pouco abordados no discurso das políticas ambientais. Legislações mais recentes têm incluído com mais frequência essa abordagem. A característica transdisciplinar de serviços ecossistêmicos pode ser uma chave para a renovação destas políticas, uma vez que são capazes de incluir uma diversidade de fatores (sociais, econômicos, ecológicos e culturais), além de abranger várias das metas dos ODS. Uma pequena variedade de ODS são abordados nas políticas ambientais, limitando a potencialidade dos mesmos e o atendimento à Agenda 2030.

Após o estabelecimento de marcos legais, o investimento em estratégias de operacionalização de serviços ecossistêmicos, através, por exemplo, de esquemas de PSA, tende a se fortalecer com a parceria com grupos financiadores e academia. Em nível nacional, iniciativas vinculadas a PSAs foram legitimadas recentemente por uma regulamentação federal específica, o que tem o potencial de aumentar a atenção no tema, bem como conectar iniciativas nacionais às subnacionais. Na intenção de sanar parte desta lacuna, o capítulo que se segue faz uma análise das características dos principais esquemas de PSA do Brasil.

CAPÍTULO 2

O PANORAMA E AS CARACTERIZAÇÕES DE PROGRAMAS DE PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS NO BRASIL

INTRODUÇÃO

Desenhado como um mecanismo para internalizar custos ambientais, os esquemas de PSA têm ganhado popularidade em vários países como uma ferramenta para o enfrentamento de questões de naturezas múltiplas (OLA et al., 2019). Estes programas têm uma característica peculiar de integrar diferentes segmentos da sociedade, arranjos governamentais e econômicos, de forma a encorajar produtores rurais e comunidades tradicionais a desenvolver práticas ecologicamente sustentáveis em suas propriedades ou áreas de exploração (GRIMA et al., 2016). Na década de 1990 os esquemas de PSA passaram a conquistar seu espaço global como instrumentos econômicos de apoio à conservação. Quase 30 anos depois, a trajetória e as experiências de aplicação destes programas mostram que a sua eficiência depende de um conjunto de fatores, desde o engajamento dos atores-chave, até questões burocráticas e de financiamento em longo prazo (ADHIKARI; AGRAWAL, 2013; WEGNER, 2015). Por outro lado, o aprendizado com modelos de PSA durante estas três décadas pode ser um arcabouço valioso para o entendimento de como melhorar desenhos dos esquemas e de como atingir melhor eficiência em suas metas (WUNDER, 2007; JACK; KOUSKY; SIMS, 2008; SALZMAN et al., 2018).

Em função das idiossincrasias de cada local, seus atores e seus arranjos políticos e econômicos, não é possível definir uma receita unificada de como criar e instituir um esquema de PSA (MINAM, 2010). Inicialmente, é preciso refletir sobre a aplicabilidade e capacidade de implementação de um programa deste cunho, suas consequências, custos e características de cada uma das fases, comparando estas análises com a adoção de outras estratégias e alternativas, numa relação de custo-benefício (PORRO et al., 2008). De acordo com Wunder e colaboradores (2009), a implementação de um PSA inclui alguns pré-requisitos. Um deles é o econômico, definido pela existência de uma externalidade cuja compensação financeira seja possível e aceitável. Outra condição é a cultural, que versa sobre os provedores do serviço, sua disposição e motivação para a

mudança de um comportamento – geralmente relacionado ao uso do solo e de recursos naturais – mediante o pagamento de uma quantia (VATN, 2010). O terceiro pré-requisito é o institucional, que está associado às relações, sobretudo de confiança, que se estabelecem entre provedores e usuários dos serviços. Para que este vínculo entre ambas as partes seja estabelecido e fortalecido, é necessário um intermediador, que também funcione como a unidade infraestrutural competente para oferecer aporte administrativo e técnico, mantendo a transparência (WUNDER, 2009; ISHIHARA et al., 2017). Por fim, há as condições relacionadas à informação, isto é, todo o processo de comunicação sobre os trâmites do esquema de PSA, desde a definição do serviço a ser compensado, até negociação de contratos e planejamento dos monitoramentos. Em muitos casos, este ponto de comunicação e diálogo parece ser o mais conflituoso na instituição de um PSA (WUNDER, 2009).

Os passos conseguintes na implementação de um esquema deste tipo envolvem pelo menos três etapas decisivas. A primeira fase é orientada por um diagnóstico e desenho do projeto, em que são entendidas as condições atuais do local de aplicação da proposta e as metas e expectativas a curto, médio e longo prazos. Esta etapa também inclui questões técnicas como a coleta de dados e informações, a definição da área de abrangência e do serviço ecossistêmico. A segunda fase abrange questões operacionais, relativas aos atores-chave que estarão envolvidos, bem como o processo de comunicação e diálogo com os mesmos, entendendo suas necessidades, o interesse e/ou engajamento em participar. A última etapa refere-se às alternativas de manejo, aos esquemas de financiamento e de valoração. Esta etapa finaliza-se no desenho e no arranjo final do PSA, em que é, de fato, executado e monitorado, com auxílio dos segmentos institucionais e baseado em uma gestão adaptativa e participativa (GUEDES; SEEHUSEN, 2011, WEGNER, 2015).

Todas estas etapas devem ser conduzidas com verificações contínuas, buscando a melhor adequação ao ecossistema e à comunidade atendida, e buscando explorar alternativas inovadoras sempre que possível. A adição de projetos e instrumentos legislativos complementares é bem aceito, desde que continue a promover ganhos que sejam além dos ecológicos e financeiros, sejam também sociais (RUGGIERO et al., 2019). A promoção do capital humano para além do econômico e uma avaliação multicriterial poderiam conduzir a uma sustentabilidade forte e uma distribuição menos desigual de recursos e de seus serviços (MARTÍNEZ-ALIER, 2007). Logo, a

efetividade e sustentabilidade de um programa de PSA dependem de todos estes pontos, bem como da atenção às escalas temporal e espacial do projeto (FRIESS et al., 2015). Esquemas que criam espaços interdisciplinares e interinstitucionais, capazes de trabalhar outras vertentes como sensibilização e educação ambiental podem ser mais robustos e garantir uma maior adesão dos participantes (MINAM, 2010).

No que tange aos programas de PSA que já passaram por estas fases e foram operacionalizados, existe uma particularidade quanto às suas metas e aos serviços selecionados para proteção. No geral, os desenhos de PSA incluem somente uma de quatro grandes categorias de serviços, ou uma combinação entre estes compartimentos. As quatro categorias podem ser descritas como: (1) captura e retenção de carbono; (2) biodiversidade; (3) proteção hídrica e (4) beleza cênica (LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002). Apenas dois destes serviços estão inclusos em cerca de metade dos casos de PSA, sendo o sequestro de carbono e a proteção à biodiversidade os mais conspícuos (LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002). Florestas tropicais são consideradas importantes detentoras destes tipos de serviços e, por isso, são as principais fontes de pesquisas de valoração e mensuração de perda e ganho (BISHOP; LANDELL-MILLS, 2005; SOARES-FILHO et al., 2006; TURNER et al., 2007; CALVET-MIR et al., 2015; MUTOKO et al., 2015).

No caso brasileiro, a definição destes serviços como partes fundamentais de estratégias de proteção está, por um lado, associada aos acordos e convenções multilaterais dos quais o Brasil é signatário, como o Protocolo de Kyoto e a Convenção da Biodiversidade (RING; SCHRÖTER-SCHLAACK, 2011). Por outro lado, de acordo com Richards e colaboradores (2015), trata-se também de uma questão estratégica e de demanda, proveniente do crescimento de centros urbanos brasileiros e das alterações de uso do solo, que comprometem tanto a biodiversidade, quanto a provisão de água, levando a pressões de diferentes setores da sociedade acerca da soberania e segurança hídrica nacionais.

Neste capítulo, o questionamento central perpassa uma análise do escopo, da distribuição e dos fatores-chave de esquemas de PSA implementados no Brasil, bem como o que poderia levá-los ao sucesso e à expansão espacial e temporal. O objetivo geral é identificar e tipificar diferentes casos e experiências de esquemas de PSA em âmbito nacional. Os objetivos específicos são (i) categorizar estes programas de PSA de

acordo com suas características de concepção e implementação; (ii) entender como se distribuem os programas de PSAs no Brasil, bem como quais as suas naturezas jurídica e socioambiental; (iii) identificar casos de sucesso e expansão na adoção de PSAs em níveis nacional, apontando condições ou processos importantes para o alcance desta efetividade. Essa avaliação parece oportuna, uma vez que o Brasil lançou recentemente o Floresta+, um programa nacional de PSA (Portaria nº 288, 2 de julho de 2020).

METODOLOGIA

A metodologia utilizada foi revisão sistemática da literatura acerca dos principais programas de PSA existentes no Brasil. Revisões sistemáticas de literatura são importantes ferramentas para mapear a diversidade de pesquisas e resultados sobre uma temática, além de serem úteis na identificação de padrões ou desvios dentro de um universo de dados (PETTICREW; ROBERTS, 2006). Este modelo de revisão conduz a um resultado de síntese com base em uma questão pré-definida, que também funciona como um filtro de dados (LORTIE, 2014). Conforme sugerido por Petticrew e Roberts (2006), o primeiro passo para a realização de uma revisão sistemática é a definição da pergunta que irá nortear a busca pelas informações e que também garante a replicabilidade do estudo. Nesta pesquisa, a pergunta direcionadora é: qual é o escopo, a distribuição geográfica e os fatores-chave de esquemas de PSA implementados no Brasil que poderiam levá-los ao sucesso e à expansão espaço-temporal?

Os estudos e documentos analisados foram buscados em plataformas oficiais de pesquisa de artigos e documentos científicos e técnicos. Para o entendimento de como funcionam os esquemas de PSA no Brasil, bem como quais as suas naturezas jurídica e socioambiental, foi realizada uma busca direcionada na base de dados *Web of Science* (WoS). Para esta pesquisa direcionada foram utilizadas a seguinte combinação de termos: “pagamento* por serviço* ambient*” OR “pagamento* por serviço* ecossistêmico*” AND “Brasil*” e “payment* for ecosystem service” OR “payment* for environmental service” AND “Brazil*”. Os caracteres *OR*, *AND* e * fazem parte de um padrão de busca utilizado pela plataforma que facilita e amplifica os resultados obtidos em cada pesquisa. A busca de artigos foi definida entre os prazos de 1945 a fevereiro de 2019. Outros tipos de documentos técnicos e informativos, além de relatórios também

foram obtidos através de busca de bibliografia em páginas eletrônicas de órgãos governamentais nacionais, como Agência Nacional de Águas (ANA) e Ministério do Meio Ambiente (MMA). Também procedeu-se com uma busca semelhante (baseada nas palavras-chave serviços ecossistêmicos, serviços ambientais, pagamento por serviços ambientais) em páginas eletrônicas de fundações e ONGs ambientais, das quais SOS Mata Atlântica, Instituto IPÊ, The Nature Conservancy (TNC), International Union for Conservation of Nature (IUCN), Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS), World Wildlife Fund for Nature (WWF), Instituto Terra de Preservação Ambiental (ITPA), Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza (FGB) e Conservação Internacional (CI).

Consideramos a definição de PSA *lato sensu*. Isso significa que, quando definimos "pagamento por serviços ecossistêmicos" ou "pagamento por serviços ambientais" como palavras-chave, todos os esquemas auto descritos como PSA pela literatura foram incluídos. Após a pesquisa de literatura, os documentos passaram por uma primeira série de triagem, de modo que somente os artigos, relatórios e documentos que descreviam ou relatavam informações sobre a implementação, andamento e/ou resultados de esquemas de PSA para o Brasil foram mantidos. Em seguida, os trabalhos que restaram foram reanalisados em uma segunda série de triagem, em que houve um enquadramento e uma tipificação dos programas de PSA conforme um conjunto de categorias pré-definidas (Tabela 3). Entre essas características, procuramos um subconjunto capaz de mostrar o potencial de sucesso de um esquema de PSA. O sucesso desses programas foi definido com base nos seguintes critérios (i) diversidade de objetivos; (ii) serviços ecossistêmicos prestados; (iii) financiamento; (iv) esferas participantes; (v) apoio jurídico e (vi) monitoramento (sensu Sattler et al., 2013; Hejnowicz et al., 2014; Perevochtchikova e Oggioni, 2014; Grima et al., 2016). Esses critérios foram adaptados ao cenário de esquemas de PSA no Brasil, de forma que ganho de escala temporal e espacial também foi um sinônimo de sucesso, sobretudo entendendo a sustentabilidade no espectro social, econômico e ecológico no espectro espaço-temporal.

Em seguida, produzimos uma matriz binomial baseada nas características que têm potencial para levar programas ao sucesso e realizamos uma Análise de Variância Permutacional (PERMANOVA) para identificar se há diferença entre os esquemas considerados bem-sucedidos ou não. Para identificar as principais características que

explicam as diferenças observadas, realizamos um modelo linear generalizado (GLM), considerando as diferenças entre os programas de PSA de sucesso e de falha.

Tabela 3: Indicadores utilizados para cada uma das categorias que tipificaram os documentos e os programas de PSA analisados.

Categorias	Descrição
Fonte de pesquisa	Identifica se a pesquisa de busca do documento foi feita na base de dados <i>Web of Science</i> ou em páginas eletrônicas e arquivos de outras instituições governamentais ou ONGs.
Tipo de arquivo	Indica a categoria de publicação do trabalho, por exemplo, artigo, livro, relatório, documento governamental. Caso seja um artigo, o nome da revista também é informado.
Nome do PSA	O nome público como o PSA é conhecido entre os seus atores ou o nome do projeto com o qual é reconhecido.
Perspectivas e metas do trabalho	Indica quais abordagens e objetivos o trabalho abrange. Podem ser de cunho ecológico (quando existe somente uma preocupação acerca de como o PSA vai beneficiar ecologicamente o sistema, por exemplo, restauração da vegetação nativa, diminuição da erosão do solo e aumento de biodiversidade), social (indica que o esquema de PSA engloba questões que envolvem a sociedade e suas relações com o meio ecológico), econômico (quando o programa inclui como meta ou objetivo questões relacionadas à renda da comunidade ou demais transações financeiras), cultural (indica que o PSA apoia ou fortalece as tradições da comunidade bem), político (quando uma das metas ou objetivos do esquema está relacionado com a atuação política do local, incentivando ou fortalecendo a criação de legislações ou influenciando outros atores a aderir ao esquema), ou uma combinação entre estas categorias. A definição destas categorias foi baseada na própria teoria que embasa esquemas de PSA como programas de escopo intersectorial, capazes de abranger questões ecológicas, sociais, econômicas e culturais. A categoria política foi inserida em função da descrição desta meta nos esquemas analisados.
Tipo de serviço ecossistêmico	Indica a categoria ou tipificação do principal tipo/dos tipos de serviço que se pretende recuperar ou conservar. Foi usado como referência as quatro categorias sugeridas pelo MEA (2005), que são: serviços de provisão, serviços de regulação, serviços de suporte e serviços culturais. Uma quinta categoria foi incluída, chamada de pacote de serviços ecossistêmicos (do inglês, <i>bundling services</i>), utilizada quando todas as quatro categorias estão presentes, ou para serviços descritos de forma integrada e genérica, como os serviços hídricos.
UF	Estado(s) do Brasil em que o PSA ocorre.
Bioma	Região(ões) fitogeográfica(s) em que o PSA ocorre.
Escala espacial	Amplitude territorial ou espacial de abrangência do PSA. Pode ser dada em valores absolutos (números em m ² , ha) ou relativo (escala de paisagem, bacia hidrográfica, área da Unidade de Conservação).
Escala temporal	Expectativa de duração do projeto, se existir. Também pode ser expresso como a data de início e possível fim; ou ainda a duração de tempo em que vem ocorrendo.
Fase de andamento	Fase em que se encontra o PSA (inicializado, em andamento, finalizado).
Tipo de financiamento	Categorizar a origem do financiamento do projeto e dos pagamentos. Pode ser público (municipal, estadual, federal) ou privado (nome das instituições ou dos envolvidos).

Categorias	Descrição
Iniciativa assistida	Indica se o programa de PSA possui algum mecanismo de acompanhamento, avaliação ou monitoramento. As respostas são binárias, sim ou não.
Esfera(s) participante(s)	Indica quais setores estão participando do programa de PSA. As respostas são categóricas: público; privada ou público e privada.
Esfera governamental	Se o projeto tiver participação de agentes governamentais, identifica-se qual a hierarquia: municipal, estadual, federal ou combinação destas.
Beneficiados pelo pagamento	Indica quais pessoas ou grupos foram beneficiados com o pagamento.
Volume de recurso	Refere-se ao montante de recursos que foi investido ou que se pretendia investir no programa de PSA.
Avaliação dos resultados	Indica se há monitoramento, avaliação, ou alguma informação sobre o término do programa e os objetivos alcançados com ele; ou ainda se as metas propostas estão sendo/foram cumpridas. A resposta pode ser: sim; não; parcial.

RESULTADOS

O primeiro ponto que deve ser ressaltado na análise de esquemas de PSA – tanto na literatura científica, quanto nos documentos de instituições – é a escassez de informações acerca destes PSAs. Apesar da existência de muitos programas de PSA no Brasil, poucos artigos acadêmicos debruçam-se sobre o estudo das características e dos resultados dos programas, com a indicação de informações simples, porém importantes, como tempo de duração, fase de andamento e existência de monitoramentos ou de análises dos resultados alcançados pelos esquemas. A literatura científica apresenta um conjunto de trabalhos que cita a importância de programas de PSA ou os utilizam como exemplo, no entanto, poucos deles de fato caracterizam estes programas.

Já no que se referem aos documentos institucionais, muitos deles conseguem oferecer respostas mais específicas e completas acerca dos esquemas, uma vez que em muitos casos, estas informações aparecem sob a forma de livros e relatórios, que requerem informações mais detalhadas. Documentos institucionais, principalmente aqueles relacionados a prefeituras e órgãos estaduais, têm como função não somente a divulgação do esquema de PSA e de seus resultados, mas também são subsídios para que demais municípios ou estados possam se inspirar no PSA aplicado e reproduzi-lo. Por este motivo, muitos destes documentos são construídos como uma espécie de

cartilha, indicando como funciona a teoria, a prática e as limitações do programa, pois estes tópicos são de interesse de tomadores de decisão ou de grupos que pretendem construir um PSA. Apesar de estes documentos serem mais ricos em informações, ainda há limitação de dados fornecidos.

Ao todo, foram analisados 60 artigos que estavam disponíveis na base de busca acadêmica *Web of Science* desde 1945 (disponibilidade mais remota de acesso) até fevereiro de 2019. Destes artigos, um total de 34 relataram detalhes sobre programas de PSA brasileiros. Em relação aos documentos, foram 68 arquivos coletados, dos quais apenas 22 discorriam sobre características de PSAs brasileiros (Figura 5). Após a triagem completa de todas as referências e unindo as duplicatas encontradas, um total de 75 esquemas de PSA nacionais foram avaliados (Tabela Material Suplementar 1).

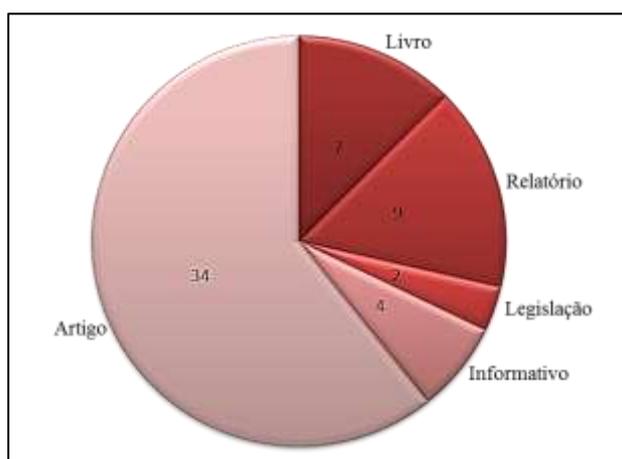


Figura 5: Natureza dos arquivos analisados na revisão sistemática (N = 56).

Destes 75 esquemas, todos apresentam alguma proposta ou meta relacionada ao campo ecológico, isto é, apresentam como objetivo ou meta do esquema de PSA características relacionadas somente ao meio físico, químico ou biológico. Enquanto que 60 % destes esquemas apresentaram, exclusivamente, a meta ecológica, os demais esquemas apresentaram combinações variadas entre metas ecológicas, sociais, econômicas, culturais e políticas. A meta que integra questões ecológicas e sociais é a segunda mais comum, identificada em 13 programas (17 %), ressaltando um dos princípios de programas de PSA, relacionado às formas de se atingir o bem-estar, conciliando história social e ecológica de ecossistemas. As metas menos comuns foram as combinações “ecológica + política”, que apareceu em apenas dois casos, e as metas

“ecológica + econômica + política” e “ecológica + econômica + social + política + cultural”, com apenas um exemplo de PSA para cada categoria (Figura 6).

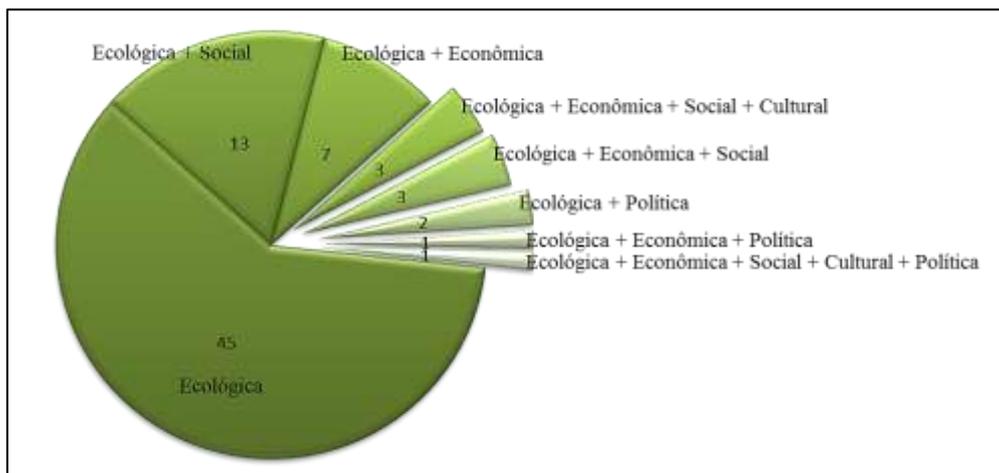


Figura 6: Distribuição de esquemas de PSA de acordo com as metas e expectativas de cada um dos programas (N=75).

No que diz respeito às categorias de serviços ecossistêmicos que cada programa de PSA presta, houve uma diversidade de oito combinações. O “pacote de serviços ecossistêmicos”, que inclui serviços genéricos de provisão, suporte, regulação e cultural, foi o mais comum, aparecendo em 40 esquemas (53 %). A combinação de serviços de “provisão + regulação + suporte” também foi comum, sendo encontrada em 22 esquemas (29 %). As demais categorias apareceram com menos frequência, de modo que cinco delas ocorreram apenas uma vez (Figura 7; Tabela Material Suplementar 1).

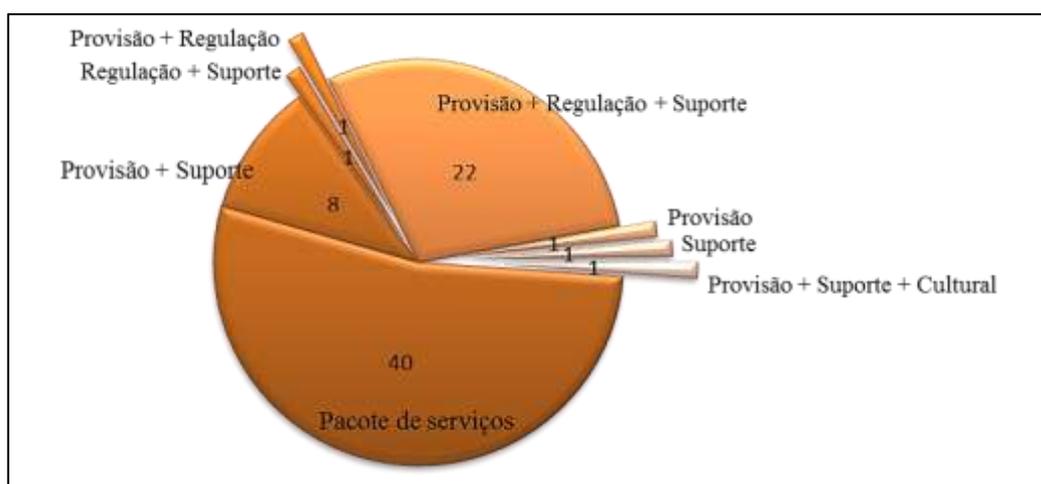


Figura 7: Distribuição de esquemas de PSA de acordo com os serviços ecossistêmicos prestados por cada um dos programas (N = 75).

Já quanto à distribuição espacial destes programas, todas as regiões foram representadas, a região Sudeste obteve a maior quantidade de programas caracterizados, 37 esquemas (49 %), seguido da região Sul, com 15 (20 %) PSAs. As regiões Centro Oeste e Nordeste foram aquelas menos representadas, com quatro e cinco programas de PSA, respectivamente (Figura 8A). Seis destes programas (8 %), incluindo o Proambiente, o Produtor de Águas, o Bolsa Verde, a Cota de Reserva Ambiental, Programa Desmatamento Evitado e SOS Mata Atlântica - Florestas do Futuro estão distribuídos em vários estados ou em todo o Brasil. Na distribuição estadual, apenas 15 estados foram representados. São Paulo apresentou a maior proporção, com 15 esquemas (19 %), seguido por Minas Gerais, com 14 (18 %) e Santa Catarina com 8 (10 %) programas de PSA. Por outro lado, estados como Mato Grosso do Sul, Goiás e Ceará foram representados apenas por um programa (Figura 8A). A distribuição por biomas também foi desigual. Apenas três biomas foram representados: 58 casos (77 %) na Floresta Atlântica, nove exemplos (12 %) na Floresta Amazônica e apenas cinco (7 %) no Cerrado. Três esquemas (4 %) de PSA, por estarem distribuídos em nível nacional, podem ocorrer em diferentes biomas ao longo do Brasil (Figura 8B). A amplitude espacial de cada esquema evidencia que a maior parte dos esquemas é local, restringindo-se a municípios. Ao todo, em 55 casos (74 %) a escala espacial é local, ao passo que a escala regional apareceu em 15 programas (20 %) e a nacional em apenas dois exemplos (3 %). Os programas Projeto Mina d'Água e Produtor de Águas podem ter escala espacial desde local a regional, dependendo do contexto e do desenho do PSA (Figura 8C).

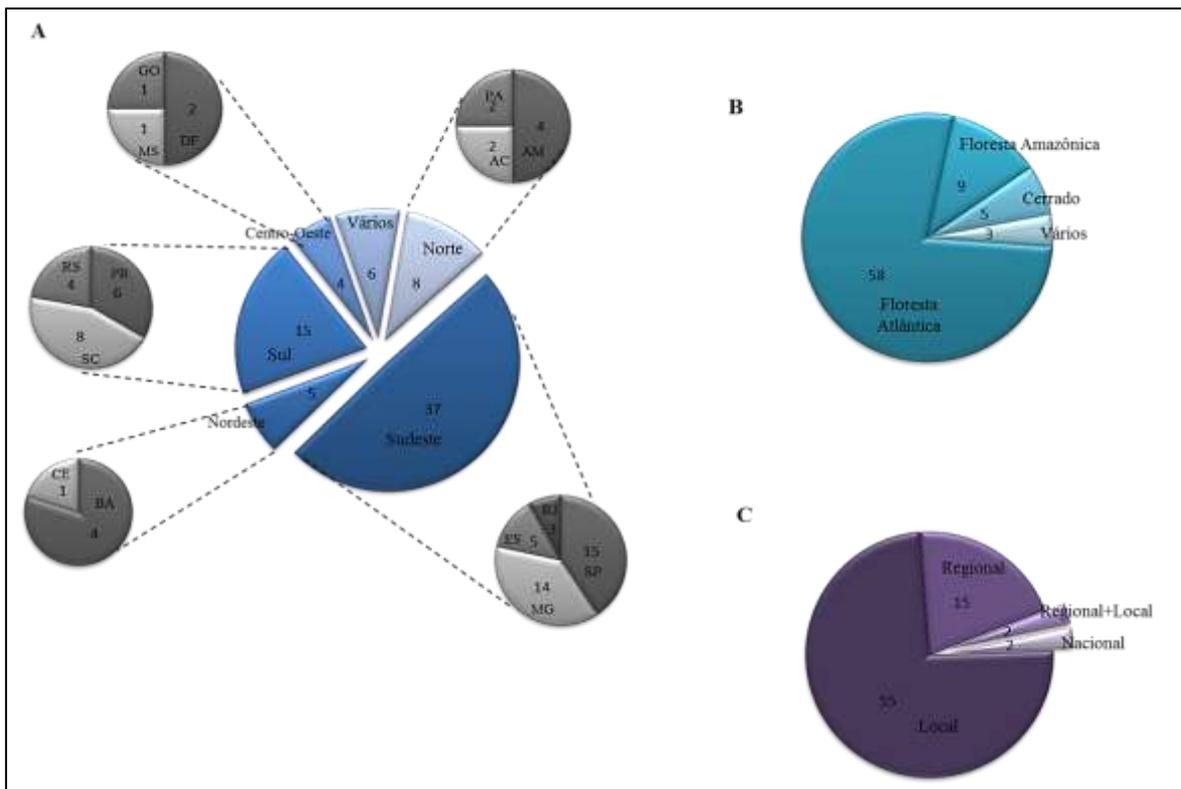


Figura 8: A) Distribuição espacial dos esquemas de PSA por região brasileira (N= 75) e por estado (N= 78). B) Distribuição dos esquemas de PSA de acordo com os biomas brasileiros (N = 75). C) Distribuição dos esquemas de PSA em função da escala espacial que cada esquema abrange (N = 74).

Nem todos os trabalhos apresentaram uma informação que permitiu avaliar com segurança a escala temporal. A maior parte dos trabalhos indicou apenas o ano de início do projeto. Em raros casos houve relato do ano de início e fim do projeto. Alguns relatos apresentaram apenas uma informação sobre a duração dos contratos com os beneficiários. O Programa de Gestão Ambiental da Região dos Mananciais – SOS Nascentes foi o esquema mais antigo registrado, tendo iniciado no ano de 1997, seguido pela Lei Chico Mendes (Lei 1.277/1999). O restante dos esquemas que apresentou marco temporal começou após os anos 2000. Dados sobre a fase de andamento dos esquemas também foram escassos, apenas nove trabalhos indicaram claramente que os projetos estavam finalizados ou em andamento (Tabela Material Suplementar 1).

Os financiamentos mais comuns nestes esquemas contemplam uma combinação de investimentos da iniciativa pública e privada, totalizando 20 casos (45 %). Financiamentos exclusivamente públicos aparecem em 13 exemplos (30 %), e aqueles exclusivamente privados, em nove (20 %). Em um caso há indicação clara de investimento de natureza nacional e internacional, sem maiores especificações,

enquanto em outro exemplo o investimento é descrito como privado e internacional (Figura 9C). Acerca da participação dos setores privado e público na condução do programa, as análises seguem a mesma tendência. Ambos os setores participaram de programas de PSA em 46 esquemas (69 %). Em nove casos (13 %), apenas a esfera pública teve participação, enquanto doze esquemas (18 %) foram conduzidos apenas pela iniciativa privada (Figura 9A). Nos casos em que houve participação do setor público, onze esquemas (17 %) foram conduzidos pelo governo federal, doze (19 %) pela estadual e outras nove (14 %) exclusivamente pela esfera municipal. Em onze casos (17 %) houve participação das três esferas governamentais. A combinação entre iniciativas do governo estadual e municipal apareceu em seis casos (9 %), já a combinação de governo federal e estadual ocorreu em três PSAs (5 %) e, por fim, ações provenientes do governo federal e municipal apareceram somente uma vez (2 %). A não existência da participação de alguma esfera governamental foi relatada em 11 esquemas de PSA (17 %) (Figura 9B).

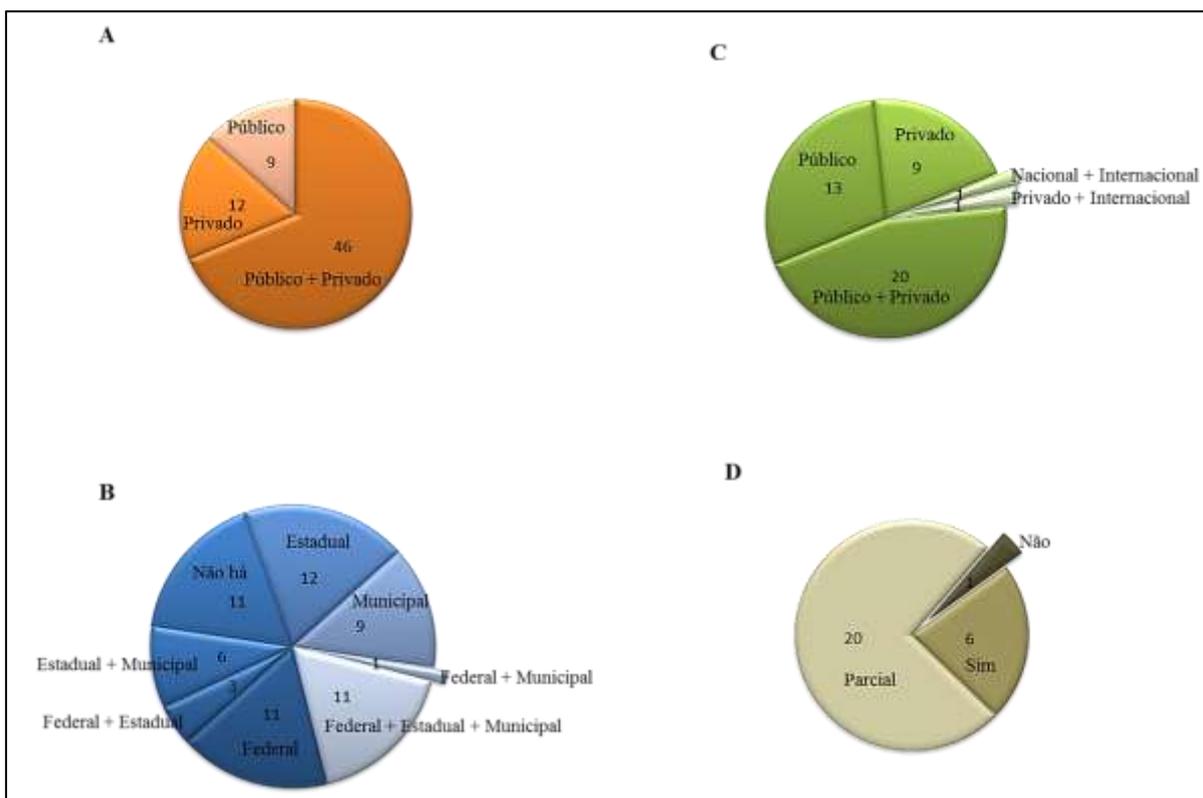


Figura 9: A) Distribuição dos esquemas de PSA em relação aos setores que participam de seu planejamento e condução (N = 67). B) Distribuição dos esquemas de PSA em função da esfera governamental atuante (N = 64). C) Distribuição dos esquemas de PSA de acordo com a natureza do financiamento (N = 44). D)

Distribuição dos esquemas de PSA conforme a existência de monitoramento, avaliação ou análise dos resultados dos mesmos (N = 27).

Os dados sobre a existência de monitoramento, avaliações ou análises de resultados dos esquemas também são escassos. Vinte e sete programas, de um total de 56 apresentaram este tipo de informação. Um esquema (Corredor Ecológico de Chapecó) indicou claramente a não existência de monitoramento ou coleta de dados sobre o projeto, outros seis esquemas (22 %) afirmaram que existem programas de monitoramento e avaliação, enquanto 20 (74 %) indicam que programas deste cunho ainda são parciais (Figura 9D). O respaldo legal destes esquemas também não aparece com frequência, apenas dez programas (13 %) apresentaram algum tipo de legislação regulamentadora. Informações acerca do volume de recursos investidos foram muito raras e nem sempre concretas, uma vez que os programas podem sofrer alterações nos orçamentos investidos em função de um conjunto de fatores. Dados sobre a existência de equipes de assistência aos programas de PSA também são pouco frequentes e nem sempre indicam a forma como estes grupos prestam esta assistência.

A avaliação do sucesso de esquemas de PSA medida a partir de um conjunto de características pré-definidas mostrou que existe diferença entre programas classificados como bem-sucedidos e sem sucesso ($F_{1,74} = 8,65$, $R^2 = 0,10$, $p = 0,001$; Figura 10). A diferença entre os dois grupos está associada à importância de características específicas, tais quais os objetivos do programa de PSA, a presença de suporte legal e a diversidade de atores sociais envolvidos no processo. Esquemas que possuem metas variadas, dentre as quais econômica, social, cultural e política possuem maior potencial de sucesso que programas que não compartilham destas metas (Tabela 4). O objetivo ecológico foi comum em todos os casos analisados, logo, não foi avaliado no modelo. A participação da esfera pública na implementação, condução e financiamento dos esquemas de PSA foi um fator determinante de sucesso. Da mesma forma, o engajamento de governos de nível federal, estadual e municipal foi capaz de garantir que estes programas conquistassem amplitude espacial e temporal, logo, conduzindo ao sucesso. Neste cenário, a participação do setor privado mostrou-se menos significativa para o êxito dos esquemas (Tabela 4).

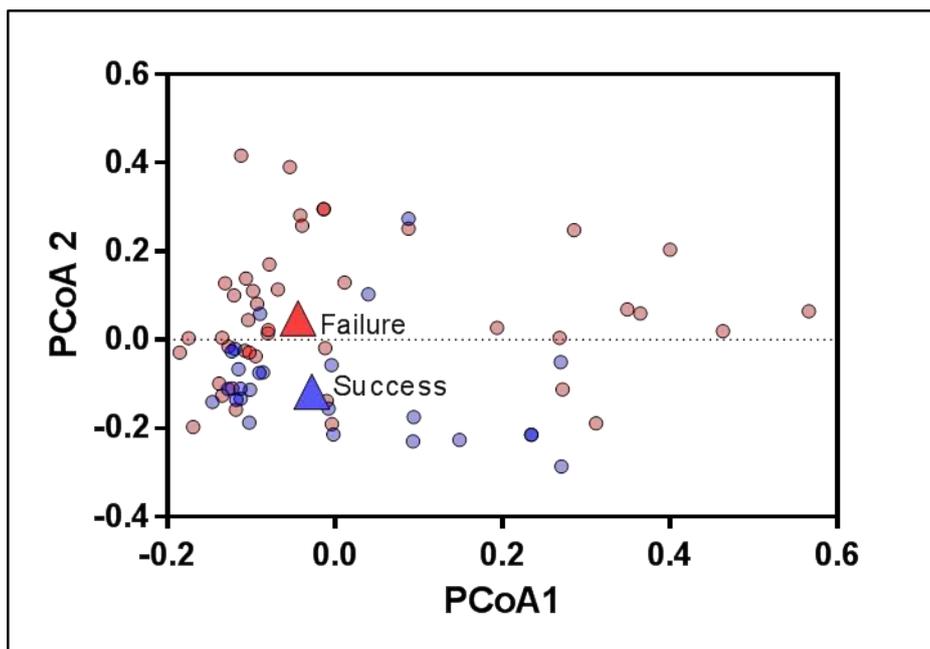


Figura 10: Diferenças entre programas de PSA com sucesso (Success) e com falha (Failure). Análise de Coordenadas Principais (PCoA) das diferenças entre os programas que foram bem-sucedidos (azul) e que falharam (vermelho). Cada ponto no gráfico representa um programa de PSA no Brasil (N = 75), os centroides são representados por um triângulo. As características de cada programa foram representadas em uma matriz binomial e a análise realizada considerando as distâncias de Jaccard. A Análise de Variância de Permutação (PERMANOVA) mostrou diferenças significativas ($F_{1,74} = 8,65$, $R^2 = 0,10$, $p = 0,001$). As principais características que determinam as diferenças entre os grupos estão indicadas na Tabela 4.

Tabela 4: Características que determinam o sucesso dos programas de PSA no Brasil. Modelos lineares generalizados para verificar características que determinam as diferenças entre os programas de PSA são bem-sucedidos no Brasil. Para todos os modelos foi utilizada uma distribuição binomial. Os objetivos ecológicos não foram avaliados porque todos os programas de PSA apresentaram esse componente. Resultados significativos são mostrados em negrito ($p < 0,05$).

Classe	Característica	Df	Deviance	P
	Ecológica	-	-	-
Metas do PSA	Econômica	1,73	7.388	0.007
	Social	1,73	6.637	0.010
	Cultural	1,73	8.580	0.003
	Política	1,73	8.580	0.003
Suporte legal		1,73	9.458	0.002
Serviço Ecosistêmico	Regulação	1,73	0.442	0.506
	Provisão	1,73	1.816	0.178
	Suporte	1,73	1.816	0.178
	Cultural	1,73	9.511	0.002
Escala Espacial	Local	1,72	0.207	0.649
	Regional	1,72	0.207	0.649
	Nacional	1,72	0.156	0.693
Diversidade de fundos de financiamento	Público	1,38	13.112	<0.001
	Privado	1,38	1.933	0.165
Diversidade de atores participantes	Público	1,65	7.377	0.007
	Privado	1,65	0.214	0.644
Esfera governamental	Municipal	1,63	6.012	0.014
	Estadual	1,63	5.706	0.017
	Federal	1,63	4.668	0.031
Monitoramento		1,25	2.052	0.152

DISCUSSÃO

A preponderância de metas ecológicas na construção da identidade de PSAs brasileiros pode ser indicativo de que as legislações que definem estes PSAs estão mais preocupadas com modificações no comportamento ecológico e de uso dos recursos naturais, refletindo o objetivo dos órgãos ambientais municipais e estaduais, principais responsáveis por conduzir os esquemas de PSA. Por outro lado, metas sociais, apesar de complementarem o fundamento teórico de PSAs, os quais têm o intuito de promover o empoderamento (social, cultural e econômico) de comunidades rurais e tradicionais, através do uso de recursos naturais de forma sustentável e mediante a uma transação financeira, ainda são pouco frequentes nos PSA analisados. Resultados semelhantes

foram encontrados por Hejnowicz et al. (2014). Os autores analisaram 44 esquemas de PSA distribuídos em todo o mundo e concluíram que estes esquemas estão limitados a questões ecológicas, como os fluxos de serviços ecossistêmicos. Outros tipos de enfoques que incluem a promoção de capital humano, social e institucional em PSAs são incomuns (HEJNOWICZ et al., 2014). Programas com metas e expectativas mais amplas e que são capazes de associar questões ecológicas, sociais, econômicas, culturais e políticas parecem ser mais efetivos, pois são capazes de traçar estratégias integradas e multissetoriais (MURADIAN et al., 2010). No Brasil, programas como o Proambiente, Bolsa Floresta, Bolsa Verde e o SISA são bons exemplos desta interação de metas.

A efetividade destes programas também está relacionada à categoria de serviços ecossistêmicos que cada programa de PSA visa atender. A seleção da categoria está relacionada a dois pré-requisitos destes esquemas, a condicionalidade e adicionalidade, ou seja, a garantia de que os serviços selecionados no programa existem, são funcionais e de que haverá a manutenção e conservação dos mesmos. Na tentativa de cumprir estes pré-requisitos, muitos programas de PSA apostam na defesa de um pacote de serviços ecossistêmicos (*bundling*), como sugerido por Engel et al. (2008) e Grima et al. (2016). Estes pacotes de serviços ecossistêmicos representam uma função ou processo ecológico que tem capacidade de englobar múltiplos serviços ecossistêmicos (ENGEL et al., 2008). Um exemplo destes pacotes são os serviços hídricos, que aparecem com frequência entre os esquemas brasileiros. Os PSAs com intenção de preservar serviços hídricos – como o Produtor e Conservador de Águas, o ProdutorES e o Oásis – estabelecem metas ecológicas relacionadas à conservação de mananciais, de vegetação ripária e melhores práticas no manejo de solo. Estas metas são capazes de, concomitantemente, englobar serviços de provisão, regulação e suporte, no entanto, são genericamente chamadas de serviços hídricos (GUEDES; SEEHUSEN, 2011; SANTOS; SILVANO, 2016). De acordo com Grima et al. (2016), visto que a água é tratada como um recurso crítico, cuja manutenção da provisão e da qualidade contribui para o bem-estar local e regional, faz sentido que muitos programas de PSA tenham os recursos hídricos como foco. Essa tendência se repetiu também para outros países da América Latina (GRIMA et al., 2016) e para a África do Sul (TURPIE; MARAIS; BLIGNAUT, 2008).

No que diz respeito à questão espacial, a ocorrência de quase 70 % dos programas de PSA nas regiões Sul e Sudeste evidencia um desequilíbrio, seja na

existência de programas, seja na divulgação dos mesmos. Isso pode ser entendido como um reflexo histórico de processos políticos relacionados à questão ambiental. Durante a década de 1980, com a criação da Política Nacional de Meio Ambiente (1981) e a promulgação da Constituição Federal do Brasil (1988) ocorre uma transição para a descentralização da governança ambiental no Brasil. Essa descentralização permite que o Estado repasse às unidades federativas (estados e municípios) atribuições e responsabilidades que antes cabiam à esfera federal (SCARDUA; BURSZTYN, 2003). Essas transformações significaram o restabelecimento e criação de diversas instituições ambientais em municípios e estados, as quais respondem pela gestão de recursos naturais e por planejar ações voltadas às demandas de cada ecossistema e de suas comunidades, que também deveriam ter participação na tomada de decisão (CÂMARA, 2013). Uma vez descentralizado, regiões, estados e municípios têm prioridades diferentes na tomada de decisão e nos projetos que são apoiados. Outro ponto relevante, é a forte atuação do Estado nas regiões Sul e Sudeste, importantes centros sociais e econômicos do país, levando a uma maior mobilização para a temática ambiental (CÂMARA, 2013). A disparidade na quantidade de programas em cada estado e região é também um reflexo do investimento em pesquisa e divulgação. As regiões Sul e Sudeste concentram os principais polos tecnológicos e científicos do país (SCHETTINI; AZZONI, 2018; TOMÁS; SILVEIRA, 2019). Os programas existentes nas regiões Sul e Sudeste são, em geral, relacionados aos serviços hídricos e são conduzidos em menor escala, geralmente de município. Já no Norte, os programas caracterizam-se por serviços de carbono e biodiversidade, geralmente de grande escala. Essas singularidades justificam parte das diferenças na distribuição destes esquemas no território brasileiro.

Já quanto à distribuição por biomas, mais de 60 % da população brasileira está localizada em regiões costeiras (PBMC, 2016), justamente a área de ocorrência da Floresta Atlântica, logo, iniciativas para conciliar impasses ecológicos, sociais e econômicos, como PSAs, ganham maior destaque. Neste bioma, os esquemas têm foco na prestação de serviços hídricos, sobretudo em função do acúmulo populacional, de atividades agrícolas e industriais que demandam um uso múltiplo das reservas hídricas. Assim, os programas de PSA surgem como uma opção para a garantia da qualidade e quantidade de água, proporcionados através da recuperação de APPs e da mudança nas técnicas de manejo e ocupação do solo (MANFREDINI; GUANDIQUE, 2011; RICHARDS et al., 2017). Adicionalmente, estes esquemas são uma alternativa de

recompensar economicamente produtores rurais, que por sua vez, podem ter sua renda aumentada, além de apoio técnico para a condução dos projetos (GUEDES; SEEHUSEN, 2011; VIANI et al., 2019).

Já no caso dos esquemas de PSA existentes na Floresta Amazônica, o foco é conciliar a preservação da floresta e o uso sustentável de seus recursos com o empoderamento de populações tradicionais que vivem nas Unidades de Conservação (ALVES-PINTO, 2018). Por este motivo, os principais serviços prestados são relacionados ao estoque de carbono e à manutenção da floresta em pé. Serviços ecossistêmicos categorizados como culturais também tem expressão no bioma amazônico, devido à necessidade de fortalecimento das atividades tradicionais dos moradores da floresta (RIVAL, 2013).

Ainda acerca da escala espacial, arranjos locais podem ser sinônimos de sucesso em esquemas de PSA, uma vez que aumentam as probabilidades de inter-relação entre os atores chaves, além de facilidade em prospectar financiadores e apoiadores técnicos em potencial. Iniciativas locais tendem a ter menos conflitos políticos e de interesse, além de uma capacidade mais apurada de traçar metas condizentes às necessidades em pequena escala (CORBERA et al., 2009; PEREVOCHTCHIKOVA; OGGIONI, 2014). Corbera et al. (2009) constata, ainda, que esquemas locais e regionais podem ser mais eficientes que esquemas nacionais, sobretudo quando se trata de programas baseados em serviços de biodiversidade e hídricos. Embora esquemas em menor escala possam parecer mais eficientes em função das singularidades de cada sistema, o Brasil lançou em meados de 2020 o Programa Floresta+, o primeiro grande programa de PSA em nível nacional, que promete atender as diferentes demandas do Brasil no que diz respeito aos serviços relacionados à floresta em pé. Este capítulo não trata em detalhes deste programa, pois, devido a sua recente implementação, ainda não há dados suficientes para analisá-lo.

De forma semelhante, Grima et al. (2016), em sua pesquisa com os 40 casos de PSA, encontraram 90 % dos esquemas distribuídos nas escalas locais e regionais. Os autores afirmaram que estes programas têm maior potencial de sucesso, uma vez que integram a comunidade, aumentam vínculos entre os atores e podem ter custos reduzidos. No caso de Brasil, embora os esquemas analisados ocorram majoritariamente em escala espacial local e regional, o mesmo padrão não foi observado para a origem do

financiamento público, isto é, o apoio de instituições governamentais não se restringiu somente à esfera municipal. Mesmo em âmbito local, a maior parte dos esquemas conta também com a participação do governo estadual e/ou federal como financiadores ou apoiadores dos programas.

A escala temporal também é importante para o sucesso de esquemas de PSA (GRIMA et al., 2016), pois considera a complexidade institucional no qual um PSA está inserido, bem como as consequências de sua implementação (NÚÑEZ-REGUEIRO et al., 2019). Contratos de curto prazo apresentam algumas vantagens para os fornecedores dos serviços ecossistêmicos, como maior flexibilidade e aceitação. No entanto, do ponto de vista burocrático, são mais onerosos no que diz respeito à negociação e monitoramento. Já contratos de longo prazo tem maior potencial de garantir a conservação e a disponibilidade de certos serviços, todavia, são, também, menos atrativos à adesão, além de demandarem um financiamento robusto (NÚÑEZ-REGUEIRO et al., 2019). Ainda que o fator temporal seja uma questão importante na identidade e sucesso de um PSA, a maioria dos esquemas analisados não apresentaram informações sobre este critério. O que foi possível avaliar é que os programas respaldados por algum instrumento legal tendem a ter maior duração, uma vez que sua atuação está legitimada e a reversão da mesma implica em um processo mais complexo.

Outra característica importante para a vigência de um PSA é a natureza dos participantes e financiadores. A parceria entre iniciativas pública e privada tanto na implementação dos esquemas, quanto no financiamento amplia a quantidade e diversidade de atores aptos a auxiliar de formas múltiplas – econômicas, administrativas, técnicas (ENGEL et al., 2008; BÖRNER et al., 2017). Os esquemas brasileiros são, em sua maioria, tanto financiados, quando conduzidos por uma combinação entre setores público e privado, evidenciando esta importância da diversidade de atores-chave, com capacidades distintas em prol de um mesmo projeto. Esquemas com este tipo de escopo podem ganhar força para se estabelecerem ao longo do tempo, e mesmo para ampliarem sua atuação. Alguns dos programas analisados indicaram apoio – financeiro ou técnico – de instituições estrangeiras, o que poderia consolidar ainda mais uma iniciativa de PSA. Investimentos provenientes de fundos internacionais podem garantir a longevidade de PSAs, logo, o sucesso dos mesmos; por outro lado, costumam depender de acordos contratuais mais detalhistas e rigorosos (HEJNOWICZ et al., 2014; GRIMA et al., 2016).

Grima et al. (2016) fez uma pesquisa sobre o potencial de sucesso em 40 esquemas de PSA latino-americanos, incluindo três brasileiros (Lei Chico Mendes, Bolsa Floresta e REDD+). De acordo com a pesquisa, programas de PSA de escalas espaciais locais e regionais, duração de 10-30 anos, metas relacionadas aos serviços ecossistêmicos requeridos por comunidades locais, além de diversidade nas transações entre os envolvidos e participação do setor privado no financiamento dos esquemas são os principais pontos que podem garantir o sucesso. Semelhantemente, alguns dados desta pesquisa convergem com o sugerido pelos autores. De acordo com a revisão sistemática, esquemas locais e regionais, que prezam pelas necessidades das comunidades e a diversidade de atores participantes parecem ter maior probabilidade de sucesso no Brasil. Adicionalmente, PSAs localizados em regiões com mais conflitos socioecológicos e demandas ecológicas específicas (como a região sudeste, que concentra grandes metrópoles e fluxos econômicos), ou que atendem áreas mais populosas tendem a receber mais atenção e investimentos, inclusive internacional, logo, são mais efetivos.

A seleção do serviço ecossistêmico prestado também tem relação com a prosperidade de um projeto (GRIMA et al., 2016). Serviços muito específicos ou cuja metodologia de medição e monitoramento são muito complexas dificultam a instituição de um PSA robusto. Isso explica a existência de muitos esquemas de PSA de escopo hídrico no Brasil, visto que algumas metodologias de monitoramento da qualidade e quantidade de água, já são bem estabelecidas. O sucesso de um PSA também depende da garantia de fornecimento do serviço (adicionalidade e condicionalidade). Logo, selecionar um serviço que além de útil para o sistema socioecológico, seja viável metodologicamente implica em mapear demandas locais e em reconhecer os atores-chave. Por fim, as informações coletadas indicam que aprender com as experiências de outros esquemas, investir em capacidade institucional e em respaldo legal contribuem para o aumento do êxito e da amplitude destes esquemas de PSA no cenário brasileiro.

CONCLUSÕES

O fortalecimento da governança local, o apoio institucional e a inclusão de atores sociais desde o início do projeto parecem ser decisivos para o sucesso e a

longevidade dos esquemas de PSA. A análise dos 75 esquemas de PSA indicou as principais vertentes e lacunas destes programas no Brasil. O perfil dos PSAs é, preponderantemente, ecológico, principalmente com programas que tratam de serviços hídricos, com espectro espacial local e concentrados nas regiões Sul e Sudeste. A partir deste perfil é possível mapear quais outras regiões e outros tipos de serviços ambientais podem ser abrangidos por políticas e programas em nível nacional.

O Programa Nacional de PSA Floresta+, lançado recentemente no Brasil, aparece como um incentivo à popularização desses instrumentos, na tentativa de expandir a escala de ação e o número de atores envolvidos no processo. A análise de sucesso apresentada nesta pesquisa pode contribuir para que programas como o Floresta+ tenham um delineamento mais robusto e acertado. As características que têm o potencial de levar os esquemas de PSA ao sucesso podem orientar os tomadores de decisão não apenas no Brasil, mas em outros países. Entender quais pilares garantem o sucesso e, por consequência, a longevidade do PSA pode diminuir os esforços técnicos e financeiros, especialmente em cenários onde os recursos são escassos e há a necessidade de conciliar a conservação e o alívio da pobreza.

Investigações futuras poderiam dedicar-se a buscar, para cada programa, respostas específicas de seus resultados, bem como as limitações que cada projeto encontrou. Pesquisas com a comunidade local após a realização do programa de PSA também vão oferecer informações interessantes sobre as modificações nos comportamentos e a capacidade do programa em modificar o contexto dos atores locais. Buscar informações junto aos tomadores de decisão também pode ser um ponto chave para entender de que forma esquemas de PSA são implementados ou quais limitantes os impedem de serem colocados em prática. A fim de conhecer um pouco mais o discurso dos tomadores de decisão e dos gestores acerca da implementação de PSA, o próximo capítulo adentra nesta esfera, questionando como estes esquemas podem colaborar para a gestão socioecológica e na transição à sustentabilidade.

CAPÍTULO 3

PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS E O DISCURSO DOS TOMADORES DE DECISÃO

INTRODUÇÃO

Um dos grandes desafios do século XXI é conciliar as consequências das mudanças ambientais – principalmente relacionadas ao clima – com formas alternativas de governança, que garantam à sociedade estilos de vida mais sustentáveis, justiça socioambiental e bem-estar (GUERRY et al., 2015; KASHWAN et al., 2020). Novas estratégias políticas e de governança surgem da compreensão de como sistemas sociais e ecológicos interagem entre si, por exemplo, através da capacidade de ecossistemas funcionais e de serviços ecossistêmicos em contribuir para processos de tomada de decisão (BENNETT et al., 2016). A associação dos conhecimentos advindos dos ecossistemas à amenização dos efeitos das mudanças climáticas tem potencial para contribuir com a redução do grau de vulnerabilidade em comunidades. Por outro lado, o sucesso e aplicabilidade de ecossistemas e seus serviços para a questão ambiental, inclusive climática, depende do estreitamento do diálogo entre o conhecimento teórico mais atual e a atuação governamental (BENNETT et al., 2016).

Se por um lado a inoperância e desigualdade de ações comprometem a governança e sua conformidade legal; por outro, os arranjos governamentais dispõem de uma série de instrumentos políticos e mecanismos que podem auxiliar na proteção da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos (SCARANO et al., 2019). Abordagens alternativas, que fomentam a integração entre instituições, a colaboração entre setores e a adoção de metodologias participativas são pontos chaves na legitimação de políticas ambientais (NORDBECK; STEURER, 2016). Um processo de governança transfronteiriço, em que as políticas nacionais e subnacionais sejam condizentes e complementares, requer reconhecimento espaço-temporal da dinâmica socioecológica da região, com entendimento das trocas e *feedbacks* que ocorrem entre seus elementos e atores, além das interações causais e de possíveis efeitos adversos que podem ocorrer em longo prazo (SCARANO et al., 2019). Neste sistema, nem sempre um conjunto de normativas ou de dispositivos jurídicos são capazes, por si só, de corresponder às

necessidades de um ambiente e expectativas da comunidade. Para tanto, a eficácia destas políticas pode ser ampliada por meio da interação com outros mecanismos acessórios, tais como tecnologias e inovações (GHISSETTI; PONTONI, 2015), pesquisa científica (ROSE et al., 2017), iniciativas de educação e sensibilização (VAN POECK; LYSGAARD, 2016), monitoramento e avaliação (NORDBECK; STEURER, 2016), além de redes de apoio e capacitação (YANG; ZHANG, 2021).

Dentre este conjunto de iniciativas, as estratégias de adaptação e de auxílio às comunidades vulneráveis precisam considerar os impactos decorrentes de mudanças climáticas e demais alterações ambientais, que não estão restritos apenas à esfera natural, e estendem-se também às questões socioeconômicas e culturais, além dos aspectos tradicionais de cada comunidade, as interações com o ambiente físico e o planejamento integrado de amplo espectro (KELLY; ADGER, 2000; AGRAWAL; LEMOS, 2015). A inclusão de medidas adaptativas nas agendas político-ambientais ocorre com maior veemência desde 2011, em que houve o incentivo à formulação de Planos Nacionais de Adaptação (NAP) e de ferramentas para isso. Uma destas ferramentas é a Adaptação baseada em Ecossistemas (AbE, ver Apêndice, tópico 2.3), que consiste em usar a biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos como agentes da adaptação, diminuindo riscos e vulnerabilidades (CBD, 2009). Associado a AbE, os PSAs também podem auxiliar neste processo. Esquemas de PSA podem ser estratégias eficazes no delineamento da governança de adaptação às mudanças climáticas, já que seu escopo – pautado no tripé economia, sociedade e ambiente natural – tem potencial para reduzir a vulnerabilidade e aumentar a resiliência da população (WERTZ-KANOUNNIKOFF et al., 2011; HOWE et al., 2013). Uma vez que estes esquemas e AbE compartilham objetivos em comum, a sinergia entre ambos pode colaborar para a construção de comunidades melhor adaptadas e que caminham rumo à sustentabilidade (NEWSHAM et al., 2018).

Diante do exposto, o objetivo geral do capítulo é entender como esquemas de PSA podem ser considerados estratégias que colaborem para o aumento da capacidade adaptativa e redução de vulnerabilidades. Os objetivos específicos contemplam (i) identificar os pontos de interlocução das políticas de serviços ambientais e de PSA com a governança brasileira; (ii) analisar o contexto em que tomadores de decisão conhecem e entendem outros instrumentos políticos, além dos regulatórios, tais quais pagamentos por serviços ambientais, e sua relação com outras políticas ambientais e sociais para o

estado e a cidade do Rio de Janeiro; (iii) avaliar a integração e colaboração entre diferentes esferas e instituições governamentais que poderiam promover ou limitar políticas de incentivo e/ou socioecológicas.

METODOLOGIA

Estratégias de coleta de dados

Foi realizada através de metodologia não-participativa constituída de entrevista semiestruturada com atores-chave pertencentes à esfera política. Entrevistas deste caráter constituem uma técnica de pesquisa que permite recolher informações obtidas através de estudo teórico processado e intelectualizado por percepções e experiências de quem vivenciou ou vivencia o contexto da pesquisa (MINAYO, 2009). A amostragem dos entrevistados foi intencional, visto que o direcionamento da entrevista deve ser dado aos membros responsáveis pela elaboração e aplicação das políticas alvo de estudo, independente do nível hierárquico abordado. A realização das entrevistas foi aprovada pelo Conselho de Ética em Pesquisa (CEP) sob o parecer número 4.157.203.

Justificativa das técnicas

A metodologia embasada em entrevistas semi-estruturadas favorece a obtenção de informações fundamentais não padronizadas em relação a um tema, através de questionamentos básicos. Uma vez enfatizado o tema focal, estes questionamentos permitem que o pesquisador extraia não somente informações relevantes e primárias sobre o tema, mas questões que vão além das fronteiras esperadas (MANZINI, 2004). Esta metodologia propicia que o pesquisador consiga fazer ilação do que diz o entrevistado, dando-lhe liberdade para responder e para transmitir interpretações pessoais, o que pode levar ao surgimento de outras informações de caráter interessante para a pesquisa (MANZINI, 1990/1991). Através desta metodologia, é possível, ainda, extrair informações que ora permeiam o campo pessoal, ora institucional.

Amostragem e seus critérios

A amostragem é intencional, caracterizada como amostragem por caso único, do tipo amostra institucional (PIRES, 2008), ou seja, com um grupo específico, que são os atores governamentais, políticos e gestores responsáveis por formular e implementar a legislação específica. Constitui-se em uma amostra restrita, em que vários indivíduos foram entrevistados, no entanto, todos eles estão relacionados a um cenário específico, dentro de um mesmo universo. Pretendeu-se obter um censo, em que todos os indivíduos envolvidos com o processo analisado pudessem ser contemplados; a partir deste censo, obteve-se uma amostra a partir daqueles que aceitaram participar da entrevista. Os entrevistados faziam parte da governança do estado e da cidade do Rio de Janeiro, atuando durante a gestão de 2019-2022 para a esfera estadual, e 2017-2020 para a esfera municipal. A seleção dos profissionais foi realizada de acordo com a área e o cargo que ocupavam nos órgãos de gestão e tomada de decisão, tanto no âmbito de meio ambiente, quanto da agricultura. Para serem selecionados, os entrevistados deveriam ser sujeitos-chave na tomada de decisão na esfera ambiental ou de agricultura, de modo que eles sejam os responsáveis por estabelecer as normas e processos do setor, pela aprovação ou não de projetos, bem como ter interações mais próximas com demais tomadores de decisão de outras áreas.

A vertente seguida foi a teórica fenomenológica, em que se objetivou clareza nas descrições dos fenômenos sociais, evidenciando características, opiniões, comportamentos e atitudes dos entrevistados inseridos em determinado meio. A análise das informações obtidas foi realizada através de alguns elementos utilizados na análise do discurso, tais quais a interpretação das falas dos entrevistados com base nos seus cargos e na contextualização de sua posição na tomada de decisão (FAIRCLOUGH, 2003).

Detalhamento do roteiro

Atenção especial a alguns critérios que constituem o roteiro mereceram ênfase, como a adequação à linguagem, à estrutura e à sequência das perguntas. Um primeiro contato com os entrevistados foi realizado por meio de convite via e-mail, e quando possível, via telefone, a fim de que as relações entre entrevistados e entrevistador pudessem se estreitar. Nesse momento, como entrevistadora, apresentei-me e explanei

as motivações e objetivos do trabalho, que me levaram a realizar esta metodologia de pesquisa. Antes da entrevista, em um e-mail, foram apresentados e explicados aos entrevistados o Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE) (ver Anexos) e a autorização, que indicam a concordância do entrevistado em conceder a entrevista e permitir a gravação da mesma. Assim, pretendeu-se abordar as seguintes questões, através de uma entrevista preferencialmente realizada dentro do ambiente de trabalho dos entrevistados, a qual foi gravada mediante permissão dos mesmos:

- 1) Dados Gerais: Nome, idade, área de formação, tempo que trabalha na área de gestão e política.
- 2) Quais instrumentos políticos você/sr./sra. conhece e que são aplicados na gestão atual?
- 3) Você/Sr./Sra. conhece o que são Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA)? Em caso positivo, saberia comentar sobre algum caso?
- 4) A gestão atual acredita que instrumentos do tipo Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) poderiam auxiliar na governança socioambiental? De que forma isso poderia ocorrer?
- 5) Você/Sr./Sra. reconhece alguma ligação entre Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA), vulnerabilidades socioecológicas e mudanças climáticas?
- 6) Você/Sr./Sra. conhece o termo Adaptação baseada em Ecossistemas (*Ecosystem based Adapt*)? Em caso positivo, poderia discorrer sobre a sua atuação na gestão socioambiental?

RESULTADOS

Ao todo foram consultados 15 profissionais da área de gestão e liderança na tomada de decisão referentes a órgãos governamentais das esferas federal, estadual e municipal. De todos os profissionais consultados, apenas seis deles aceitaram realizar entrevista. Embora cerca de um terço do N amostral inicial tenha concedido entrevista, acredita-se que as experiências repassadas por estes entrevistados serão capazes de trazer informações suficientes sobre a governança climática e de serviços ecossistêmicos. O desinteresse de alguns tomadores de decisão em participar da

pesquisa limitou a obtenção de informações sobre o tema da pesquisa. Por outro lado, entre os entrevistados não foi possível identificar casos de omissão de respostas ou uso de respostas pré-formuladas ou limitadas em função de receio a retaliações ou recomendações de superiores. Todos os entrevistados que aceitaram participar concordaram em responder todos os questionamentos. Percebeu-se, ainda, que alguns entrevistados tinham interesse em relatar sobre outros tipos de mecanismos de incentivo, como ICMS ecológico, além de possíveis conflitos entre órgãos e formas de gestão, isto é, eles sentiram-se confortáveis para tratar de assuntos além daqueles indagados.

Em função das condições de segurança e saúde sugeridas pela Organização Mundial de Saúde e pelo Ministério da Saúde em 2020, ano de pandemia de coronavírus, as entrevistas foram realizadas de forma remota, através de plataformas específicas para reunião, conforme a disponibilidade dos entrevistados. As entrevistas foram realizadas entre o período de agosto e setembro de 2020. Os participantes começaram as entrevistas fazendo uma breve apresentação pessoal, e, então, iniciaram-se as perguntas.

Dos profissionais consultados para ceder entrevista, apenas três eram mulheres. Logo, o primeiro ponto a ser destacado é o desequilíbrio na representatividade de gênero existente dentro do cenário político e de governança. Ainda que haja uma discussão recente sobre igualdade de gênero em diferentes setores, inclusive em cargos políticos e de liderança, as mulheres ainda representam cerca de 10 % da Casa Legislativa no Brasil (TOLEDO; JARDIM, 2019). Mesmo com o incentivo à inclusão do ODS 5 e a existência de legislação que determine uma porcentagem mínima de participação das mulheres nas eleições, o aumento da paridade de gênero ainda é um impasse na democracia brasileira.

Dentre os 15 profissionais consultados apenas seis concederam entrevista. Destes seis profissionais entrevistados, quatro eram homens, na faixa de 34 a 66 anos, que atuam em diferentes sessões da Secretaria de Estado do Ambiente e Sustentabilidade – RJ (SEAS), Instituto Estadual do Ambiente – RJ (INEA) e Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento – RJ (SEAPA). Uma das mulheres que concedeu a entrevista, respondeu em representação ao superior. No entanto, durante a entrevista, devido a problemas operacionais, nem o áudio nem a câmera da

entrevistada funcionaram e as respostas às perguntas não conseguiram ser concluídas. Em função dessa limitação de respostas, essa entrevista foi excluída da análise, restando apenas cinco entrevistas. A outra mulher entrevistada era integrante da Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento – RJ (SEAPA). Todos os entrevistados mostraram-se dispostos a responder as perguntas e em discorrer sobre como serviços ecossistêmicos e afins são incluídos em suas gestões. As entrevistas tiveram duração variável, entre meia hora e uma hora e meia e, durante as entrevistas, foram feitos os questionamentos conforme o roteiro, deixando, também, liberdade para que cada um dos entrevistados pudesse compartilhar e acrescentar informações ao assunto. Ao final dos questionamentos, antes de terminar a entrevista, foi aberto um espaço aos entrevistados, para que pudessem falar livremente sobre os assuntos abordados ou sobre demais pontos que lhes parecessem pertinentes.

Adentrando um pouco mais acerca do detalhamento e descrição de cada perfil, ambos os entrevistados pertencentes à Secretaria de Estado do Ambiente e Sustentabilidade (SEAS - RJ) têm perfis semelhantes. O entrevistado 1 do SEAS possui 34 anos, é engenheiro ambiental, mestre em engenharia de biosistemas, pós-graduado em engenharia de segurança do trabalho e cursa, ainda, administração pública. Trabalha na área ambiental desde 2007, com ONG's e instituições estaduais e municipais, atuando em projetos ambientais e de conservação, consultorias, licenciamento, gestão ambiental e rural. Atualmente ocupa na SEAS um cargo que trabalha com meio ambiente e conservação, gerindo projetos nesta área e buscando parceria com demais unidades de gestão. O tomador de decisão 2 da SEAS, também possui 34 anos, é biólogo e mestre em entomologia. Tem experiência com ICMS ecológico desde 2012 e atualmente trabalha com essa vertente na SEAS. Também atuou na Fundação Centro Estadual de Estatísticas, Pesquisas e Formação de Servidores Públicos do Rio de Janeiro (CEPERJ).

O entrevistado pertencente ao INEA possui 66 anos, é graduado em arquitetura e pós-graduado em engenharia sanitária e ambiental. Foi estagiário da Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA) em 1977, onde posteriormente também foi diretor. Atua na área ambiental desde o final da pós-graduação, ocupando cargos em secretarias de meio ambiente e instituições, como IBAMA e INEA, onde atualmente ocupa um cargo de diretoria relativo à biodiversidade, ecossistemas e áreas protegidas.

O tomador de decisão pertencente à Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (SEAPA) possui 61 anos de idade, é bacharel em direito, trabalhou com reforma agrária e políticas públicas desde os anos 1980. A partir de 1982 começou a trabalhar com o setor rural, e, a partir de 1999, engajou-se na agroecologia e no desenvolvimento rural sustentável. Atualmente atua com projetos de desenvolvimento rural, inclusive PSA, na SEAPA. Este entrevistado é companheiro da entrevistada também pertencente à SEAPA e a entrevista de ambos foi feita em conjunto. Esta tomadora de decisão possui 58 anos, é agrônoma, mestra em ciências do solo e doutora em ciência, tecnologia e inovação em agropecuária. Trabalhou na Empresa de Pesquisa Agropecuária do Estado do Rio de Janeiro (PESAGRO-RJ) entre 1994 e 2002. A partir de 2002 passou a atuar na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), e posteriormente passou a incorporar o quadro da SEAPA, onde atua até o presente na coordenadoria de projetos ambientais, agroecossistemas e bacias hidrográficas.

DISCUSSÃO

A análise do discurso a partir das entrevistas foi dividida em cinco partes de acordo com os questionamentos pré-estabelecidos no roteiro. Cada uma das partes está focada em analisar a visão, as vivências e o entendimento dos entrevistados sobre o que foi perguntado, tendo em vista seu posicionamento institucional, que por sua vez não deixa de estar intimamente relacionado com suas experiências e opiniões pessoais.

O primeiro questionamento “Quais instrumentos políticos você/sr./sra. conhece e que são aplicados na gestão atual?” buscou entender como o âmbito institucional atua na gestão e governança, bem como quais instrumentos, ferramentas ou estratégias foram e são adotadas para que haja o cumprimento do planejamento. Os instrumentos mais citados foram os regulatórios, baseados em leis e normas já consolidadas. Secundariamente, instrumentos de incentivo, fundos ambientais, e demais iniciativas de apoio relacionadas à temática ambiental, como o Imposto Ecológico sobre Circulação de Mercadorias e Serviços, mais conhecido como ICMS ecológico, o Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE), e os próprios pagamentos por serviços ambientais. Os trechos abaixo, retirados das entrevistas, exemplificam a visão dos entrevistados sobre

os instrumentos em uso na gestão, sobretudo aqueles que parecem ser os mais conspícuos ou que bem-sucedidos.

“[...] lei de recursos, lei de restauração florestal, SLAM, é... a questão do Fundo... do Fundo da Mata Atlântica, né... eu acho que o Fundo da Mata Atlântica também entra né, o FECAM, que é o Fundo Estadual de Conservação Ambiental, é... a lá ó, FECAM, zoneamento ecológico econômico, ZEE, todas essas, essas políticas públicas que o estado desenvolveu e são aplicadas, é... aos municípios, né... [...] O INEA é nosso órgão executor das políticas públicas, a gente tem o ICMS ecológico, o licenciamento ambiental, é... projetos de reflorestamento, é... projetos de pagamento por serviços ambientais, que é desenvolvido no INEA” Tomador de decisão 1 da SEAS – RJ, 34 anos

“Eu acho que o... o... o maior aí, que eu acho que mais funciona, até porque não depende de gestão é o ICMS ecológico.” Tomador de decisão 2 da SEAS – RJ, 34 anos

“Então a gente, nós é... financiamos essas Unidades de Conservação basicamente com... com o Fundo da Mata Atlântica, tá. [...] Uma outra forma que nós temos também são ah... através do FECAM que também financia né, o, o Fundo de controle ambiental, que vem muito... da questão principalmente dos royalties do petróleo, e hoje ele está bastante em baixa em função do... do preço do petróleo, caiu bastante.” Tomador de decisão do INEA – RJ, 66 anos

“O que eu posso falar para você é o que nós utilizamos e quais são as consideração que eu tenho com relação a PSA, tá. Então a primeira coisa é com relação ao que nós utilizamos. É... dentro do... do instrumento de incentivo, a estratégia de incentivo do projeto. Ela inicialmente, ela era focada em cima do recurso individual.” Tomador de decisão do SEAPA – RJ, 61 anos

Embora instrumentos regulatórios (representado por leis, normativas, além de políticas de licenciamento e zoneamento) e de incentivo (por exemplo, pagamento por serviços ambientais, ICMS-E, acesso e repartição de benefícios) sejam aqueles mais conhecidos entre os tomadores de decisão, outros tipos de instrumentos têm surgido como subsidiários a estes. Na arena socioecológica brasileira, estes instrumentos são conhecidos como baseados em direito (ainda recente no Brasil, contempla programas para grupos tradicionais e indígenas, além de Jurisprudência da Terra) e socioculturais (fundamentados em programas de comunicação, educação, pesquisa e formação) (BORRINI-FEYERABEND et al., 2017; SCARANO et al., 2019). Os instrumentos baseados em direito e socioculturais seriam um aporte aos outros dois instrumentos, sendo destacados como um meio de fomentar estas iniciativas mesmo que dentro de instrumentos regulatórios e de incentivo. Ainda que haja essa integração, fica claro através das entrevistas que os instrumentos mais conhecidos e mais citados dentro da gestão pública são os instrumentos regulatórios e de incentivo, e a aplicação destes instrumentos se mantém mesmo em instituições distintas entre si. Os tomadores de

decisão do SEAS citaram com frequência o ICMS-E como um instrumento de pagamento por ativos ambientais em municípios. A recorrência na citação e exemplificação deste instrumento está nas vantagens oferecidas pelo mesmo. Para municípios, o ICMS-E é uma ferramenta capaz de avaliar o desempenho ambiental e de conservação, ao mesmo tempo em que recebe uma recompensa financeira por estas iniciativas, auxiliando no planejamento e tomada de decisão (OBSERVATORIO ICMS-E, 2020). Além de ser considerado menos burocrático, o ICMS ecológico consegue incluir diferentes indicadores dentro de centros urbanos (desde presença de áreas naturais protegidas, até dados relacionados a resíduos sólidos e tratamento de esgoto). Por este motivo, bem como pelo retorno financeiro, o ICMS-E parece ser, para a gestão municipal e para o SEAS, um bom veículo de divulgação de ações ambientais.

O questionamento “Você/Sr./Sra. conhece o que são Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA)? Em caso positivo, saberia comentar sobre algum caso?” trouxe respostas mais amplas e diversas. Todos os entrevistados trouxeram exemplificações do que consideraram esquemas de PSA, e, dentro destes exemplos explicaram o que entendem por programas deste cunho. Ao se falar na construção de um PSA, como uma estratégia de incentivo socioecológico e também de assistência, alguns impasses são identificados pelos entrevistados, seja em função da operacionalização ou do manejo de recursos.

“Nós... nós temos uma experiência na região principalmente do Médio Paraíba, onde a... um... um... um convênio, foi feito um acordo, isso já vem rodando, né, com o BID.... com o BID, se não me engano, a FINEP e o INEA. E o objetivo é exatamente a gente fortalecer um programa chamado Conexão Mata Atlântica, que ela visa pegar as propriedades particulares né, as pequenas propriedades, e orientar a esses agricultores para que eles é... invistam na questão do... da recuperação e incremento principalmente nas, nas áreas de preservação permanente da Mata Atlântica. E formando assim um corredor, o corredor da Mata Atlântica. E por esse trabalho eles são remunerados.” Tomador de decisão do SEAPA – RJ, 61 anos

“Mas enfim... então você tem certas práticas que o produtor, coitado, eles tem áreas muito pequenas, e as estratégias do projeto foi justamente você dar o incentivo para que naquela área pequena ele conseguisse aumentar a sua produtividade e por consequência a renda, o que permitiria a ele ceder uma parte da área para fazer ações ambientais, principalmente na área de proteção de nascentes, é... a parte de, de APP, então essas coisas era tudo uma negociação que era feita. [...] Depois nós começamos a ver que o, o projeto... ao mesmo tempo nós tínhamos essa estratégia de incentivo, mas queríamos também que eles se organizassem, fizessem uma boa autogestão, o projeto todo é focado em autogestão. Inclusive a gente utilizou a... a metodologia de incubagem, uma metodologia na época que não existia. [...] Porque a gente tinha uma metodologia de organização que era mais profissional do que assistencialista, você tinha um foco mais profissional, de entender como é que se podia trabalhar essa questão da organização dos

produtores pra que eles pudessem se empoderar e tomar decisões necessárias com relação ao seu futuro.” Tomador de decisão do SEAPA – RJ, 61 anos

“Você, você, você... entendeu a visão que nós temos com relação a pagamento por serviços ambiental. É totalmente... Ela tem que ser instrumento para desenvolver uma comunidade. Ela não pode ser instrumento que... de opressão ou exclusão, porque senão nós vamos sempre é... é... nunca quebrar a lógica da pobreza e da degradação, entendeu.” Tomador de decisão do SEAPA – RJ, 61 anos

“Uma coisa que eu acho que o... o... que o programa de pagamento por serviços ambientais pode ter algum tipo de relação com ICMS ecológico direto, é com grau de implementação das UCs [...].” Tomador de decisão 2 da SEAS – RJ, 34 anos

“Conexão Mata Atlântica... esse aí é um clássico né, esse projeto é... funciona bem no norte, noroeste do Estado do Rio de Janeiro, no município de Cambuci, Varre-Sai... né? [...] E existe alguns, alguns... algumas vertentes agora, chamada PSA hídrico, né?! Que é o... que a GEVAP faz... uma coisa que a GEVAP já faz, o Comitê de Bacia, né, que é você fazer o pagamento com foco nos recursos hídricos, né.” Tomador de decisão do SEAPA – RJ, 58 anos

“Rio Rural é um programa, foi um programa implementado por microbacias com dinheiro do BID né, do governo alemão, e que... é... era pagamento por serviços ambientais, na verdade né. E era... Era um dinheiro que era aplicado para o produtor rural que fizesse parte desse Rio Rural, programa Rio Rural.” Tomador de decisão 1 da SEAS – RJ, 34 anos

Nos relatos apresentados acima, entende-se, sob o ponto de vista institucional e prático qual a definição de PSA e quais os exemplos que estiveram ou estão em vigência, bem como parte das respostas que estes projetos trazem, tanto para a gestão, como para os demais atores que participam do processo. Importante ressaltar que boa parte dos exemplos cita a relação com produtores e proprietários rurais no desenvolvimento destes esquemas. Logo, existe uma preocupação em como esse grupo encara as iniciativas de PSA e o quanto os pagamentos podem ser elementos chave para unir conservação, alívio da pobreza e justiça socioecológica (OLA et al., 2019). Em alguns dos trechos, a preocupação não somente com a importância do valor monetário pago, mas também com outros tipos de valores, como a autoliderança e o empoderamento dos fornecedores de serviços ecossistêmicos é relatada pelos tomadores de decisão que trabalham diretamente com os produtores agrícolas e conhecem as vivências e dificuldades dos mesmos. Incluir estes atores como parte das soluções e como detentores de capacidade para melhorar as condições em que se encontram, ao mesmo tempo em que estão fornecendo benefícios a terceiros é uma estratégia que pode aumentar o interesse de permanecer dentro do projeto e ainda estimular novos

participantes (AKERS; YASUÉ, 2019). A preocupação com a função dos PSAs, no sentido de serem instrumentos de diminuição das disparidades socioeconômicas para pequenos produtores aparece como um discurso recorrente nas falas dos entrevistados da SEAPA, indicando, de forma explícita, que estes esquemas não podem funcionar como meios de favorecer ciclos de desigualdade e pobreza, ou mesmo de opressão. Em seu escopo original, os programas de PSA nascem exatamente com esse intuito, de conciliar questões ambientais e socioeconômicas, sobretudo com um instrumento intersetorial, capaz de atender, concomitantemente a conservação e o auxílio a grupos marginalizados (PAGIOLA; ARCENAS; PLATAIS, 2005; BENNETT; PETERSON; GORDON, 2009; HOWE et al., 2013). Nestes discursos é possível perceber como a proximidade de trabalho com os proprietários rurais traz aos tomadores de decisão visões distintas sobre o que é um PSA, quais as suas funções e como estes projetos podem impactar a vida dos atores que participam dos mesmos. Enquanto os gestores do INEA e da SEAS parecem ter uma visão mais teórica e institucional sobre esquemas de PSA, os gestores pertencentes à SEAPA observam estes programas de uma ótica oposta, desde os provedores de serviços até os usuários e a unidade gestora. Neste caso, não significa que uma das duas vertentes é mais correta do que a outra, indica que os atores pertencentes a cenários diferentes e com papéis diferentes, são capazes de contribuir para um entendimento mais completo e inclusivo destes projetos (METZGER et al., 2017). De forma geral, os entrevistados não citaram legislações referentes a PSA, inclusive o então projeto de lei da Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA), o qual poderia ser um importante marco para o Brasil (tanto em nível federal quanto estadual e municipal) na implementação destes esquemas. Isso pode ser um reflexo do desconhecimento de legislações neste tema ou ainda a falta de confiança na aplicação e operacionalização destas legislações em nível local. Isto é, apesar de existirem instrumentos de regularização e legitimação, existe uma insegurança na existência de recursos (técnicos, institucionais e financeiros) para sua implementação.

“É o seguinte, a gente... hoje né, hoje, eu tô falando aqui do estado do Rio de Janeiro, os municípios fluminenses, a gente trabalha muito apagando fogo né, a gente não trabalha com planejamento, com prevenção, com é... é... objetivando um trabalho a longo prazo. Então por exemplo, é... a gente trabalha... a secretaria de meio ambiente, num... muitas delas não são estruturadas, então você fala de PSA, você fala de serviços ecossistêmicos, o cara nunca ouviu falar isso, né, muito difícil. [...] que uma coisa é teoria e a outra coisa é a dificuldade da prática. E é verdade também. Isso daí, de fato,

não é que atrapalha, mas dificulta muito o nosso trabalho.” Tomador de decisão 1 da SEAS – RJ, 34 anos

“Então assim, é... talvez nessa, nessa teoria mais acadêmica de PSA, a gente não possa identificar isso como pagamento por serviços ambientais, mas, mas isso tá acontecendo na prática né?” Tomador de decisão 2 da SEAS – RJ, 34 anos

Durante os discursos, outro ponto reafirmado foi o distanciamento entre teoria e prática, sobretudo no que diz respeito à teoria discutida dentro do âmbito acadêmico e a prática decorrente na arena social e política. A delimitação de esquemas de PSA dentro da literatura científica, tratando-os como programas repletos de pré-requisitos, por vezes retarda tanto o processo de operacionalização destes esquemas por instituições e pelo mercado, quanto a inclusão de outros atores sociais, que por vezes, podem ficar à margem da aplicação destes esquemas justamente por não compreendê-los. Ademais, os programas de PSA passam também a ser encarados não somente como iniciativas isoladas e independentes, mas como parte de um conjunto de estratégias e políticas mais abrangentes, que tem o potencial de aliar objetivos intersetoriais (ENGEL et al., 2008; MURADIAN et al., 2010).

O questionamento “A gestão atual acredita que instrumentos do tipo Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) poderiam auxiliar na governança socioecológica? De que forma isso poderia ocorrer?” trouxe informações sobre a maneira como instrumentos de incentivo, dentre eles, o PSA, são implementados dentro de uma gestão. Nesse sentido, o próprio termo “socioecológico” pode trazer dúvida aos tomadores de decisão, uma vez que, historicamente, a governança ambiental brasileira por vezes está setorizada e encontra-se pouco integrada com demais agendas (NEVES, 2016).

“[...] quando você chama de governança socioecológica, você quer, você quer dizer que é, talvez é o desenvolvimento, né, da... da população com viés ecológico, né, com viés de preservação, de conservação, não é isso?” Tomador de decisão 1 da SEAS – RJ, 34 anos

“Assim como as pessoas permite na área urbana, as áreas consolidadas, você tem que ter o mesmo olhar para as áreas dos pequenos produtores também, você tem que ter o olhar mais social, você não pode ter um olhar apenas, restrito com relação a questão ambiental.” Tomador de decisão do SEAPA – RJ, 61 anos

Os discursos dos tomadores de decisão evidenciam que iniciativas de incentivo são consideradas dentro da gestão e podem ter um apelo diferencial, uma vez que sua condução não está ligada à imagem de obrigatoriedade, tal como subtende-se das

políticas regulatórias. Instrumentos de incentivo podem ser continuados entre as gestões, desde que haja interesse na sua manutenção e respaldo financeiro para isso. Existe também uma preocupação sobre o destino e usos do dinheiro pago aos beneficiários, tanto em como esse valor vai impactar a renda, quanto no alvo de investimento do recurso. Mais uma vez, os tomadores de decisão deixam evidente que existe um cuidado ao se selecionar aqueles que irão receber o fundo, certificando-se de que o PSA não seja um instrumento que alimente a desigualdade, logo, reforçando o viés socioecológico destes esquemas.

“Porque o meio ambiente é tudo né, é tudo. O nosso corpo é o meio ambiente, então... ele envolve tudo. Então essa questão, isso aí é mais uma alternativa que nós temos, na realidade, né... pra... incremento né. [...]E ao mesmo tempo quando você ajuda na renda do... do agricultor, do proprietário lá... do pequeno proprietário principalmente, né, que tem até 4 módulos e tal. Ele consegue... ele aumenta o interesse dele, porque aquilo também, além dele ver reverter a situação dele no que diz respeito a ele ter mais água na propriedade dele, ele começa a melhorar uma série de, de outros problemas, ele também começa a ter o receber, ele vai sentir isso no bolso, vai sentir uma melhoria da renda dele. Não é muita coisa, mas... ajuda bastante.” Tomador de decisão do INEA – RJ, 66 anos

“Mas sim você... o dinheiro ser utilizado na, na... na preservação, na conservação de nascentes, por exemplo, né... na, na questão de saneamento rural... Então é... é esse desenvolver a população, a população mais vulnerável, né, a população mais, mais carente, mais culturalmente inferior do que uma pessoa da zona urbana, né. E acho que isso aí é uma das... uma das vertentes sim, tá...” Tomador de decisão 1 da SEAS – RJ, 34 anos

Instituições e governos mostraram ter formas distintas de incorporar esquemas de PSA e a garantia de integração socioecológica em sua gestão. Iniciativas que vão desde a legitimação de instrumentos, comunicação, até a defesa de políticas específicas para populações vulneráveis foram citadas como formas de reforçar a importância e função de esquemas de PSA. Ampliar a oferta de programas com esse tipo de escopo, além de combiná-las com outras políticas e parcerias público-privadas poderia fortalecer a adoção de PSAs em diferentes escalas (FIORINI et al., 2020), garantindo também que o recurso chegue a quem realmente precise deste tipo de incentivo. A continuidade destes programas também aparece como uma preocupação dos tomadores de decisão, logo a combinação de mudança de comportamento por parte dos produtores rurais com outras estratégias sociais e políticas, inclusive em escala local, pode, mais uma vez, ser a chave para que estes esquemas ganhem amplitude.

“É... como eu te falei... a forma disso acontecer e virar uma política pública é... massificada, e quando eu te falo uma política pública... é deixar de ser um projeto pilotinho e virar uma política... que você consiga dar oportunidade para todo mundo. Não ficar... porque... projeto piloto,

geralmente, você costuma fazer muita seleção, você vai escolhendo área, essas coisas todas. [...] Nós estamos aqui para te ajudar no desenvolvimento dessa comunidade.[...] Porque... É... É... é claro que as práticas ambientais adotadas pela agricultura melhoram a produtividade do solo, essas coisas tudo, mas também tem que melhorar a vida do produtor, ele tem que perceber que aquilo ali vai gerar renda pra ele, porque senão ele não vai adotar, ele não vai fazer. Se aquilo ali não trouxer ganho pra renda dele, pra família dele... você faria isso?" Tomador de decisão do SEAPA – RJ, 61 anos

"Depois que o programa acabasse, como é que essas coisas se... continuariam né... O produtor... como é que vai se sustentar né, produzindo dessa forma mais agroecológica, conservacionista. Aí a gente sempre buscou esses arranjos, né, por, por serviços ambientais, ou por... é... responsabilidade socioecológica das empresas, né. E... e assim, e na questão do PSA, a gente fez arranjos diferenciados, né. Por exemplo, é... a gente incentivou muito a criação... a gente apoiou os planos de Mata Atlântica no estado, a Lei conhecida de Mata Atlântica, apoiou a, a, capacitação, formação de RPPNs." Tomador de decisão do SEAPA – RJ, 58 anos

"Acho que a forma que poderia ocorrer é a divulgação ampla, é a questão da ... de palestras, né, é... divulgação..." Tomador de decisão 1 da SEAS – RJ, 34 anos

Em seguida, o questionamento “Você/Sr./Sra. reconhece alguma ligação entre Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA), vulnerabilidades socioambientais e mudanças climáticas?” continuou trazendo as inter-relações entre esquemas de PSAs e outras preocupações ecológicas, sociais e econômicas. Os tomadores de decisão relatam mudanças de comportamento entre os produtores rurais, uma vez que percebem o quanto conservar uma área natural ou um recurso hídrico pode modificar a produtividade da agricultura. Os discursos são semelhantes entre si e retomam as conexões e dependências entre o capital natural e social. Uma vez inseridos em sistemas socioecológicos complexos, mudanças de comportamento e atitudes não respondem de forma individual. Mudanças na percepção de natureza e de serviços ecossistêmicos mostram-se associadas a outros eventos, dentre os quais mudanças climáticas e comportamentos culturais (QUINTAS-SORIANO, 2018). Modificações em pequena escala em ambientes rurais podem ter respostas sistêmicas tanto na própria área rural quanto urbana. Essa relação é tão direta que diversas metrópoles financiam programas de conservação fora de seus limites municipais, a fim de garantir o fornecimento de recursos naturais em quantidade e qualidade (e.g. GUEDES; SEEHUSEN, 2011; MANFREDINI; GUANDIQUE, 2011; JARDIM; BURSZTYN, 2015).

"Ele queria derrubar o pasto, derrubar a floresta, limpar o pasto para ele produzir... né? Seja produção agrícola ou a questão do gado, né, agropecuária. E aí, o que que ele tá vendo hoje? Ele tá vendo hoje que ele... é... hoje nós estamos muito vulneráveis à questão de preservação. Então se você não preserva, você não tem água na sua propriedade, se você não

preserva, né, você tem um... microclima muito pior, um exemplo tá? [...] A gente não vai, a gente não vai dar um incentivo para ele... para ele trabalhar com PSA... para ele aplicar a... ações é... de preservação? Isso implica em mudanças climáticas, né? Se você tem mais florestas, se você tem menos, é, menos pasto, menos emissão de gases do efeito estufa, você tem melhoria também nas mudanças climáticas.” Tomador de decisão 1 da SEAS – RJ, 34 anos

“Tudo é interligado, né... (risos). Então logicamente quando você, você faz, do, do ponto de vista socioambiental, você incentiva o programa, ele remunera, ele incentiva a recuperação, ele incentiva a preservação né, das florestas, das matas, da vegetação... ele tá incentivando também a... a preservação dos nossos corpos hídricos, né, ele tá melhorando a infiltração de água para o nosso lençol freático né, ele começa a melhorar o clima... e fatalmente, conseqüentemente, ele é um fator de contribuição né, para a minimização das mudanças climáticas. Isso aí sem dúvida alguma.” Tomador de decisão do INEA – RJ, 66 anos

O último questionamento consistia em avaliar o entendimento dos tomadores de decisão acerca do conceito de Adaptação baseada em Ecossistemas (AbE), e consistia em saber se “Você/Sr./Sra. conhece o termo Adaptação baseada em Ecossistemas? Em caso positivo, poderia discorrer sobre a sua atuação na gestão socioambiental?”. O tom especulativo desta pergunta tem o intuito de pesquisar o interesse destes gestores em prospectar formas inovadoras de gestão socioecológica, na busca de transcender modelos ultrapassados ou pouco eficientes. O termo Adaptação baseada em Ecossistemas (AbE, ver apêndice, tópico 2.3) é um termo recente, que versa sobre o uso da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos como auxílio à adaptação e à diminuição da vulnerabilidade das comunidades (CBD, 2009). Como aborda sistemas complexos de forma geral, sua teoria está muito próxima a estratégias que podem ser aplicadas na governança, pensando em sistemas que estão integrados entre si. Como a discussão deste termo ainda é recente, principalmente na arena política, já era esperado que houvesse desconhecimento ou dúvida em relação ao mesmo. No entanto, foi mantida a pergunta a fim de que se pudesse observar se, mesmo sem conhecer a nomenclatura ou sua teoria, a gestão e governança estão alinhadas com a proposta da AbE.

“Talvez são termos, que talvez são termos muito específicos em mudanças climáticas, não sei se é isso, entendeu? Assim, nunca li sobre isso também... [...] Então, hoje a gente não trabalha com pagamento por serviços ecossistêmico, seja ecossistêmicos não, é... a gente tem o PSA, mas... a gente visa sim, a gente tem como objetivo poder trabalhar isso futuramente, né.” Tomador de decisão 1 da SEAS – RJ, 34 anos

“Eu acho, explica para a gente o que é pra ver se... a gente... [...] As vezes a gente faz e não sabe, entendeu? Por isso estou perguntando. [...] O grande

problema do... dessa implementação aí é... a articulação né.” Tomador de decisão 2 da SEAS – RJ, 34 anos

“Olha, eu teoricamente, eu não saberia te explicar, né. Eu logicamente com a minha experiência eu teria eu, eu teria sentido o que que é essa adaptação, porque... qualquer ecossistema que ele é modificado principalmente pela ação humana, né, ele, ele, termina sofrendo uma adaptação, né, até os animais mesmo né... a fauna, a flora, elas vão se adaptando a uma nova situação né... E isso é muito do ser humano né... o... do ser humano... isso é do ser vivo, desculpa. Falei do ser humano, mas não. O ser vivo sempre tem uma tendência a... se adaptar às condições todas. [...] Eu acho que até essa questão do Pagamento por Serviços Ambientais é uma adaptação socioecológica, porque você vai adaptar o camarada que ele não tinha a menor noção de nada, você faz de uma certa forma uma educação ambiental com ele. Ele começa a entender a importância daquele serviço ambiental que ele está fazendo, ele começa a ter interesse porque ele vai ter o retorno daquele serviço ambiental. E ele vai ter é... também... ele vai sentir a melhoria, ele vai começar a sentir a melhoria. E isso aí age como um eco. Porque os outros que não estão engajados nisso, começam a saber dessa situação e também começam a se envolver.” Tomador de decisão do INEA – RJ, 66 anos

Ao longo da entrevista, o discurso dos tomadores de decisão também trouxe outras informações adicionais, sobretudo acerca da vivência e prática dos projetos de incentivo desenvolvidos, assim como suas limitações, tanto no sentido de operacionalização, quanto em relação à interação entre as diferentes esferas governamentais e institucionais. O primeiro ponto a ser exposto é justamente a dificuldade de diálogo e interação entre os diferentes setores na construção de instrumentos de incentivo e na sua condução ao longo do tempo. Esses problemas advindos da baixa sinergia entre os setores ocorrem, seja em espectro mais amplo – entre setor público e privado – seja em menor escala – dentro das escalas governamentais. Um exemplo citado é a relação com Organizações Não Governamentais (ONGs) e instituições públicas, em que existe uma opinião dicotômica. Em alguns casos são vistas como parceiras, enquanto em outros, como entrave. Já dentro das escalas governamentais, nem sempre há um consenso entre as metas municipais, estaduais e nacionais, ou mesmo entre instituições e secretarias. Muitas destas secretarias e instituições ainda trabalham de forma disciplinar e restrita, o que dificulta o diálogo com os demais atores. Promover essa articulação entre ecologia, sociedade, política, economia, cultura, ciência e outras forma de conhecimento dentro e entre todos estes segmentos a fim de alcançar estados melhores de conservação ainda é um desafio. Os processos de tomada de decisão precisam ser compartilhados (e coproduzidos) para se atingir a sustentabilidade (AZEVEDO-SANTOS et al., 2017).

“Se você envolver ONG no estado do Rio de Janeiro é pior ainda, se envolver ONG no estado do Rio de Janeiro, a ONG ela é só para dar porrada, não é para ajudar.” Tomador de decisão 1 da SEAS – RJ, 34 anos

“Algumas, algumas ONGs onde nós trabalhamos sempre considera nossos comentários, mas o pessoal do meio ambiente você sabe, eles são muito fechados, você tem que ali... Eles estão pior que produtor... pra conversar com eles... eles são difíceis de, de aceitar essa filosofia, e me impressiona que são pessoas esclarecidas, que poderiam ter a cabeça mais aberta... e o contexto em que eles vivem, tá entendendo... eles se isolam muito...” Tomador de decisão do SEAPA – RJ, 61 anos

“Precisa integrar mais né, fazer uma articulação melhor com os atores né, dos setores e dos atores... até mesmo a Lei dos Recursos Hídricos, né, você vê os comitês né, tem toda uma pegada participativa, da sociedade civil... mas num, num... de fato mesmo, né, quem está gerindo mesmo é o governo governamental... essa descentralização né... é um processo também, que a gente saiu de democracias... de ditaduras né, de democracias recentes... a gente está aprendendo... mas realmente é um processo difícil.” Tomador de decisão do SEAPA – RJ, 58 anos

A questão econômica e de financiamento destes projetos também aparece como preocupante para os tomadores de decisão. Ações de financiamento da conservação e de reflorestamento tem seu potencial subaproveitado devido à falta de articulação com demais instituições, agentes financiadores e acordos multilaterais (SEROA DA MOTTA, 2020). Em meio a uma crise política e econômica, a priorização de outras áreas em detrimento ao setor ambiental, com consequências graves à biodiversidade e conservação dos biomas brasileiros (CROUZEILLES et al., 2017), torna o planejamento orçamentário limitado – ou mesmo invalidado – para o desenvolvimento de iniciativas de incentivo, como os PSAs. Uma vez que não existe um financiamento consolidado para criar e gerir o projeto, as instituições muitas vezes dependem de recursos externos, provenientes de editais ou de parceria público-privada e do interesse das gestões em operacionalizá-los. No entanto, essas parcerias nem sempre existem ou são factíveis, tornando incerto o cenário de políticas desta categoria.

“Acho que... no tripé da sustentabilidade, o único pé que você não pode tirar é o econômico, infelizmente. Tudo gira em torno do econômico. É... então assim... é uma coisa que... difícil.” Tomador de decisão 1 da SEAS – RJ, 34 anos

“Então assim... é, é... você, infelizmente, você só chama atenção hoje como política pública se você tiver um retorno. Por isso que eu acho complicado, porque parece assim, quando... você não desmama, você entendeu? Se amanhã o ICMS ecológico parar de distribuir recurso, todo esse interesse que os municípios desenvolvem, essa importância que tá se dando ao tema, ela vai ficar prejudicada.” Tomador de decisão 2 da SEAS – RJ, 34 anos

Como consequência, existe também uma preocupação com o interesse e capacidade das gestões em instituir e conduzir estes programas. A continuidade na

prestação do serviço público e na manutenção de projetos depende do suporte do governo ou suas instituições, logo, podem estar vulneráveis a interesses político-partidários ou à troca de lideranças.

“Então a gente está dando um valor em real pra, pra aqueles, aqueles quesitos ambientais, né, e socioambientais. Então, é... isso aí tem perenidade, né, isso não, não depende de gestão. Pode melhorar muito ou piorar muito de acordo com a gestão, né?! [...]Então o ICMS ajudou nesse processo de convencimento né. Assim como na lei de, de... serviços ecossistêmicos vai precisar ter algum tipo de... bônus, benefício, ranking, entendeu... a gente faz de tudo pra chamar atenção né, pro tema.” Tomador de decisão 2 da SEAS – RJ, 34 anos

“Porque infelizmente no Brasil, e o estado do Rio não é diferente, é... você não tem a continuidade, não tem a continuidade da prestação do serviço público.” Tomador de decisão do SEAPA – RJ, 61 anos

Parte do desinteresse ou da falta de engajamento dos atores sociais em diversos níveis é o retrato de uma identidade disciplinar ou superficial sobre o que se define como natureza ou meio ambiente (IVES et al., 2017). E essa perspectiva é relatada pelos tomadores de decisão, ao citarem que a visibilidade e credibilidade de programas ambientais de incentivo dependem da interpretação da sociedade sobre quais elementos da natureza devem ou não ser conservados ou otimizados. A ideia de valoração econômica desses benefícios oferecidos pela natureza também aparece como um paradigma. Ao se precificar um componente da natureza e delegar um pagamento a quem o mantém, abre-se uma brecha para que o caminho inverso também seja questionado. Isto é, se há o pagamento pela manutenção de biodiversidade e serviços, poderia também haver o pagamento reverso caso não se deseje mantê-los? A estratégia da maioria das gestões é relacionar estas contribuições da natureza ao seu utilitarismo, padronizando através de um valor monetário a sua utilidade e eficiência. Por outro lado, buscar incorporar valores multidimensionais e que estejam também ligados à percepção de bem-estar, cultura e estética pode ser um dos caminhos para que a governança destes bens seja plural e o seu vínculo monetário entendido apenas como uma das partes deste elo (PASCUAL et al., 2017).

“Mas num... isso mostra que o município consegue fazer muita coisa com pouco recurso né, se for bem investido. Então assim, o campeão do, do ICMS chega a ganhar 15 milhões... Então, por exemplo, qual é a grande dificuldade, esse recurso ser investido na área ambiental, e também você definir o que que é área ambiental no município, né. Isso as... as pessoas... elas ficam um pouco... enfim, um p... eu acho... que os cidadão em geral, né... eles vão atrelar sempre ICMS ecológico à árvore... né verdade? A gente tem indicadores de saneamento, de resíduo, então quando a gente fala de pagamento por serviços ambientais, é...” Tomador de decisão 2 da SEAS – RJ, 34 anos

“Porque quando você começa a entrar na discussão de PSA... é... eu não sei se você já teve acesso a essas tabelas de pagamento por serviço ambiental... você tem que fazer um doutorado primeiro para saber como é que se paga. Para um pequeno produtor é muito complicado né... fica caro, como que você remunera aquele trabalho tá. E toda aquela discussão que eu já falei, que eu não considero o que você tá fazendo... pagando por serviço nenhum... porque esse serviço é impagável. O dia em que as pessoas [...] o dia que vocês começaram a colocar preço como tão colocando é... se o produtor conseguir preservar 1 há de floresta, ele recebe tanto. Vai dar o direito a ele, ou a outro produtor de virar e falar: ‘se você... paga sei lá, 500 reais por ano por aquela 1 há de florestas, você me dá o direito de eu te dar aqui 500 reais aqui no IBAMA, no INEA, e eu vou desmatar 1 ha de floresta’. [...]Porque o que nós estamos perseguindo e para ele é importante, e foi isso que o projeto mostrou para ele... que o ambiental não é um inimigo do, do... produtor. Na verdade é, é... um grande parceiro para ele melhorar seu solo, melhorar sua produtividade... e aí você teve vários exemplos, vários estudos”
Tomador de decisão do SEAPA – RJ, 61 anos

Outro ponto ressaltado durante os discursos é a relação de quem recebe o pagamento (na maior parte dos casos, o produtor rural) e os trâmites do próprio esquema de PSA, desde seu contrato, o recebimento do pagamento e a finalização. Na maior parte dos casos, o pagamento é definido conforme o custo de oportunidade e a área do local (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008). Para o comitê gestor do programa o valor é definido com base em dados e literatura sobre as condições ambientais e econômicas do local. Todavia, para um dos principais atores envolvidos, o produtor rural, esse valor pode estar aquém do que ele necessitaria para se manter ou para desenvolver a área delimitada para conservação. Este impasse leva à reflexão o compromisso social dos esquemas de PSA em contribuir para a redução de desigualdades (MUGAGGA; NABAASA, 2016). Os PSAs não podem ser ferramentas para o aumento dessas desigualdades. Cerca de 7 % dos municípios brasileiros concentram pelo menos 36 % de remanescentes nativos e 22 % da população considerada pobre (KASECKER et al., 2018). A união destes fatores indica que essas são as áreas mais propícias para a implementação de políticas socioecológicas, com o intuito de conservar ao mesmo tempo com que se evita alimentar ciclos de desigualdade e pobreza. Neste sentido, o incentivo ao empoderamento das comunidades e de personagens específicos destas comunidades, como as mulheres, também surge como um tópico importante no estabelecimento de esquemas de PSA e de lideranças locais que possam ter voz ativa no processo de construção participativa destas políticas.

“O pessoal da área ambiental eles tem um... olhar... é... que eu acho que enquanto a área agrícola produtiva evoluiu muito o seu olhar... hoje é impensado, você fazer qualquer pratica agrícola que você não incorpore a preocupação ambiental... [...]Você não pode achar que 100 reais por ano vai

melhorar a vida de um produtor rural, um pequeno produtor... isso não resolve nada... porque na hora que a família dele começar a passar fome, na hora que ele tiver que botar aquela floresta para baixo... porque se ele não tiver como sobreviver ele vai fazer isso... E não tem ninguém, não existe fiscal, não existe governador... não existe nada, eles estão lá... lá no meio do mato. [...] Você, você, as áreas mais degradadas são as áreas mais miseráveis, e aí você paga pouco para essa área miserável e você não consegue quebrar esse ciclo, é um ciclo que é... num... num... ele é... a todo instante você não consegue romper essa, essa lógica... e você tem que de uma certa forma quebrar isso... e é uma pena que o pagamento por serviço ambiental poderia ter esse olhar. [...] Porque uma coisa é você replicar com dinheiro público, aí é fácil, ah tem dinheiro, vou lá e faço. Mas você começar a ter replicagem com dinheiro próprio, é... é , para mim é um sinal muito importante.” Tomador de decisão do SEAPA – RJ, 61 anos

“Então esse empoderamento, né, e, e... isso, as políticas criando comitês, espaços e os produtores sem saber onde se colocar, muitas vezes colando em uma posição muito individual. Isso é outra coisa muito legal também no programa, que percebeu essa lacuna e trabalhou muito nesses comitês gestores nesta questão do empoderamento e pra tomada de decisão. [...]E até lideranças que foram sendo transformadas... mulheres que antes eram invisibilizadas né, que foram tendo voz nesse tipo de comitê... que era diferente das associações por causa disso né, que eram mais democrático, né. A gente percebeu as pessoas indo lá representar em Brasília né, no Conselho de desenvolvimento rural, esqueci o nome... conselho de desenvolvimento rural sustentável né... enfim... então foi muito legal ver esse crescimento. Foi muito legal ver esse crescimento, e o quanto é importante né, que efetivamente essa participação seja garantida né. Hoje a gente está vendo até com muito medo né, o que está acontecendo, os conselhos sendo desativados, né, os comitês, enfim... toda a parte participativa sendo, é... desmontada, desmobilizada... uma pena... Mas... a gente vai tentar manter um pouco essa chama acesa de alguma maneira.” Tomador de decisão do SEAPA – RJ, 58 anos

Por fim, é importante ressaltar também a não anuência ou desistência de alguns entrevistados em dar entrevista. Essa impossibilidade em colaborar com a pesquisa reflete uma deficiência no diálogo entre os setores, e falta de interesse em compartilhar as experiências, expor demandas e receber necessidades. Isso é enfatizado inclusive pela falta de resposta ou justificativa ao pedido formal e protocolado de entrevista, ou ainda a justificativa de inviabilidade de dar entrevista em função de outras demandas prioritárias, reorganização administrativa e trocas de liderança dentro da instituição. Essa ausência de respostas do grupo restringe a interpretação das perguntas somente àqueles que disponibilizaram suas experiências e relatos, limitando uma construção coletiva de conhecimento. Como a entrevista é uma interação dinâmica entre o locutor e o interlocutor, a forma como os entrevistados significam suas experiências implica na forma de execução das suas ações. Todos os discursos retratados pareceram indicar as verdadeiras opiniões, sem que houvesse intimidação ou restrições. Pelo contrário, a não omissão do ponto de vista contribui para entender os vínculos entre as instituições e as experiências na execução de programas de PSA. A liberdade de expressão nas

entrevistas facilita o diálogo com outros setores e diminui o caminho entre um problema e sua solução potencial, sobretudo em redes de atores. O interesse e segurança em relatar outros tipos de soluções e problemas para a questão socioecológica também é um retrato de que os entrevistados sentiram-se confortáveis e veem, na pesquisa acadêmica, um ator potencial para diálogo e colaboração.

CONCLUSÕES

O alinhamento de propósitos e a parceria dentro das esferas governamentais e entre instituições também parece ser um entrave para que políticas de incentivo, como o PSA, ganhem escala temporal e espacial. Essa falta de alinhamento, somado a investimentos tímidos para projetos deste cunho parecem ser os principais limitadores de iniciativas de PSA no estado do Rio de Janeiro. Embora existam legislações para a implementação de esquemas deste tipo, os tomadores de decisão parecem ainda indicar questões técnicas, financeiras e burocráticas como entraves para que programas de PSA ganhem escala. Isto resulta em uma redução nas atividades de conservação, o que, por sua vez, pode prejudicar o fornecimento de serviços ecossistêmicos essenciais, como recarga hídrica e manutenção climática. Para além das questões ecológicas, o PSA também seria uma importante ferramenta de auxílio à regularização agrária e ao empoderamento de pequenos produtores rurais, reforçando seu papel dentro de um sistema socioecológico complexo. A injeção de recursos em estratégias e mecanismos de financiamento socioecológico, como os PSAs, tem o potencial de fortalecer ações de conservação e restauração nos municípios do Rio de Janeiro, ao mesmo tempo em que fomenta a geração de empregos, impulsiona a economia e garante direitos sociais.

Ao se considerar as questões de governança socioecológica e tomada de decisão sob o ponto de vista de governos e instituições, percebe-se que, na prática, existem diversas outras oportunidades e limitações não descritas na literatura científica. Isso evidencia, mais uma vez, a necessidade de um diálogo mais próximo entre sociedade, ciência e política, através da inclusão de outros atores envolvidos e de outras formas de conhecimento. A tomada de decisão deveria estar embasada em conhecimentos técnicos, sem, porém, desconsiderar uma atuação dialética necessária para acomodar expectativas e conhecimentos dos diferentes atores que respondem pelos recursos

naturais, numa sociedade liberal que privatiza a terra. Esse é um caminho de mão dupla, através do qual soluções compartilhadas poderiam ser coproduzidas em prol da sociedade, sobretudo de grupos considerados vulneráveis, e tendo como horizonte a sustentabilidade. Sugere-se que pesquisas científicas busquem incluir entre seus atores principais os gestores políticos e tomadores de decisão, além de parcerias público-privadas, a fim de que o conhecimento gerado seja aplicável e transformador.

CAPÍTULO 4

PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO NORTE FLUMINENSE: UM ESTUDO DE CASO EM UMA CIDADE PRODUTORA DE PETRÓLEO

INTRODUÇÃO

De acordo com o último registro do perfil dos municípios brasileiros, que ocorreu em 2012 (IBGE, 2013), o Brasil possuía esquemas de PSA distribuídos em 418 municípios, o que representa 7,5 % do total de municípios do país. A contabilização destes PSAs considerou apenas planos e programas que, de alguma forma, tinham vínculo estabelecido com a esfera pública, sobretudo no nível municipal. Esquemas que funcionavam exclusivamente através de iniciativas privadas ou ONGs não foram contabilizados. Deste total de municípios que desenvolvem PSA, a região Nordeste é aquela que menos apresenta menor índice (5,0 %), seguido da região Norte (6,7 %), região Sul (8,8 %), região Sudeste (8,8 %) e Centro-Oeste (10,1 %) (Figura 11). No que tange ao respaldo legal, cerca de 198 dos 418 (47,4 %) esquemas de PSA pesquisados pelo IBGE são orientados uma Lei, em geral, municipal. Do restante, aproximadamente 34 (8,1 %) são regidos por Decreto, 30 (7,2 %) por Portaria e outros 6 (1,4%) por Resoluções. O restante, cerca de 150 (35,9%) programas de PSA estão enquadrados em uma categoria denominada “Outros”, que inclui demais instrumentos políticos, bem como iniciativas que ainda não estão legalmente regularizadas. A mesma base de dados do IBGE ainda apresenta um panorama referente aos principais tipos de serviços ecossistêmicos recompensados (IBGE, 2013).

No Brasil, as iniciativas para o PSA surgiram como mecanismos adicionais e complementares aos já tradicionais dispositivos legislativos regulatórios (SAAD, 2015). A quantificação dos valores econômicos de serviços ambientais pode ser complexa e intangível, no que diz respeito à maneira como valorar grandezas ambientais, cujas dimensões – não só físicas, mas utilitaristas – são tão diversas e dotadas de arbítrios e ponderações distintas (JANTZI et al., 1999; DAILY et al., 2000; ENGEL et al., 2008). Essa valoração da natureza implica também nas diferentes atribuições e interpretações de valor que os atores sociais dão ao ambiente a aos seus componentes e serviços,

inclusive no que se refere à distribuição desses recursos (MARTÍNEZ-ALIER, 2007). Este impasse pode dificultar os trâmites que viabilizam a conformidade do PSA e o incentivo à conservação, que por vezes pode significar a renúncia de uma atividade de manejo em detrimento à preservação de bens naturais (vide capítulos 2 e 3).

A fim de diminuir estes impasses, a valoração de serviços ambientais e, por conseguinte, o PSA, deve ser a resultante de um processo de planejamento integrado e de gestão de recursos naturais, sociais, financeiros e étnicos (ENGEL et al., 2008; ELOY et al., 2013; MAGRIN et al., 2014; YOUNG; BAKKER, 2014; REZENDE et al., 2018), balizados por uma governança justa e coerente, com vistas ao atendimento dos anseios de diferentes setores envolvidos (MURADIAN et al., 2010; CÂMARA, 2013). Fomentar pesquisas em PSA, a fim de que seus resultados sejam acompanhados, analisados, comparados e por fim, publicados, é uma maneira de contribuir com subsídios e experiências, que podem ser replicados ou adaptados a outras regiões, colaborando com a tomada de decisão. Outra estratégia é transformar estas pesquisas em dados e ferramentas que auxiliam na construção e restauração de políticas públicas que sejam mais robustas e eficientes, com o intuito de levar a população à adaptação a novas fronteiras e contextos socioecológicos (MAGRIN et al., 2014; REZENDE et al., 2018).

De modo geral, o conhecimento dos serviços ecossistêmicos e suas aplicabilidades consoantes à legislação são importantes para garantir não somente a conservação de uma área natural, bem como a boa interação entre estes ambientes e a sociedade, favorecendo a resiliência da população, o uso consciente dos recursos, além do intercâmbio de experiências e do fortalecimento da interdisciplinaridade (BALVANERA et al., 2012; 2020). Neste contexto, alguns espaços físicos-territoriais são estratégicos para a gestão ambiental. Uma destas paisagens são as bacias hidrográficas, que além de unidades territoriais e de gestão ambiental, são também áreas de ocupação humana, em que se encontram formações naturais e antropizadas (POSTEL; THOMPSON JR., 2005). Logo, as bacias hidrográficas configuram-se como importantes cenários com fluxos de funções e serviços ambientais, das mais diferentes categorias, e que, por sua vez, contribuem para o bem-estar humano (COLLOFF et al., 2019).

Os principais serviços reconhecidos nos domínios de uma bacia são a filtragem, oferta múltipla e purificação de água, regulação de fluxos e enchentes, controle de erosão, aporte de nutrientes e estabilização climática (LOOMIS et al., 2000; POSTEL; THOMPSON JR., 2005; COLLOFF et al., 2019). No entanto, não somente serviços ligados ao atributo hidrológico são reconhecidos, outros, tais quais geração de hábitat, manutenção da biodiversidade, ciclagem de nutrientes, além de recreação, turismo, apreciação estética e religiosa geram benefícios socioeconômicos e culturais (LOOMIS et al., 2000; DEFRIES et al., 2004; COLLOFF et al., 2019). O aumento populacional e as pressões agroindustriais nas bacias hidrográficas têm comprometido estes serviços, além de contribuir para a perda de funções ecológicas e de biodiversidade (BRAUMAN et al., 2007; BELLVER-DOMINGO et al., 2016). Conquanto o uso e ocupação da terra nestas paisagens forneçam suprimento para a população, as consequências advindas do comprometimento de processos e ciclos ecológicos podem ser ainda mais degradantes. Assim, uma boa gestão aliada à aplicação de legislação específica pode contribuir para a racionalização no aproveitamento e conservação de recursos naturais, em diferentes escalas espaciais, a curto, médio e longo prazos (DEFRIES et al., 2004; LANT et al., 2005; YOUNG; BAKKER, 2014).

Assim, o objetivo central do capítulo é entender a influência e contribuição de projetos de pagamentos por serviços ambientais no uso da terra, em processos de restauração ecológica e na promoção de resiliência socioambiental frente a um contexto de mudanças ambientais no município de Macaé, Rio de Janeiro. Os objetivos específicos são (i) analisar o histórico e a evolução da governança ambiental em relação à política de serviços ambientais e a mecanismos de PSA na Bacia do Rio Macaé; (ii) avaliar o histórico e o *status* de projetos e planos de PSA na Bacia do Rio Macaé, entendendo o seu funcionamento e os interesses na aplicação deste projeto, bem como seus atores-chave; (iii) propor e identificar oportunidades e desafios da implementação de um PSA na bacia do Rio Macaé com financiamento proveniente de *royalties*.

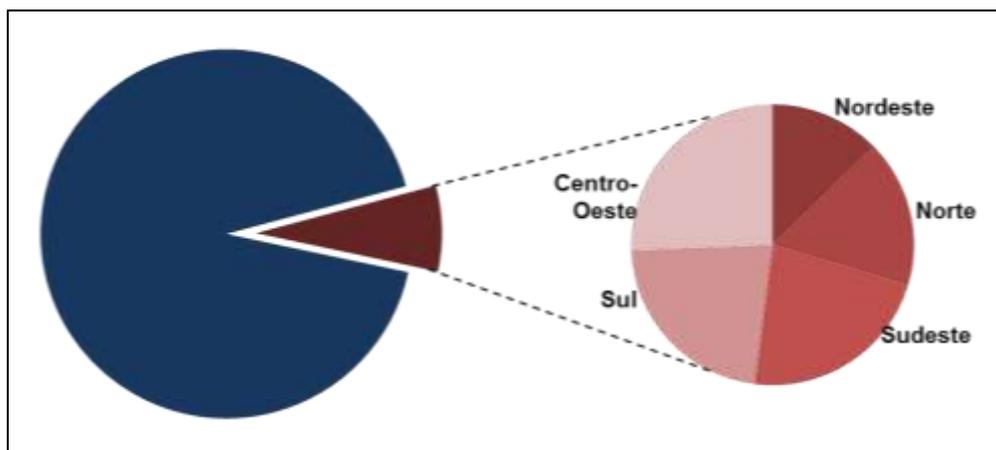


Figura 11: Representação da quantidade de municípios do Brasil que possuem um esquema de PSA (7,5 %). À direita, distribuição destes PSAs conforme cada região do Brasil. Fonte de Dados: IBGE, 2013.

METODOLOGIA

Institucionalmente, a Bacia Hidrográfica Rio Macaé está compreendida dentro da Região Hidrográfica VIII (RH VIII), entre as bacias de drenagem do Baixo Paraíba do Sul e dos rios São João e Lagos (INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE - INEA, 2014). A região se reveste de particular interesse em função de um conjunto de fatores ecológicos, econômicos e sociais. Geograficamente, localiza-se na região costeira norte do estado do Rio de Janeiro, sob o domínio da Mata Atlântica, a qual se apresenta preponderantemente sob a forma de fragmentos florestais. Em termos ecológicos, a bacia encontra-se em meio ao complexo Serra do Mar, que abrange os maiores remanescentes de Floresta Ombrófila Densa (CBHMRO, 2012) e uma das regiões mais biodiversas do bioma (COSTA et al., 2000). Fisiograficamente, a bacia do Rio Macaé pode ser dividida em três compartimentos, a porção superior, a média e a inferior. No compartimento superior encontram-se as principais nascentes, em uma região de planalto da Serra do Mar. Em seguida, a porção média caracteriza-se por relevo acidentado e altitudes variáveis. Por fim, a parte inferior é aquela de maior área, em que há pouca variação de altitude e na qual o Rio Macaé encontra-se, em sua maioria, retificado (FREITAS, 2015). Este perfil longitudinal ao longo da bacia tem forte associação com o tipo de vegetação encontrado, bem como com o uso e ocupação do solo. O alto curso apresenta maior área com presença de fitofisionomia florestal, ao passo que os outros dois compartimentos são marcados por matrizes de agricultura,

pecuária e urbanização, restando poucos fragmentos florestais isolados (GISCHEWSKI et al., *in prep*). A bacia estende-se dentro dos limites territoriais de seis municípios, todavia, a maior parte de sua área encontra-se no território do município de Macaé – 82 % do total. Sob o aspecto econômico, a bacia está localizada em um dos principais polos petroquímicos do Brasil (Bacia de Campos) e nas mediações da Região dos Lagos, importante centro turístico-comercial (CBHMRO, 2012). Em função de estar situada neste polo petrolífero, as cidades que compõem a Bacia do Rio Macaé e das Ostras recebem *royalties* da exploração de petróleo e gás.

Consoante às informações geradas pela Fundação Brasileira de Desenvolvimento Sustentável (FBDS) (REZENDE et al., 2018), o uso do solo dentro da Bacia Hidrográfica do Rio Macaé apresenta-se de forma dinâmica ao longo de cada uma de suas porções (Figura 12). A porção superior caracteriza-se, predominantemente, por formações vegetais, sobretudo, em função de seu relevo e da existência de importantes áreas de proteção integral e sustentável (Parque Estadual dos Três Picos e APA Macaé de Cima), sendo entremeada por áreas antropizadas, como sistemas agropastoris. As porções inferiores expressam uma situação diferenciada. O compartimento mediano tem grandes pressões de áreas antropizadas, principalmente pastagens; ao passo que a parte final da bacia, já carente em formações florestais, é ocupada por áreas urbanizadas. Como reflexo, nota-se que o passivo ambiental em áreas de proteção permanente (APP) tende a aumentar nas porções inferiores da Bacia. Enquanto na parte superior o passivo chega a 50 %, o valor pode chegar até a 90 % em uma das áreas da porção inferior (Figura 13).

Aproximadamente 55 % da população residente nos domínios da bacia tem caráter urbano, onde também é desenvolvida a maioria dos serviços prestados. Cerca de 90 % do PIB da RH VIII é proveniente de setores industrial e de serviços, e o restante engloba agropecuária e impostos (INEA, 2014). Além de abrigar mais da metade da área e da população dessa bacia, a cidade de Macaé também concentra uma diversidade de atividades cujos usos e demandas pela água são variados quali-quantitativamente (MOLISANI et al., 2013). Somado a isso, o aporte populacional da maioria das cidades pertencentes à bacia é volúvel e tem forte relação com a exploração petroquímica. Em Macaé, um dos principais polos do setor, entre os anos de 1970 e 2016 a população quintuplicou de tamanho (IBGE, 2017), refletindo uma mudança na demanda e gestão deste recurso.

A análise das condições e status da Bacia do Rio Macaé, bem como de esquemas de PSA associados a esta bacia foram avaliados por meio de análise documental disponível nos espaços virtuais do Comitê de bacias do Rio Macaé (<https://cbhmacae.eco.br/>) e da Agência Nacional de Águas (ANA; <https://www.gov.br/ana/pt-br>). Os documentos analisados foram o Plano de Bacias, o Diagnóstico socioambiental e elaboração de projeto técnico das ações de conservação de solo e água da sub-bacia hidrográfica do alto curso do rio Macaé e demais documentos e notícias que estavam disponíveis nestes sítios. A análise documental consistiu em uma pesquisa qualitativa que buscou informações chave sobre a operacionalização ou potencial implementação de um esquema de PSA na Bacia de estudo. A investigação dos documentos pode fornecer informações valiosas sobre os limites ou impeditivos de se introduzir um PSA, além dos pré-requisitos ou processos que envolvem sua implementação.

Uma vez que cerca de 80 % da área da bacia encontram-se nos limites do município de Macaé, entender a atuação, a governança e a proposta deste município para os recursos ambientais, sobretudo hídricos, é de especial importância na avaliação de um esquema de PSA em vias de formulação e implementação. A economia e a estrutura do município sofreram drásticas mudanças a partir da década de 1970 com a exploração de petróleo em larga escala e a construção da sede da Petrobrás na Bacia de Campos, em 1978. A partir de então a cidade passou a receber um grande fluxo de pessoas, que buscava emprego e habitação. O aumento desse número de habitantes trouxe também a necessidade de repensar na infraestrutura municipal, na ocupação do solo e no uso dos recursos naturais. Os *royalties* recebidos da exploração do petróleo são um aporte para as transformações necessárias. De acordo com a Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP, 2020), somente em 2019 o município arrecadou mais de 585 milhões de reais provenientes dos *royalties*. De acordo com a gestão municipal, esses recursos são destinados a ações de saúde, infraestrutura, transporte, meio ambiente e geração de empregos (MACAÉ, 2021), no entanto, maiores detalhes dos gastos não se encontram disponíveis no domínio eletrônico público da prefeitura.

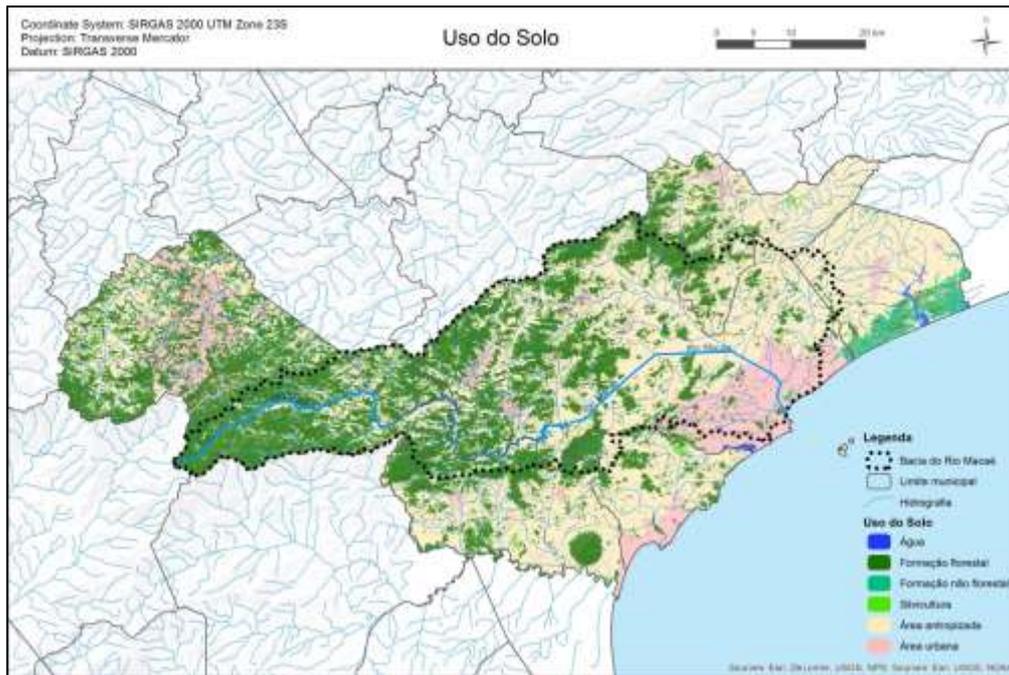


Figura 12: Mapa do uso do solo ao longo dos três compartimentos da Bacia Hidrográfica do Rio Macaé, evidenciando maior porcentagem de vegetação na porção superior, onde se encontram duas unidades de conservação (Parque Estadual dos Três Picos e APA Macaé de Cima). As porções mediana e inferior são caracterizadas pela representatividade de áreas urbanizadas e antropizadas. Fonte: FBDS.

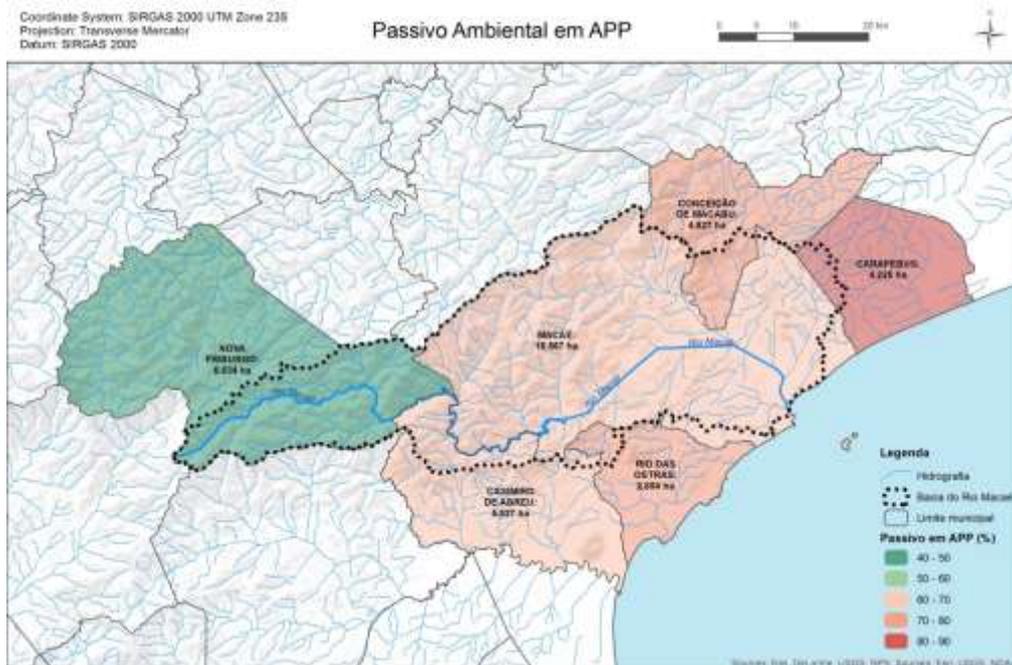


Figura 13: Mapa referente ao passivo ambiental em APP ao longo da Bacia do Rio Macaé. Em qualquer compartimento, o passivo mínimo é de 40%. Boa parte da bacia tem passivo entre 60-70 %, mas este pode chegar até a 90 % na área da Bacia pertencente ao município de Carapebus. Fonte: FBDS.

RESULTADOS

No que tange a RH VIII, o Comitê de Bacias do Rio Macaé só foi instituído no ano de 2003, incorporando, mais tarde, também a região de Rio das Ostras (DUARTE; MARÇAL, 2010). A partir de então, começam os estudos e a elaboração do respectivo Plano de Bacia, cujo intuito preliminar foi levantar informações básicas, até então não conhecidas, e em seguida, correlacioná-las com os usos, demandas e posterior gestão da área. O plano visa também incorporar e promover questões de preservação, recuperação e conservação das áreas ambientais, com prioridade para a questão hídrica em concordância com seus múltiplos usos (INEA, 2014). Após o estabelecimento das diretrizes e critérios necessários, no ano de 2008 foi aprovada a destinação de recursos financeiros para a implementação de uma secretaria executiva para o comitê, seguida da sanção de um plano preliminar de recursos hídricos para esta bacia. No entanto, o plano somente tem poder de vigorar, de fato, após a apresentação de um Termo de Referência, documento que serve como requisito para que o Plano de Bacia definitivo seja não somente criado, mas aplicado (DUARTE; MARÇAL, 2010).

A versão completa do Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica de Macaé e das Ostras, datado de 2014, apresenta, dentre os programas de ação, uma perspectiva para a legitimação de um programa de PSA. Neste programa, objetiva-se regularizar propriedades rurais mediante a legislação ambiental, instruindo sobre o uso e ocupação do solo e, por conseguinte, acompanhar e fomentar o Programa Produtor de Água, um exemplo de PSA proposta pela ANA e já aplicado em outras cidades e estados do Brasil (INEA, 2014). A adoção desse programa visa abranger dois pontos principais. Por um lado, contribuir para que produtores rurais possam adequar suas propriedades às condicionantes legais. Essa adequação, junto à adoção de boas práticas agrícolas, favorece de maneira direta a revitalização da bacia e conservação dos serviços hídricos. Por outro lado, o Programa Produtor de Água concede incentivos financeiros a estes produtores rurais. No entanto, os primeiros benefícios somente são liberados após a sua implementação, seja parcial ou completa. O montante a ser pago varia conforme a área e porcentagem preservadas e/ou recuperadas.

A expectativa de implementação deste programa limita-se até 2022, com previsão de investimento total de R\$ 600 mil reais. Planeja-se que a iniciativa possa contar com algumas parcerias, entre o comitê de bacia responsável, a ANA e outras

instituições locais e estaduais. Algumas metas específicas são evidenciadas no documento, dentre elas o aumento da vazão mínima da bacia, a diminuição dos conflitos pelo uso da água, além de aumento de produção agrícola. Os gestores almejam que em cerca de cinco anos será reduzida em 30 % a carga de sedimentos carreados e acumulados nas partes alta e média da bacia. No mesmo período, estima-se que a vazão mínima aumente em 20 % (INEA, 2014). Os documentos analisados não dão maiores informações sobre a condução e resultados preliminares do esquema. Tampouco, relatam qualquer iniciativa de parceria com outras esferas ou setores, inclusive com a possibilidade de uso dos royalties para financiamento destas ações. A falta de acesso a outros documentos acerca das condições da bacia e de relatórios finais sobre o esquema de PSA limitou a obtenção de informações mais detalhadas e robustas.

A análise dos documentos e informativos disponíveis permite inferir que as iniciativas formalizadas em 2012 através da mobilização social dos produtores rurais foram convertidas em um programa de ação no Plano de Bacia. Entretanto, este plano não discorre, explicitamente, quais foram os *feedbacks* obtidos pelas oficinas e por parte da interface provedor-recebedor. Também não foram encontradas nos documentos examinados maiores referências sobre o Programa Produtor de Água para a bacia de estudo, bem como iniciativas já consolidadas com o pagamento dos benefícios ou avaliações sobre o quanto já se atingiu em relação à meta proposta. Isso pode ser um indicativo de que o programa ainda não está delineado de forma definitiva, restando muitas questões – sobretudo de cunho operacional – a serem destrinchadas. A falta de articulação, sobretudo envolvendo o Comitê de Bacias e demais instituições parece agravar a dificuldade em consolidar um PSA na região.

DISCUSSÃO

Conforme fortemente sugerido pela ANA (Agência Nacional de Águas) e posteriormente ratificado pela legislação estadual de recursos hídricos, pela Prohidro e pela PRO-PSA, a conservação e fornecimento de recursos hídricos em qualidade e quantidade deve estar presente dentro de um plano de recursos hídricos, a fim de regularizar as questões ambientais dos produtores rurais da área, bem como zelar por este recurso. Nesse sentido, caberia ao plano de recursos hídricos traçar metas e

programas cujos objetivos pudessem atender esta competência. Identifica-se que a implementação de esquemas de financiamento da conservação desta categoria está intimamente ligada à consolidação de um Plano de Bacias, que por sua vez, pode ser burocrático e moroso. Logo, inicialmente, é preciso avaliar se a região de interesse oferece o serviço ambiental e, caso ofereça, se existem favorecidos com este. A partir de então, este beneficiário precisa ter uma disposição a pagar pelo fornecimento do serviço, ou, em outros casos, deve haver mecanismos ou instrumentos políticos que regulamentem este pagamento como uma estratégia de salvaguardar o serviço, bem ou recurso em um espectro espaço-temporal (WHITTINGTON; PAGIOLA, 2012; CHAN et al., 2017).

No caso da Bacia do Rio Macaé, ainda que o Plano de Recursos Hídricos da área apresente um PSA apenas como proposição aplicável a médio e longo prazos, a análise documental de informativos indica que algumas iniciativas foram tomadas no que tange ao Programa Produtor de Água. A base de dados cartográficos da ANA apresenta um mapa em que são destacadas quinze atividades deste âmbito no Brasil, duas delas no estado do Rio de Janeiro, uma das quais cadastradas na Bacia do Rio Macaé (ANA, 2017). A síntese deste projeto disponível na página eletrônica da ANA exibe poucas informações e detalhes sobre a proposta do PSA e suas configurações de atuação, de forma que a maioria dos dados é referente a iniciativas ocorridas em 2012. O setor *online* de imprensa da ANA liberou em março de 2012 o informativo intitulado “*Programa Produtor de Água termina com ‘chave de ouro’*”, em que cerca de 350 produtores rurais da RH VIII participaram de três dias de oficinas, que contextualizaram serviços ambientais ao programa proposto. A notícia finaliza afirmando que se dará prosseguimento a novas ações relativas ao PSA (ANA, 2012). A participação dos produtores rurais neste encontro pode sugerir que estes tenham interesse, ou, ao menos, curiosidade em relação ao projeto. Esta anuência é uma das fases primordiais no estabelecimento de pagamentos ambientais desta natureza, uma vez que existe uma dependência no reconhecimento da importância da conservação – bem como na necessidade de fazê-la – e na disponibilidade em, por um lado aplicar os mecanismos propostos, e, por outro, ser gratificado para isso (BEGOSSI et al., 2011; KUMAR et al., 2013; POSNER et al., 2016). Fomentar a parceria com entidades técnicas e cooperativas pode facilitar o acesso a estes produtores rurais, minimizando dúvidas e impasses

burocráticos, além de mediar possíveis conflitos e aumentar o interesse em participar dos projetos (SAARIKOSKI et al., 2018).

Conforme já exibido em outros estudos, bacias hidrográficas cuja exploração do recurso hídrico é massiva, seja em quantidade, seja em qualidade, carecem de estratégias de planejamento mais engendradas (BOHENSKY et al., 2006; RIBEIRO; RIBEIRO, 2016). No âmbito da Bacia do Rio Macaé, a quantidade de vegetação natural (em torno de 60%, com boa representatividade de Unidades de Conservação) parece ser inversamente proporcional aos esforços necessários para recuperá-la, principalmente tendo em vista as porcentagens superiores a 40% em passivo ambiental de APP para a região. Isto tem forte associação com as práticas do uso e ocupação do solo, as quais podem comprometer o fornecimento de serviços ambientais, inclusive serviços hídricos (DOODY et al., 2016).

Logo, um planejamento integrado entre preservação da vegetação natural e de recursos hídricos está intimamente conectado, de maneira que áreas mais preservadas conseguem prover uma maior diversidade de serviços ambientais quando comparadas a outros locais cuja vegetação foi suprimida (ERNST et al., 2004; YOUNG; BAKKER, 2014). Especificamente no estado do Rio de Janeiro, o investimento em programas de restauração ecológica através do incentivo a estratégias de adaptação baseada em ecossistemas (ver apêndice, tópico 2.3), tal como são os PSAs, têm a capacidade de melhorar a segurança hídrica e alimentar, além de combinar conservação e bem-estar social (REZENDE et al., 2018). Ao mapear estes pontos principais de conservação em uma bacia de drenagem, os gestores são capazes de definir áreas prioritárias para que propostas de PSA possam ser inicialmente aplicadas. No caso da Bacia do Rio Macaé, pode-se identificar como áreas prioritárias para conservação e adoção de PSAs aquelas que possuem grande vulnerabilidade à supressão da vegetação, sobretudo quando esta está muito próxima ao corpo hídrico. O raciocínio estende-se também para matrizes de agricultura e zonas urbanas. Assim, por apresentar uma combinação destes fatores – tanto a existência de vegetação natural associada a nascentes, quanto práticas de agricultura – o compartimento superior da bacia parece ser uma das áreas relevantes para o desenvolvimento do projeto.

Como estes esquemas em bacias hidrográficas envolvem cidades e gestões diferentes, ter um planejamento integrado não somente entre os setores, mas também

com os municípios vizinhos é importante. Um instrumento que pode colaborar para esse planejamento integrado, sob o ponto de vista de iniciativas de incentivo, como o PSA, é o Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE). O ZEE é um instrumento que busca garantir a sustentabilidade através da compatibilização de conservação e desenvolvimento socioeconômico. Ele propõe diretrizes específicas sobre gestão, uso e ocupação do território e está firmado dentro da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei 6.938/1981) e pelo Decreto Federal 4.297/2002. Embora o estado do Rio de Janeiro ainda não tenha estruturado um ZEE definitivo, vários documentos e caracterizações já se encontram legitimadas (ZEE-RJ, 2021). Já Macaé, o município que abrange 80 % da bacia de estudo ainda não possui um ZEE dentro de sua gestão. Um relatório estadual sobre ZEE produzido em 2016 indica que na Bacia Hidrográfica do Rio Macaé e das Ostras existem algumas prioridades específicas que devem ser consideradas no delineamento de um plano estadual e municipal para ZEE: proteção de áreas sujeitas a riscos geotécnicos e de inundação; proteção e recuperação de bacia hidrográficas; incentivo de produção agrícola sustentável; implantação de áreas de proteção à biodiversidade e incentivo a fontes de energia renováveis (ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 2016). Diante destas indicações, percebe-se que a implementação de esquemas de PSA dentro da bacia de estudo precisa estar vinculado ao planejamento de ZEE, de modo que estes esquemas podem, ainda, ser instrumentos de consolidação de atividades prioritárias para a área, tanto em nível ecológico, quanto social, econômico e cultural.

Cabe também aos planejadores públicos entenderem esse metabolismo do sistema e integrarem seus planejamentos. O crescimento de uma cidade implica em maior demanda de recursos, redistribuição dos mesmos e gestão intertemporal que vise à sustentabilidade (MARTÍNEZ-ALIER, 2007). Por este motivo, a adoção de projetos que fortaleçam a gestão de recursos naturais, como um PSA, sobretudo dentro de uma bacia cujos usos quali-quantitativos são tão diversos, logo, potencialmente conflitivos, parece ser muito interessante. No estado do Rio de Janeiro, a existência de um fundo estadual responsável por gerenciar as ordens de pagamento, além de programas ambientais associados à temática, tais quais Prohidro e PRO-PSA encorajam novos projetos e permitem que aqueles já propostos tenham logística e administração mais coesas e facilitadas. Especificamente para a Bacia do Rio Macaé e das Ostras, sugere-se que parcerias público-privadas sejam consideradas, principalmente devido à vocação

petroquímica da região, em que as empresas do setor são responsáveis por boa parte do consumo da água, e por consequência, de utilização dos serviços hídricos. À vista disso, estas empresas poderiam ser partes integrantes dos projetos, inserindo o pagamento aos serviços ambientais como parte de sua agenda ambiental, como estratégia de gestão de recursos naturais, mas também como responsabilidade inerente a uma corporação, respaldando o manejo e conservação destes recursos.

A literatura apresenta casos de experiências nacionais e internacionais que envolveram iniciativas privadas (WUNDER et al., 2008; SANTOS et al., 2012; FIORINI et al., 2020; FURUMO; LAMBIN, 2020), e estas conjunturas podem auxiliar na estruturação de PSAs mais robustos e compatíveis com o contexto socioeconômico e ecológico da RH VIII. Além das parcerias público-privadas, os *royalties* podem ser uma opção de aporte financeiro para a promoção de esquemas de PSA na Bacia do Rio Macaé e mesmo em outros municípios que recebem os *royalties* de petróleo. Estratégia semelhante já é utilizada no estado do Espírito Santo, em que 3 % dos recursos dos *royalties* são destinados para apoiar projetos de restauração e PSAs (SOSSAI et al., 2016). A adoção de um plano de gestão semelhante a este no estado do Rio de Janeiro, ou mesmo na cidade de Macaé, pode resultar em um montante de arrecadação capaz de transcender um dos principais impasses dos esquemas de PSA (tal qual foi visto no Capítulo 2) que é o financiamento, sobretudo, de longo prazo. Incentivar estratégias deste cunho, além de fomentar o financiamento da conservação, melhorando a provisão de serviços ecossistêmicos e a biodiversidade, tem a capacidade de diminuir a vulnerabilidade socioecológica da população (REZENDE et al., 2018).

CONCLUSÕES

A análise do PSA Hídrico proposto para a Bacia do Rio Macaé evidenciou que existe demanda e interesse em aplicar esquemas deste cunho na área. A implementação destes esquemas tem especial importância quando se considera a necessidade de uma gestão integrada dentro da bacia hidrográfica, bem como uma integração com outros planejamentos intersetoriais, como o ZEE. Na região de Macaé, em função de sua vocação petrolífera, esquemas de PSA podem ser o ponto chave para unir conservação, produção sustentável, além de interesses sociais, culturais e econômicos. Embora

interrompido, a existência de um projeto desta categoria indica que alguns pré-requisitos para o desenvolvimento dos mesmos já foram atendidos, inclusive interesse de participação do governo e dos provedores.

Os principais desafios encontrados residem nas questões relativas à gestão e financiamento do projeto, além de dificuldade na interação entre os atores, o que inviabilizou a continuidade do projeto em longo prazo. O município de Macaé, assim como outros municípios do estado do Rio de Janeiro, recebe *royalties* de petróleo, os quais podem se configurar em subsídios alternativos no financiamento de ações de conservação e auxílio social. Instituir formalmente o uso destes *royalties* para PSAs tem o potencial de alavancar esses esquemas, uma vez que parte do financiamento para sua condução estaria resguardado. O uso dos *royalties* pode aportar positivamente o financiamento de projetos, ao mesmo tempo em que viabiliza equipe técnica para um diálogo mais próximo entre os atores e formas alternativas de gestão, que podem considerar a identidade da bacia e as demandas de seus usuários. Sugere-se que órgãos relacionados à tomada de decisão, órgãos de participação social e de comunicação, como Comitê de Bacias, associação de moradores e de produtores rurais, além de universidades e centros de pesquisa possam auxiliar nesse processo, indicando formas de diálogo e opções de gestão do projeto aos governantes, a fim de incentivar parcerias público-privadas e de legitimar o uso de *royalties* para projetos deste caráter.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A incorporação do conceito de serviços ecossistêmicos, e, por conseguinte, de sua operacionalização, dentro da agenda política tem se mostrado um passo importante no incentivo a construção de iniciativas e políticas intersetoriais e que visam garantir uma gestão sustentável. A sustentabilidade – assim como o próprio conceito de serviços ecossistêmicos – é considerada um 'conceito cola', por unir as dimensões social, econômica, ecológica, política, ciência e valores morais. Assim, a transição para políticas integradas, como aquelas que envolvem PSA, requer atenção mútua para diferentes objetivos e demandas nacionais e subnacionais. A relação entre estas políticas, sustentabilidade, atuação das esferas governamentais, sociedade e ciência foi o foco de interesse neste estudo, evidenciando que parcerias entre setores público e privado, apoio técnico e institucional, planejamento orçamentário e investimento, além de relação dialógica entre os atores parecem ser determinantes para que políticas de serviços ecossistêmicos e programas correlatos sejam operacionalizados.

As políticas nacionais que englobam serviços ecossistêmicos ainda são escassas e superficiais, embora exista interesse em difundi-las em nível nacional, estadual e municipal. Os PSAs, por sua vez, podem ser instrumentos para esta difusão, fomentando a conservação sob a ótica da sustentabilidade, unindo capital natural ao capital humano e econômico. No Brasil, estes esquemas ainda são vistos de forma setorial, como uma alternativa à resolução de questões ecológicas. Expandir este horizonte e investir na gestão destes esquemas pode garantir o sucesso de PSAs no Brasil, ampliando sua escala temporal e espacial. A interação com tomadores de decisão e a participação social são partes fundamentais para o estabelecimento de projetos, principalmente em escala local. Por este motivo, a comunicação entre setor político, privado, ciência e sociedade se faz cada vez mais necessária e importante. Casos de interação entre estas esferas na implementação de PSA mostraram bons indicativos de sucesso. Popularizar estes casos de êxito para replicação e adequá-los às demandas e oportunidades específicas potencializa a função de PSAs, como foi evidenciado para o estudo de caso da cidade de Macaé. O ganho de escala temporal e espacial de políticas e ferramentas que se utilizem de serviços ecossistêmicos depende de investimento, além de interesse e participação de atores. Popularizar esquemas de PSA e outros correlatos é

um dos desafios, a fim de que eles não estejam concentrados em poucas regiões ou acessíveis apenas a uma parcela da população.

Embora estas iniciativas estejam ganhando escala, sobretudo após a criação do projeto Floresta+ e a aprovação da PNPSA, é necessário encarar as oportunidades e limitações de PSAs de forma realista. PSA é uma ferramenta que tem potencial para conduzir à transição para a sustentabilidade, entretanto, dada a diversidade e extensão do Brasil, ele não pode ser considerado como uma solução única ou milagrosa para a resolução dos problemas de sustentabilidade, ecológicos, econômicos e sociais ou de populações vulneráveis. Existe um conjunto de outros instrumentos de incentivo, regulatórios, socioculturais e baseados em direito que podem ser combinados. O interessante é que PSAs sejam aplicados onde exista um nicho favorável, respeitando seu escopo, que é também social. Estes esquemas, bem como a legislação que os regem, não podem ser instrumentos de desigualdade ou de privilégio para grupos específicos.

ANEXOS

Termo de Consentimento Livre e Esclarecido – TCLE

INFORMAÇÕES SOBRE A PESQUISA

Título: Governança socioambiental e Adaptação baseada em Ecossistemas em contexto de mudanças ambientais: um enfoque para programas de Pagamento de Serviços Ambientais

Você está sendo convidado(a) a participar, como voluntário(a), em uma pesquisa. Após ser esclarecida sobre as informações a seguir, no caso de aceitar fazer parte do estudo, assine ao final deste documento, que está em duas vias. Uma delas é sua e a outra é do pesquisador responsável. Em caso de recusa ou desistência de sua participação em qualquer momento você não será penalizada de forma alguma. Em caso de alguma dúvida você poderá consultar a pesquisadora responsável: Thaís Helena Mandello Pimenta de Almeida (email: thmpalmeida@gmail.com; celular: (22)999146362), que estará sempre disponível para esclarecimentos a respeito do presente estudo. A pesquisa tem a intenção de entender como qual é o conhecimento dos conceitos de serviços ecossistêmicos e pagamentos por serviços ambientais no Brasil, assim como analisar o grau de operacionalização espacial e temporal destes conceitos dentro da política e governança brasileira. Esta abordagem pode ser uma alternativa para que o país avance nos objetivos socioecológicos e de sustentabilidade propostos por acordos nacionais e internacionais. A coleta de dados conta com a avaliação de documentos públicos e de literatura acadêmica, assim como pela coleta de informação com gestores e tomadores de decisão através de entrevistas. Estas entrevistas serão realizadas de comum acordo, em local e hora combinados entre pesquisador e entrevistado, de forma a manter a privacidade, conforto e bem-estar do entrevistado para que o mesmo possa responder aos questionamentos.

Este documento é chamado de Termo de Consentimento Livre e Esclarecido e tem esse nome porque você só deve aceitar participar desta pesquisa depois de ter lido e entendido este documento. Caso haja alguma palavra ou frase que você não entenda, converse com a pessoa responsável por obter este consentimento, para maiores esclarecimentos. Se você tiver dúvidas depois de ler estas informações, entre em contato com o pesquisador responsável. Após receber

todas as informações, e todas as dúvidas forem esclarecidas, você poderá fornecer seu consentimento por escrito, caso queira participar.

Riscos e Benefícios:

Não há previsão de riscos quanto a participação na pesquisa. No entanto, os entrevistados podem sentir-se desconfortáveis ou constrangidos por acreditarem não ter conhecimento sobre as questões indagadas; ou retaliações por parte dos superiores ou colegas de trabalho, quanto ao que foi dito. Ao sentir-se vulnerável a estes desconfortos, o participante pode, a qualquer momento, decidir não mais participar da entrevista. Por outro lado, ao contribuir com esta pesquisa, os entrevistados estarão contribuindo para a geração de conhecimento e de subsídios para novas formas de governança e gestão. Seu nome não aparecerá em nenhuma publicação resultante desse estudo. As informações deste estudo, realizadas após a análise dos dados coletados no procedimento, serão utilizados apenas em publicações em revistas especializadas, em congressos da área, ou em sumário para tomadores de decisão. Os participantes também terão conhecimento dos resultados da pesquisa, ficando a critério dos mesmos a melhor forma para que estas informações sejam repassadas.

Após ser esclarecido sobre as informações acima, no caso de aceitar fazer parte do estudo assine ao final deste documento, que está em 02 (duas) vias. Uma delas será sua e a outra do pesquisador responsável. Em caso desistência ou recusa de sua participação em qualquer momento, você não será penalizado de forma alguma. Em caso de dúvida, você poderá consultar a pesquisadora, que estará sempre disponível para esclarecimentos.

CONSENTIMENTO DA PARTICIPAÇÃO DA PESSOA COMO SUJEITO

(Nome) _____, (RG/CPF)
_____ concordo em participar do estudo como participante. Fui devidamente informado e esclarecido pela pesquisadora Thaís H. M. Pimenta de Almeida sobre a pesquisa, os procedimentos nela envolvidos, assim como os possíveis riscos e benefícios decorrentes de minha participação. Foi-me garantido que posso retirar meu consentimento a qualquer momento, sem que isto leve a qualquer penalidade.

Local e Data: _____

Assinatura do Participante: _____

Esclarecimentos sobre eventuais dúvidas sobre questões éticas do projeto:

Pesquisador Envolvido (orientador): Prof. Dr. Fabio Rubio Scarano

Pesquisador Responsável: Thaís Helena Mandello Pimenta de Almeida

thmpalmeida@gmail.com

Telefone para Contato:

(22) 99914 6362

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação (UFRJ/NUPEM)

Assinatura do Pesquisador Responsável: _____

APÊNDICE

2.1 Antropoceno e Mudanças Climáticas

Sob uma nova interpretação de uso e apropriação do planeta, a sociedade humana impôs suas impressões digitais sobre a biografia da Terra. A expressão “Antropoceno”, sugerida por Crutzen em 2002, para descrever o período geológico em que vivemos desde os tempos da Revolução Industrial, ressalta a força do homem enquanto agente transformador do ambiente que ocupa, alterando sua biogeoquímica (BUTLER, 2018), processos geológicos (WATERS et al., 2018), clima (STEFFEN et al., 2018), biodiversidade (YOUNG et al., 2016; DORNELAS et al., 2019) e ciência política (OLWIG, 2018). Palsson e colaboradores (2013) acrescentam que o início do Antropoceno está também relacionado à tomada de consciência humana sobre o seu próprio papel na modificação do espaço onde habita e na relação de domínio com o ambiente. Não obstante a ampla divulgação pela comunidade científica, cabe salientar que ainda não há um consenso sobre a utilização do termo “Antropoceno” para descrever o momento presente (CRIST, 2013; MALM; HORNBORG, 2014). Desde meados de 2009 as comissões competentes trabalham compilando evidências e informações para a formalização desta unidade geocronológica (ZALASIEWICZ et al., 2017).

A modificação dos sistemas social e econômico ocorrido após os eventos da Revolução Industrial – sobretudo em função da possibilidade de manipulação e modificação do ambiente conforme as necessidades humanas – é o ponto de inflexão na datação de uma nova época (CRUTZEN, 2002; FISCHER-KOWALSKI; KRAUSMANN; PALLUA, 2014). Já para Steffen et al. (2015), o Antropoceno tem início coincidente com o evento chamado “Grande Aceleração”, datado de meados de 1950, no contexto pós Segunda Guerra. As icônicas representações gráficas (ver STEFFEN et al., 2015) sugeridas por esta “Grande Aceleração” evidenciam tendências de alterações no funcionamento da estrutura terrestre, com especial relevância para o aumento expressivo de gases de efeito estufa (dióxido de carbono e metano), aumento populacional (com ênfase para a população urbana), além de aumento da temperatura na superfície terrestre, acidificação dos oceanos e perda de florestas tropicais. Embora haja uma divergência entre os autores no que diz respeito ao início desta fase temporal, é

consenso entre as partes que diversas modificações, dentre as quais exploração massiva dos recursos naturais, aumento da população, alteração de paisagens e produção crescente de poluentes são importantes vetores antrópicos responsáveis pela modificação significativa na geofísica terrestre, justificando a nomenclatura “Antropoceno” (CRUTZEN, 2002; ZALASIEWICZ et al., 2011; STEFFEN et al., 2015; WATERS et al., 2018; DORNELAS et al., 2019).

A confluência destas informações traz uma correlação muito íntima entre a conceituação do Antropoceno e as mudanças ambientais, principalmente associadas ao clima. As causas e efeitos das mudanças climáticas podem traduzir boa parte da necessidade de se repensar em uma nova época, não somente pelas alterações ambientais, bem como pelas modificações antropológicas, sociais e políticas que trazem arraigadas a si (FISCHER-KOWALSKI et al., 2014; MASLIN; LEWIS, 2015). A concepção do clima entre as comunidades reflete também uma ligação histórica e um valor cultural, de entendimento de fenômenos e marcação de ciclos (HULME, 2018). Por este motivo, dialogar sobre instabilidade climática no Antropoceno e suas consequências requer abordagens transdisciplinares e adaptativas.

Steffen e colaboradores (2007) dividem a cronologia climática em quatro fases. A primeira delas, anterior ao Antropoceno, ou seja, pré-industrial, em que o homem se caracterizava por sua natureza caçadora-coletora, pelas técnicas ainda primitivas de agricultura e pelo domínio do fogo. Em seguida, na fase industrial (1800-1945), ocorre o que foi denominado como “a transição decisiva na história da humanidade”. É o estágio marcado pela industrialização, pelo conhecimento de novas tecnologias e fontes de energia. Inicia-se uma nova estruturação social e econômica, que também determina uma releitura na relação entre homem e natureza. O terceiro estágio refere-se ao período da Grande Aceleração (1945-2015) em que o domínio de recursos naturais e de inovações possibilitou o povoamento de regiões antes inabitadas, o incremento da população mundial e mudanças em seu estilo de vida. O avanço das tecnologias e exploração de recursos naturais também adquire uma outra significação, associada a poder e influência. Por fim, a última fase, iniciada a partir de 2015 – e apresentada pelos autores por meio de um discurso preditivo – seria considerada um momento de autoconsciência sobre a pegada ecológica deixada pela sociedade humana nestes últimos séculos e quais as consequências destas ações. Seria um estágio de reflexão

sobre o manejo e a governança do sistema terrestre e de tomada de decisão sobre os próximos passos frente às alterações ambientais e climáticas (STEFFEN et al., 2007).

Nesta cronologia, as interferências antropogênicas e o próprio homem parecem ser os protagonistas das evidências de alterações climáticas nos últimos séculos. No entanto, este debate sobre clima, bem como a busca por alternativas, não está restrito somente à comunidade acadêmica; as dimensões social, econômica e política também sentiram a necessidade de se posicionar frente a esta questão. Na esfera científica, existe uma compilação de trabalhos que ressaltam as consequências espaciais e temporais das mudanças ambientais. Ressalta-se o impacto destas mudanças na biodiversidade (SCARANO; CEOTTO, 2015; MAXWELL et al., 2016), nos serviços ecossistêmicos (ASMUS et al., 2017; MARX et al., 2019), na soberania e segurança alimentar (MYERS et al., 2017) e hídrica (MARENGO; TOMASELLA; NOBRE, 2017), assim como no bem-estar (PECL et al., 2017).

As consequências da mudança climática são múltiplas, e muitas vezes de intensidade incerta (NORDHAUS, 2018; TOL, 2018). Os impactos podem ser diretos e indiretos e estendem-se a âmbitos diversos. Esforços globais para a mitigação e adaptação podem ser acompanhados por meio de relatórios de avaliação, como os produzidos pelo IPCC (Painel Intergovernamental para Mudanças Climáticas) e acordos multilaterais, como os propostos pela Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas. Por outro lado, já se reconhece que as mudanças climáticas podem comprometer o alcance de várias metas sociopolíticas tanto nacionais, quanto internacionais, por exemplo, relacionadas aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) (CAMPBELL et al., 2018; NORDHAUS, 2018). Contornar estes desafios é complexo e exige uma governança dinâmica e aberta ao diálogo, à participação de diferentes atores sociais e à maximização de oportunidades (KLINSKY et al., 2017).

2.1.1 Mudanças Climáticas e Matrizes Urbanas

No decênio de 1990, em torno de 43% da população mundial estava alocada em áreas urbanas. Em 2015, as pesquisas apontavam que este índice já alcançava 54% de

população caracterizada como urbana, não somente por ocupar regiões urbanizadas, bem como por sustentar um comportamento e estilo de vida próprio destes ambientes (UN-HABITAT, 2016). No Brasil, o aumento da urbanização e, por conseguinte, de sua população residente, segue a mesma tendência. Em uma série histórica, nos anos de 1960, a população urbana representava cerca de 45%; em 1991, essa porcentagem já indicava que pelo menos 75% da população vivia em áreas urbanas. Os dados do último censo, de 2010, constatam um novo aumento, aproximadamente 85% dos brasileiros residem em cidades ou aglomerados urbanos (IBGE, 2011). Neste sentido, é notória a representatividade destes centros no que diz respeito não só a sua expansão populacional, mas também territorial e econômica.

Frente aos riscos trazidos por uma urbanização frequentemente desordenada e sem planejamento estratégico, os gestores de cidades têm adquirido cada vez mais um papel ativo acerca de políticas climáticas (CARTER et al., 2015). Estima-se que somente as cidades sejam responsáveis por consumir de 60-80% de energia produzida, além de emitir 70% de todo o dióxido de carbono de origem antropogênica (UN-HABITAT, 2016). Pode-se afirmar que cidades estão na linha de frente das mudanças climáticas, justamente por uma combinação de forçantes que nem sempre podem ser manejadas conjuntamente ou de maneira fácil num espectro espaço-temporal (ESTRADA; BOTZEN; TOL, 2017). Bai e colaboradores (2018) citam alguns impactos de alterações climáticas em grandes centros urbanos, que vão desde secas extremas a inundações severas. Estes eventos, que por vezes se repetem, despertam em planejadores e tomadores de decisão a necessidade de encarar centros urbanos como sistemas complexos que carecem de uma gestão integrada e adaptativa (KOOP et al., 2017).

A relação entre áreas urbanas e mudanças climáticas tem caráter multifacetado. Por um lado, é preciso entender a morfologia estrutural de cada cidade, seu contexto espacial, histórico e de ocupação (ARAOS et al., 2016). Por outro lado, as abordagens de mitigação e adaptação devem ser capazes de englobar diferentes demandas populacionais, junto a alternativas tecnológicas, econômicas e políticas, a fim de que as injustiças socioambientais decorrentes de impactos climáticos sejam também minimizadas (CARTER et al., 2015). Isto implica em uma governança climática mais inclusiva e participativa, voltada ao atendimento de necessidades em níveis locais, incluindo zonas de maior risco e abrindo espaço para a manifestação de grupos

marginalizados (KLINSKY et al., 2017). Bai e colaboradores (2018) ressaltam que o uso de tecnologias disruptivas, da revolução digital e de pesquisas interdisciplinares podem ser ferramentas muito úteis para o planejamento infra-estrutural e o entendimento do próprio funcionamento das cidades, sobretudo em um estágio de mudança de comportamentos e estilos de vida.

No tocante ao clima, esse processo de transição em cidades retoma a necessidade de um sistema capaz de instituir e conduzir instrumentos políticos de longo prazo, flexíveis e sustentáveis (MENDIZABAL et al., 2018). Alternativas de gerenciamento climático em escala local e sublocal ainda são reticentes quando comparadas às iniciativas nacionais e globais, mais difundidas, porém menos ajustadas a contextos específicos (CARTER et al., 2015). No escopo da política climática, fortalecer estratégias multi-escalares e investir em ferramentas de planejamento e gestão de risco parece ser uma opção de sucesso (HEIDRICH et al., 2016). Neste contexto, os esforços para a contenção dos efeitos climáticos permeiam dois enfoques, a mitigação e a adaptação.

As abordagens de mitigação podem ser entendidas como as medidas tomadas para redução de vetores antropogênicos que intensificam as alterações climáticas, tais quais diminuição de emissões de gases estufa, além de incentivos a sistemas energéticos e agrícolas sustentáveis (GILLARD et al., 2016; KAYE; QUEMADA, 2017; MENDIZABAL et al., 2018). Já as iniciativas de adaptação estão relacionadas às respostas e ações antecipadas e presentes, tanto em sistemas naturais quanto artificiais, em função de estímulos climáticos (CARTER et al., 2015; GILLARD et al., 2016). Em cidades, as estratégias adaptativas ganham legitimidade através de planos de ação e políticas que se embasam no reconhecimento dos riscos, das vulnerabilidades, do contexto histórico e social de seus habitantes (CARTER et al., 2015). Embora tenham enfoques distintos, a conciliação de iniciativas mitigadoras e adaptativas dentro da governança climática pode garantir resultados mais robustos neste processo de transição para a sustentabilidade (GILLARD et al., 2016; MENDIZABAL et al., 2018).

A inclusão destas iniciativas em suas agendas é um dos primeiros passos para que o caminho da resiliência e da diminuição da vulnerabilidade em cidades seja conquistado (VAN DEN BERG; CANDO-NOORDHUIZEN, 2017). No contexto climático, a resiliência em espaços urbanos pode ser entendida como a capacidade

destes sistemas em resistir, absorver e reagir aos eventos de perigo de forma efetiva, com o restabelecimento de sua organização e das suas funções (CARTER et al., 2015). Logo, a estruturação da resiliência em uma matriz urbana passa também por um processo de transição para a sustentabilidade e depende de uma combinação de ações transversais e colaborativas que são alinhadas por uma governança adaptativa. Wise e colaboradores (2014) argumentam sobre a tendência de mudança de movimento neste campo de estudo. A princípio, o entendimento de ações adaptativas e da resiliência estava restrito ao discurso acadêmico e político. Recentemente, os esforços foram voltados para a tomada de decisões e para a construção ou aprimoramento de mecanismos institucionais (normativas e diretrizes) e financeiros (incentivos, apoios e taxas) (WISE et al., 2014; MENDIZABAL et al., 2018).

No panorama do Brasil, a instituição da Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC - Lei 12.187/2009) foi um marco regulatório para a definição das linhas de base de uma governança climática para o país, e, por conseguinte, para os municípios. Esta política foi responsável por definir planos setoriais de mitigação e adaptação, inclusive em níveis locais e municipais, além dos principais mecanismos vigentes, dentre eles, o Plano e o Fundo Nacional sobre Mudança do Clima. Seguindo tendências internacionais, o Brasil também instituiu em 2016 o Plano Nacional de Adaptação (PNA), com planejamento de ações estratégicas e setoriais para 11 frentes, dentre elas, cidades, biodiversidade, agricultura e zonas costeiras. No âmbito do Acordo de Paris, iniciativas de mitigação também se encontram legitimadas através das Contribuições Nacionalmente Determinadas (NDC).

Já para o cenário estadual, 15 estados e o Distrito Federal possuem alguma lei sancionada acerca de mudanças climáticas (NESA, 2019). No nível municipal/distrital, estas iniciativas são ainda mais tímidas, apenas certas metrópoles e cidades metropolitanas possuem algum tipo de diretriz que cite diretamente a questão climática e instrumentos para gerenciá-la. Algumas das cidades que encabeçam esta iniciativa são São Paulo, Santos, Rio de Janeiro, Curitiba e Salvador. O Relatório Especial do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas fez um compilado de informações e estudos de caso sobre o grau de vulnerabilidade de importantes cidades costeiras brasileiras, ressaltando a necessidade de investimento financeiro e técnico em planos municipais e metropolitanos de adaptação às mudanças climáticas, com ações baseadas em infraestrutura e em ecossistemas (PBMC, 2016).

2.3 Adaptação baseada em Ecossistemas (AbE)

Ainda que nos últimos decênios os esforços para a mitigação climática tenham tido certa proeminência nos discursos políticos e nos acordos multilaterais, as abordagens de adaptação tornaram-se uma necessidade improtelável (SAE, 2014; CARTER et al., 2015). A necessidade de integrar diferentes cenários a curto, médio e longo prazos, a tentativa de combinar interesses de diferentes setores e escalas e as incertezas embutidas neste conjunto de processos adensam a dificuldade de governos e instituições em traçar planos de adaptação que sejam eficientes e operantes (COLLOFF et al., 2017). Neste contexto, a adaptação pode ser considerada como um contínuo entre resiliência, transformação e transição, em que a flexibilidade adquire papel fundamental dentro deste gradiente de ações e respostas imediatas ou construídas paulatinamente (WISE et al., 2014).

Entender a relação e os limites que se estabelecem entre desenvolvimento e adaptação torna-se um ponto chave, sobretudo para governos e tomadores de decisão. Isto porque as significações de ambos os termos são diversas, e por vezes, podem conduzir, erroneamente, a uma similaridade. No âmbito de mudanças climáticas, os riscos e vulnerabilidades serão responsáveis por delimitar o perímetro de atuação de medidas adaptativas, logo, definindo o escopo e a amplitude de diretrizes de desenvolvimento (AGRAWAL; LEMOS, 2015). A capacidade adaptativa de um governo está associada à habilidade de desenvolver e aplicar medidas baseadas em diferentes frentes, dentre elas, teóricas, empíricas e tecnocratas, principalmente com foco nos requerimentos e idiosincrasias de cada local (KLEIN et al., 2007).

As estratégias de adaptação devem incluir instrumentos e medidas que englobem a variedade de impactos decorrentes de mudanças climáticas, que não estão restritos apenas à esfera natural, mas também às tensões socioeconômicas e culturais, além dos aspectos tradicionais de cada comunidade, as interações com o ambiente físico e o planejamento integrado de amplo espectro (KELLY; ADGER, 2000; AGRAWAL; LEMOS, 2015). A necessidade de incluir medidas adaptativas nos trâmites governamentais e nas agendas político-ambientais tem sido reforçada desde 2011, durante a Conferência das Partes (COP) que ocorreu em Durban (África do Sul), com a indicação da formulação e implementação dos Planos Nacionais de Adaptação (NAP) e de ferramentas para isso.

Uma destas estratégias de adaptação é a adaptação baseada em ecossistemas (AbE). De acordo com a Convenção sobre a Diversidade Biológica (CBD, 2009), esta estratégia consiste em usar da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos como auxílio à adaptação, com o objetivo diminuir riscos e vulnerabilidades de populações aos impactos negativos das mudanças climáticas. O Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) também possui uma definição para AbE, a qual também parte do pressuposto do uso de serviços ecossistêmicos e biodiversidade na conquista da adaptação às mudanças climáticas, não obstante, amplia a aplicação deste conceito não somente a pessoas, mas para comunidades, desde o âmbito local até o global (TRAVERS et al., 2012). AbE está focada na manutenção e manejo da funcionalidade dos ecossistemas, que por sua vez, irão auxiliar em processos adaptativos e no aumento da resiliência das pessoas expostas a diferentes gradientes de mudanças ambientais, muitas ainda incertas. Esta abordagem pode ser combinada com demais estratégias, sempre mantendo o foco no custo-benefício, custo-efetividade e co-benefícios (CAMPBELL et al., 2009; FBPN/ICLEI, 2015).

Os preâmbulos da utilização e da definição de AbE estão nos anos 1970, com o início dos movimentos ambientais e nos anos 1980, quando a Ecologia avança nos estudos acerca de abordagens ecossistêmicas voltadas para a gestão de recursos naturais, e mais tarde, para sistemas ecológicos. Somente a partir de 2008, os debates sobre a necessidade de estratégias adaptativas conquistam espaço nas agendas políticas internacionais. Os anos que se seguiram foram fundamentais na definição do conceito e de suas características, sobretudo apoiados nas publicações da CBD. Na última década, AbE tornou-se um termo conspícuo nas discussões de conferências e convenções internacionais, assumindo o papel de uma nova ferramenta integradora, participativa e de transição para a tomada de decisões (FBPN/ICLEI, 2015). No cenário nacional, o número de projetos que abordem AbE ainda é incipiente (FBPN/ICLEI, 2015), entretanto, há bons prospectos de evolução, visto que parte da legislação necessária já está em vigor ou em vias de implementação (SCARANO, 2017).

AbE pode ter um grande potencial no alcance de soluções e de uma transição de sustentabilidade para cenários de mudanças climáticas, pois é capaz de unir em um mesmo escopo objetivos de diferentes segmentos, dentre eles políticos, de preservação natural e da biodiversidade, de economia sustentável, bem como de justiça e inclusão social (MUNANG et al., 2013; SCARANO, 2017). Uma vez que esta abordagem é considerada recente, ainda há, proporcionalmente, poucas iniciativas governamentais e

institucionais que investiram em sua aplicação, e este é um dos principais desafios dos tomadores de decisão (VIGNOLA et al., 2009). Integrar AbE nos processos e estruturas de planejamento das políticas de mudanças climáticas requer delineamento de planos de ação que sejam multiescalares e a gestão integrada entre as esferas institucionais nacionais e mesmo internacionais.

Munang et al. (2013) citam os três principais componentes que devem ser considerados durante a adoção de um sistema robusto e operacional de AbE. Para os autores, o primeiro passo é a busca por conhecimento e a compilação de informações básicas, como avaliações sistêmicas de vulnerabilidade e de impactos, bem como diagnósticos ecológicos acerca de serviços ecossistêmicos e de sua valoração. Em seguida, a capacitação técnica para análises dos resultados coletados e a aplicação de técnicas de modelagem associada ao uso de tecnologias pode acelerar as análises por parte de grupos gestores e tomadores de decisão acerca das áreas mais vulneráveis e das necessidades mais iminentes de cada local ou comunidade. Por fim, são realizadas as práticas de integração entre as técnicas e opções de AbE aos planos nacionais e subnacionais de adaptação. Este talvez seja o passo mais importante, bem como intrincado neste processo, visto que é durante esta fase que ocorrem os trâmites para combinação de políticas e discussões sobre inserções em planos orçamentários (MUNANG et al., 2013).

Por se tratar de uma abordagem integrativa e participativa, AbE demanda que diferentes setores da sociedade estejam engajados nas suas metas. Neste âmbito, os núcleos de tecnologias e infraestrutura assumem papel de destaque. Transcender da infraestrutura convencional/cinza para a infraestrutura natural/verde implica não somente em planejar projetos funcionais do ponto de vista operacional, requer que estes projetos sejam administrados por uma rede de interações de diferentes profissionais que comprometam-se em maximizar os co-benefícios e os *feedbacks* na tríade economia-sociedade-meio natural, tendo como pano de fundo a questão climática e as vulnerabilidades associadas (JONES; HOLE; ZAVALETA, 2012). Desenha-se, então, uma gestão holística, cujos resultados estão evidentes tanto na economia de recursos financeiros durante eventos extremos, bem como na soberania e resiliência de comunidades mais susceptíveis (e.g. MOBERG; RÖNNBÄCK, 2003; EMERTON; BAIG; SALEEM, 2009; YU et al., 2009). A economia sob uma visão ecológica ganha um aspecto sistêmico, incluindo a percepção social, os impactos ecológicos, a

distribuição dos recursos e os valores ambientais decorrentes das diferentes realidades dos atores sociais (MARTÍNEZ-ALIER, 2007). Os Planos Nacionais de Adaptação (NAP) podem ser bons veículos para que AbE seja incorporado com respaldo tanto por governos nacionais como subnacionais, através de readequação de diretrizes já existentes, da proposição de abordagens inovadoras e de etapas de melhoria contínua (UNFCCC, 2017).

Não obstante estes tipos de arranjo já estarem sendo aplicados em diversos países, abordagens recentes e arrojadas como esta ainda são desafiadoras e encaradas com certo ceticismo. A publicação de documentos de orientação e instrumentalização de AbE, assim como a sugestão da implementação de Planos Nacionais de Adaptação (NAP) durante a última década contribuíram para que os primeiros passos fossem dados (ANDRADE et al., 2011; GIROT et al., 2012; TRAVERS et al., 2012). Uma revisão bibliográfica de 44 planos de adaptação de países em desenvolvimento realizada por Pramova e colaboradores (2012) mostra que somente 22% incluíam uma abordagem de AbE, com vistas a múltiplos interesses, entre eles, bem-estar social e infraestrutura natural. Identificar as barreiras e condicionantes que freiam ou tornam morosa a adoção de estratégias de AbE ajuda a entender os motivos da inércia neste processo e podem ser um gatilho para a maior interação entre setores científicos e políticos (VIGNOLA et al., 2009; HUGGEL et al., 2015, SCARANO, 2017).

Em contexto global, os principais desafios listados estão relacionados à governança, escala temporal de aplicação de projetos de AbE, eficácia e eficiência econômica, estratégias de financiamento e incertezas quanto aos conhecimentos acerca de serviços ecossistêmicos e mudanças climáticas (OJEA, 2015). Parte destes desafios reside nos poucos modelos de projetos de AbE de longo prazo e na carência de avaliações concretas e comparativas dos mesmos (DOSWALD et al., 2014). O escopo transdisciplinar do AbE e a necessidade de colaborações entre instituições e ministérios também é um fator complicador, pois nem sempre se tem explícito qual é o papel de cada ente governamental e de cada ator (CHONG, 2014; OJEA, 2015). O alinhamento político-ideológico de governos menos engajados ambientalmente e a instabilidade política também podem ser impeditivos na adoção tanto desta abordagem, quanto de medidas de proteção a áreas naturais (e.g. VIEIRA et al., 2018).

APÊNDICE II

Material Suplementar 1: Categorização de esquemas de PSA brasileiros de acordo com as informações disponíveis na literatura. (SI = sem informação).

PSA	Tipo de arquivo	Expectativa e meta do PSA	Tipo de Serviço Ecosistêmico	UF	Bioma	Escala Espacial	Escala temporal	Fase de andamento	Tipo de Financiamento	Esfera(s) participante(s)	Esfera governamental	Beneficiados pelo pagamento	Monitoramento e avaliação dos resultados	Referências
Proambiente	Artigo	Ecológica, Econômica, Social e Cultural	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	9 estados	Floresta Amazônica	Regional	2000-2010	Finalizado	SI	Pública e Privada	Governo Federal	Moradores da Amazônia que residem na área de abrangência do projeto	Parcial	Börner et al., 2007; Hall, 2008; Ringhofer et al., 2013
Projeto de Certificação (Incluído no Programa de Promoção de Reflorestamento)	Artigo	Ecológica	Provisão e Regulação	AC	Floresta Amazônica	Local	Duração de 6 anos	SI	Público	Pública	Governo Estadual	Pequenos produtores rurais	Parcial	Eloy et al., 2012
Projeto Integrado Regional de Gerenciamento de Ecossistemas Silvopastoris	Artigo	Ecológica e Econômica	Provisão, Regulação, Suporte	MG	Cerrado	Local	SI	SI	SI	SI	SI	Produtores rurais	SI	Giannetti et al., 2011
Produtor de Águas	Artigo	Ecológica e Social	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	Vários estados	Vários	Regional a Local (municipal)	Iniciou em 2006	SI	SI	Pública e Privada	Governos Federal, Estadual e Municipal	Produtores rurais	SI	Rodrigues et al., 2011; Libanio, 2015; Libanio, 2016; Mataveli et al., 2018
Produtor de Água do Rio Camboriú (Lei 3026/2009)	Artigo/ Legislação/ Livro/ Relatório	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	SC	Floresta Atlântica	Local (Municipal)	Projeto piloto em 2009 e implementação em 2014	SI	Público e Privado	Pública e Privada	Governos Federal, Estadual e Municipal	Proprietários rurais da bacia de atuação do projeto	Parcial	Balneário Camboriú, 2011; Guedes; Seehusen, 2011; Karam et al., 2015; Santos, Silvano, 2016; Prefeitura de Balneário Camboriú, 2017; Kroeger et al., 2017; TNC, 2017

PSA	Tipo de arquivo	Expectativa e meta do PSA	Tipo de Serviço Ecosistêmico	UF	Bioma	Escala Espacial	Escala temporal	Fase de andamento	Tipo de Financiamento	Esfera(s) participante(s)	Esfera governamental	Beneficiados pelo pagamento	Monitoramento e avaliação dos resultados	Referências
Produtor de Água - Piracicaba-Capivari-Jundiaí (PdA-PCJ)	Artigo/ Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	SP	Floresta Atlântica	Local	2009-2012	Finalizado	Público e Privado	Pública e Privada	Governos Federal e Estadual	Produtores rurais	Sim	Guedes; Seehusen, 2011; Richards et al., 2017; TNC, 2015
Produtor de Água – DF	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	DF	Cerrado	Local	Iniciou em 2012	Em andamento	Público	Pública e Privada	Governos Federal, Estadual e Municipal	Produtores rurais	Sim	Lima; Ramos, 2018
Produtor de Águas – MG	Relatório	Ecológica e Social	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	MG	Floresta Atlântica	Local	Iniciou em 2005	SI	SI	SI	SI	Produtores rurais	SI	Lobato, 2010
Produtor de Águas - ES (Lei Estadual 5.818/1998)	Relatório	Ecológica e Social	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	ES	Floresta Atlântica	Regional	SI	SI	SI	SI	SI	Produtores rurais	SI	Lobato, 2010
Produtor de Águas – SP	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	SP	Floresta Atlântica	Local	Iniciou em 2006	SI	Público e Privado	Pública e Privada	Governos Federal e Estadual	Produtores rurais	SI	Uezu et al., 2017
Produtores de Água – Bacia Benevente / ES	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	ES	Floresta Atlântica	Local	Iniciou em 2009	SI	Público e Privado	Pública e Privada	Governos Federal, Estadual e Municipal	Produtores rurais	Parcial	Guedes; Seehusen, 2011

PSA	Tipo de arquivo	Expectativa e meta do PSA	Tipo de Serviço Ecosistêmico	UF	Bioma	Escala Espacial	Escala temporal	Fase de andamento	Tipo de Financiamento	Esfera(s) participante(s)	Esfera governamental	Beneficiados pelo pagamento	Monitoramento e avaliação dos resultados	Referências
Produtor de Água São Francisco Xavier / SP	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	SP	Floresta Atlântica	Local	SI	SI	SI	Pública e Privada	Governo Municipal	SI	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Produtores de Água – Bacia do Rio São José	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	ES	Floresta Atlântica	Local	SI	SI	Público e Privado	Pública e Privada	Governos Federal, Estadual e Municipal	SI	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Programa Bolsa Floresta (Decreto Estadual 26.958/2007)	Artigo/ Informativo	Ecológica, Econômica, Social e Cultural	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	AM	Floresta Amazônica	Regional (opera em 16 UCs)	Iniciou em 2007	SI	Público e Privado	Pública e Privada	Governo Estadual	Moradores da floresta, que vivem nas UCs atendidas pelo esquema	Sim	Cassola, 2010; Pereira, 2010; Rival, 2013; Ringhofer et al., 2013; Gebara, 2013; Agustsson et al., 2014; Alves-Pinto et al., 2018
Araçuaí Sustentável	Artigo	Ecológica, Econômica e Social	Provisão, Suporte e Cultural	MG	Floresta Atlântica	Local (municipal)	SI	SI	SI	Pública e Privada	Governo Municipal	Pequenos produtores rurais	Parcial	Rival, 2013
ProdutorES	Artigo	Ecológico e Político	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	ES	Floresta Atlântica	Regional (Estadual)	Contratos duram 3 anos	SI	Público e Privado	Pública e Privada	Governos Estadual e Municipal	Produtores rurais	SI	Zanella et al., 2014
Projeto Oásis - PR	Artigo/ Relatório/ Livro	Ecológica, Econômica e Política	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	PR	Floresta Atlântica	Local (Municipal)	Iniciou em 2009 (contratos duram 4 anos)	SI	Público e Privado	Pública e Privada	Governos Federal e Municipal	Produtores rurais	Parcial	FGBPN, 2011; Guedes; Seehusen, 2011; Zanella et al., 2014; Young, Bakker, 2014; Santos, Silvano, 2016

PSA	Tipo de arquivo	Expectativa e meta do PSA	Tipo de Serviço Ecosistêmico	UF	Bioma	Escala Espacial	Escala temporal	Fase de andamento	Tipo de Financiamento	Esfera(s) participante(s)	Esfera governamental	Beneficiados pelo pagamento	Monitoramento e avaliação dos resultados	Referências
Projeto Oásis São Bento do Sul: Produtor de Água do Rio Vermelho	Artigo/ Relatório	Ecológica e Política	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	SC	Floresta Atlântica	Local (Municipal)	Iniciou em 2011	SI	Público e Privado	Pública e Privada	Governo Municipal	Produtores rurais	SI	FGBPN, 2011; Santos, Silvano, 2016
Projeto Oásis – SP	Relatório/ Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	SP	Floresta Atlântica	Local	2006-2012	Finalizado	Privado	Pública e Privada	Governo Municipal	Produtores rurais	Parcial	FGBPN, 2011; Guedes; Seehusen, 2011
Projeto Conservador de Águas – Extrema (Lei Municipal 2.100/2005)	Artigo/ Livro/ Relatório/ Informativo	Ecológica, Econômica e Social	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	MG	Floresta Atlântica	Local (Municipal)	Iniciou em 2005 (contratos duram 4 anos e podem ser renováveis)	Em andamento	Público e Privado	Pública e Privada	Governos Federal, Estadual e Municipal	Produtores rurais	Sim	Cassola, 2010; Guedes; Seehusen, 2011; Manfredini, Guandique, 2011; ; Zolin et al., 2014; Zanella et al., 2014; Jardim, Bursztyn, 2015; Richards et al., 2015; Pereira et al., 2016; Pereira, 2017; Uezu et al., 2017; Vianni et al., 2018
Conservador das Águas – SP (Lei 6757/2015)	Artigo/ Legislação	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	SP	Floresta Atlântica	Local	Iniciou em 2007	SI	SI	Pública	Governo Municipal	Pequenos produtores rurais	SI	Bauru, 2015; Richards et al., 2017
Sistema de Incentivos para Serviços Ambientais (SISA) * Lei 2.308/2010	Artigo/ Livro/ Relatório	Ecológica, Econômica, Social e Cultural	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	AC	Floresta Amazônica	Regional (11405km ²)	Iniciou em 2007	SI	Público e Privado	Pública e Privada	Governo Estadual	Moradores da floresta e comunidades locais	Sim	WWF, 2013; Duchelle et al., 2014; Conceição et al., 2015; MMA, 2017

PSA	Tipo de arquivo	Expectativa e meta do PSA	Tipo de Serviço Ecosistêmico	UF	Bioma	Escala Espacial	Escala temporal	Fase de andamento	Tipo de Financiamento	Esfera(s) participante(s)	Esfera governamental	Beneficiados pelo pagamento	Monitoramento e avaliação dos resultados	Referências
Assentamentos Sustentáveis na Amazônia (Modelo REDD+)	Artigo	Ecológica e Social	Suporte e Provisão	PA	Floresta Amazônica	Regional	SI	SI	SI	Pública e Privada	Governo Federal	Produtores rurais e colonos	SI	Duchelle et al., 2014
REDD+ **	Artigo	Ecológica e Social	Suporte	PA	Floresta Amazônica	Regional	SI	SI	Nacional e Internacional	SI	SI	Produtores rurais	SI	Cromberg et al., 2014; Sheng et al., 2017
Corredor Ecológico de Chapecó	Artigo	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	SC	Mata Atlântica	Local (5000 km ²)	Iniciou em 2009	SI	Público e Privado	Pública e Privada	Governo Estadual	Produtores Rurais	Não	Alarcon et al., 2017; Tagliari et al., 2019
Bolsa Verde (Decreto 7.572/2011)	Artigo	Ecológica, Econômica e Social	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	23 estados	Vários	Nacional (mais de 46 milhões de ha)	Iniciou em 2011	SI	Público	Pública	Governo Federal	Pequenos produtores rurais	SI	Richards et al., 2017; Alves-Pinto et al., 2018
Reserva Sustentável do Juma (REDD)	Artigo	Ecológica e Social	Provisão, Suporte e Regulação	AM	Floresta Amazônica	Local (Dentro da Reserva Juma)	Iniciou em 2007	SI	Privado e Internacional	Privada	SI	Produtores rurais que vivem na reserva	SI	Gebara, 2013; Ringhofer et al., 2013
Protetor das Águas de Vera Cruz	Artigo	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	RS	Floresta Atlântica	Local (Municipal)	Iniciou em 2011	SI	Privado	SI	SI	Agricultores familiares	SI	Santos, Silvano, 2016

PSA	Tipo de arquivo	Expectativa e meta do PSA	Tipo de Serviço Ecosistêmico	UF	Bioma	Escala Espacial	Escala temporal	Fase de andamento	Tipo de Financiamento	Esfera(s) participante(s)	Esfera governamental	Beneficiados pelo pagamento	Monitoramento e avaliação dos resultados	Referências
Programa Municipal de Recuperação de Nascentes	Artigo	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	RS	Floresta Atlântica	Local (Municipal)	Iniciou em 2009	SI	Público	SI	SI	Suinocultores	SI	Santos, Silvano, 2016
SOS Nascentes - Programa de Gestão Ambiental da Região dos Mananciais	Artigo/Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	SC	Floresta Atlântica	Local (Municipal)	Iniciou em 1997	SI	Público e Privado	Pública	Governo Municipal	Produtores rurais	Parcial	Guedes; Seehusen, 2011; Santos, Silvano, 2016
Programa Produtor de Água e Floresta (PAF)	Artigo/Livro	Ecológica e Social	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	RJ	Floresta Atlântica	Local (Municipal)	Iniciou em 2007	SI	Público e Privado	Pública e Privada	Governos Federal, Estadual e Municipal	Produtores rurais locais	Sim	Guedes; Seehusen, 2011; Ruiz, 2015; Paiva, Coelho, 2015
Lei Chico Mendes (Lei 1.277/1999)	Artigo/ Informativo	Ecológica, Social, Econômica Política e Cultural	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	AC	Floresta Amazônica	Regional	Iniciou em 1999	SI	SI	Pública	Governo Estadual	Seringueiros	Parcial	Kugel; Jha, 2013; Hausknost et al., 2017
Programas Desmatamento Evitado	Artigo/ Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	BA; SC e PR	Floresta Atlântica	Local	Iniciou em 2003	SI	Privado	Pública e Privada	Não há	Pequenos produtores rurais	Parcial	Guedes; Seehusen, 2011; Tagliari et al., 2019
Araucária+: Bonificação por Produção Sustentável	Artigo	Ecológica e Social	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	SC	Floresta Atlântica	Regional	SI	SI	Privado	Privada	SI	Produtores rurais	SI	Tagliari et al., 2019

PSA	Tipo de arquivo	Expectativa e meta do PSA	Tipo de Serviço Ecosistêmico	UF	Bioma	Escala Espacial	Escala temporal	Fase de andamento	Tipo de Financiamento	Esfera(s) participante(s)	Esfera governamental	Beneficiados pelo pagamento	Monitoramento e avaliação dos resultados	Referências
Estradas com Araucárias e Programa Bioclima	Artigo	Ecológica	Suporte e Provisão	SC e PR	Floresta Atlântica	Regional	Iniciou em 2011	SI	Privado	Pública	SI	Produtores rurais	SI	Tagliari et al., 2019
Projeto Mina d'Água	Artigo/ Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	SP	Floresta Atlântica	Local/Regional	Iniciou em 2013	SI	Público	Pública	Governo Municipal	Produtores rurais	SI	Richards et al., 2017; Uezu et al., 2017
Cota de Reserva Ambiental (CRA)	Artigo	Ecológica	Suporte e Provisão	Todo o Brasil	Vários	Nacional	SI	SI	SI	Pública	Governos Federal, Estadual e Municipal	Proprietários rurais que possuem áreas florestais conservadas acima da quantidade mínima para reserva legal.	SI	Brito, 2017
Programa Manancial Vivo (Decreto 11.303/ 2010 e Resolução SEMADUR Nº.004)	Relatório	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	MS	Cerrado	Local	Iniciou em 2010	SI	Público e Privado	Pública e Privada	Governos Federal, Estadual e Municipal	Produtores rurais	Parcial	Prefeitura Municipal de Campo Grande, 2012
Instituto BioAtlântica - Parque de Carbono/RJ	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte	RJ	Floresta Atlântica	Local	SI	SI	SI	Pública e Privada	Governo Municipal e Estadual	Parque Estadual da Pedra Branca	SI	Guedes; Seehusen, 2011

PSA	Tipo de arquivo	Expectativa e meta do PSA	Tipo de Serviço Ecossistêmico	UF	Bioma	Escala Espacial	Escala temporal	Fase de andamento	Tipo de Financiamento	Esfera(s) participante(s)	Esfera governamental	Beneficiados pelo pagamento	Monitoramento e avaliação dos resultados	Referências
Instituto BioAtlântica - Parque de Carbono, Biodiversidade e Comunidade/ BA	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte	BA	Floresta Atlântica	Regional	SI	SI	Privado	Privada	Não há	Produtores rurais	SI	Guedes; Seehusen, 2011
RURECO - Agricultura Ecológica e Serviços Socio-ambientais	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte	PR	Floresta Atlântica	Regional	SI	SI	Público e Privado	Pública e Privada	Governo Federal	Produtores rurais	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Iniciativa Verde	Livro	Ecológica e Social	Provisão, Regulação, Suporte	SP	Floresta Atlântica	Regional	SI	SI	Público e Privado	Pública e Privada	Governo Estadual	Produtores rurais	Parcial	Guedes; Seehusen, 2011
IMEI Consultoria - Brasil Mata Viva	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte	GO	Floresta Atlântica	Local	Iniciou em 2007	SI	Público e Privado	Pública e Privada	Governo Estadual e Federal	Produtores rurais	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Instituto Arvorar - Carbono, Biodiversidade e Renda	Livro	Ecológica e Econômica	Provisão, Regulação, Suporte	SP	Floresta Atlântica	Local	Iniciou em 2001	SI	SI	Pública e Privada	Governo Federal	Produtores rurais	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Instituto Arvorar - Recomposição da Paisagem e SAFs (Café com Floresta)	Livro	Ecológica e Econômica	Provisão, Regulação, Suporte	SP	Floresta Atlântica	Local	SI	SI	SI	Pública e Privada	Governo Federal	Produtores rurais	SI	Guedes; Seehusen, 2011

PSA	Tipo de arquivo	Expectativa e meta do PSA	Tipo de Serviço Ecossistêmico	UF	Bioma	Escala Espacial	Escala temporal	Fase de andamento	Tipo de Financiamento	Esfera(s) participante(s)	Esfera governamental	Beneficiados pelo pagamento	Monitoramento e avaliação dos resultados	Referências
Programa São José Mais Água (Lei Municipal 8.905/2013 e Decreto 15.922/2014)	Livro	Ecológica	Provisão, Suporte e Regulação	SP	Floresta Atlântica	Local	Iniciou em 2012	SI	Público	Pública e Privada	Governos Federal, Estadual e Municipal	Produtores rurais	SI	MMA, 2017
Programa Certificação da Propriedade Sustentável	Relatório	Ecológica e Social	Suporte e Regulação	AC	Floresta Amazônica	Regional	Iniciou em 2008	SI	SI	SI	SI	Pequenos produtores rurais	SI	WWF, 2013
Turismo Carbono Neutro	Livro	Ecológica e Social	Provisão, Suporte e Regulação	BA	Floresta Atlântica	Local	SI	SI	SI	Privada	Não há	Produtores rurais tradicionais	Parcial	Guedes; Seehusen, 2011
Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem (SPVS) - Programas de Conservação da Mata Atlântica	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte	PR	Floresta Atlântica	Local	SI	SI	Privado	Privada	Não há	APA Guaraqueçaba	Parcial	Guedes; Seehusen, 2011
Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem (SPVS) - Programas de Conservação da Mata Atlântica	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte	PR e SC	Floresta Atlântica	Local	SI	SI	Privado	Privada	Não há	Produtores rurais	Parcial	Guedes; Seehusen, 2011
AES Tietê	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte	SP	Floresta Atlântica	Local	SI	SI	SI	Pública e Privada	Governo Estadual	AES Tietê	Parcial	Guedes; Seehusen, 2011

PSA	Tipo de arquivo	Expectativa e meta do PSA	Tipo de Serviço Ecosistêmico	UF	Bioma	Escala Espacial	Escala temporal	Fase de andamento	Tipo de Financiamento	Esfera(s) participante(s)	Esfera governamental	Beneficiados pelo pagamento	Monitoramento e avaliação dos resultados	Referências
Fundação SOS Mata Atlântica - Florestas do Futuro	Livro	Ecológica e Social	Provisão, Suporte e Regulação	SP, RJ, MG, PR, BA	Floresta Atlântica	Regional	Iniciou em 2003	SI	Privado	Privada	Não há	SI	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Grupo Plantar – Projeto de Reflorestamento como Fonte Renovável de Suprimento de Madeira para Uso Industrial no Brasil / MG	Livro	Ecológica	Provisão	MG	Cerrado	Local	SI	SI	SI	Privada	Não há	SI	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Grupo Ambientalista da Bahia (GAMBÁ)	Livro	Ecológica	Provisão e Suporte	BA	Floresta Atlântica	Local	SI	SI	Público	Pública e Privada	Governo Federal	Produtores rurais	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Klabin – Projeto de Sequestro de Carbono	Livro	Ecológica	Provisão e Suporte	PR	Floresta Atlântica	Local	SI	SI	SI	Privada	Não há	SI	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Associação Ambientalista Copaíba - Banco de Mudas da Mata Atlântica	Livro	Ecológica	Provisão, Suporte e Regulação	MG e SP	Floresta Atlântica	Local	SI	SI	Público	Pública e Privada	Governo Federal	Produtores rurais	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Associação Ecológica Amigos da Serra (ASEMA) - Projeto Corredor Aymorés	Livro	Ecológica	Provisão e Suporte	RJ	Floresta Atlântica	Local	SI	SI	Público	Pública e Privada	Governo Federal	Produtores rurais	SI	Guedes; Seehusen, 2011

PSA	Tipo de arquivo	Expectativa e meta do PSA	Tipo de Serviço Ecosistêmico	UF	Bioma	Escala Espacial	Escala temporal	Fase de andamento	Tipo de Financiamento	Esfera(s) participante(s)	Esfera governamental	Beneficiados pelo pagamento	Monitoramento e avaliação dos resultados	Referências
IPEMA – Manejo Sustentável da Juçara no Litoral Norte e Serra do Mar / SP	Livro	Ecológica	Provisão, Suporte e Regulação	SP	Floresta Atlântica	Local	SI	SI	Público	Pública e Privada	Governo Federal	Produtores rurais	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Ação Nascente Maquiné	Livro	Ecológica e Social	Provisão e Suporte	RS	Floresta Atlântica	Local	SI	SI	Público	Pública e Privada	Governo Federal	SI	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Projeto Carbono Muriqui	Livro	Ecológica	Provisão, Suporte e Regulação	MG	Floresta Atlântica	Local	SI	SI	SI	Pública e Privada	Governo Municipal	Produtores rurais	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Instituto Arvorar - Mapa dos Sonhos no Pontal do Paranapanema	Livro	Ecológica e Econômica	Provisão, Suporte e Regulação	SP	Floresta Atlântica	Local	SI	SI	SI	Privada	Não há	Produtores rurais	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Fundação CEPEMA - Cooperativa dos Cafeicultores Ecológicos do Maciço de Baturité (COMCAFÉ) / CE	Livro	Ecológica e Econômica	Provisão, Suporte e Regulação	CE	Floresta Atlântica	Local	SI	SI	SI	Pública e Privada	Governos Estadual e Municipal	Produtores rurais	Parcial	Guedes; Seehusen, 2011

PSA	Tipo de arquivo	Expectativa e meta do PSA	Tipo de Serviço Ecosistêmico	UF	Bioma	Escala Espacial	Escala temporal	Fase de andamento	Tipo de Financiamento	Esfera(s) participante(s)	Esfera governamental	Beneficiados pelo pagamento	Monitoramento e avaliação dos resultados	Referências
Centro Ecológico IPE – Cultivando nosso clima: promovendo a produção e consumo de produtos ecológicos para esfriar o planeta / RS, SC	Livro	Ecológica e Econômica	Provisão, Suporte e Regulação	RS e SC	Floresta Atlântica	Local	SI	SI	SI	Privada	Não há	Produtores rurais	Parcial	Guedes; Seehusen, 2011
Instituto Floresta Viva - Programa Floresta Viva / BA APA Itacaró/Serra Grande	Livro	Ecológica e Econômica	Provisão e Suporte	BA	Floresta Atlântica	Local	SI	SI	Público e Privado	Pública e Privada	Governo Estadual	Produtores rurais	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Pipiripau	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	DF	Cerrado	Local	2008-2018	Finalizado	SI	Pública e Privada	Governos Federal, Estadual e Municipal	SI	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Corredores do Vale do Guaratinguetá – BHPS / SP	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	SP	Floresta Atlântica	Local	2010-2020	Em andamento	SI	Pública e Privada	Governo Municipal	SI	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Programa Reflorestar	Livro	Ecológica	Provisão, Suporte e Regulação	ES	Floresta Atlântica	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	MMA, 2017

PSA	Tipo de arquivo	Expectativa e meta do PSA	Tipo de Serviço Ecosistêmico	UF	Bioma	Escala Espacial	Escala temporal	Fase de andamento	Tipo de Financiamento	Esfera(s) participante(s)	Esfera governamental	Beneficiados pelo pagamento	Monitoramento e avaliação dos resultados	Referências
Entorno RPPN Feliciano Abdala/Corredor Muriqui /MG	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	MG	Floresta Atlântica	Local	Iniciou em 2010	SI	SI	Pública e Privada	Governo Estadual	SI	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Ribeirão do Boi Sustentável / MG	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	MG	Floresta Atlântica	Local	2006-2016	Finalizado	SI	Pública e Privada	Governo Estadual	SI	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Desenvolvimento Rural Sustentável na Bacia do Rio Santo Antônio / MG	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	MG	Floresta Atlântica	Local	SI	SI	SI	Privada	Não há	SI	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Florestas para a Vida	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	ES	Floresta Atlântica	Local	2009-2013	Finalizado	Público e Privado	Pública e Privada	Governos Estadual e Municipal	SI	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Promata Itabira / MG	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	MG	Floresta Atlântica	Local	Iniciou em 2010	SI	Público	Pública	Governos Estadual e Municipal	SI	SI	Guedes; Seehusen, 2011
Promata Itamonte – Atitude Verde / MG	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	MG	Floresta Atlântica	Local	Iniciou em 2009	SI	SI	Pública e Privada	Governos Estadual e Municipal	SI	SI	Guedes; Seehusen, 2011

PSA	Tipo de arquivo	Expectativa e meta do PSA	Tipo de Serviço Ecosistêmico	UF	Bioma	Escala Espacial	Escala temporal	Fase de andamento	Tipo de Financiamento	Esfera(s) participante(s)	Esfera governamental	Beneficiados pelo pagamento	Monitoramento e avaliação dos resultados	Referências
Promata AMAJF / MG	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	MG	Floresta Atlântica	Local	Iniciou em 2008	SI	SI	Pública e Privada	Governo Estadual	Pequenos produtores rurais	Parcial	Guedes; Seehusen, 2011
Promata 4 Cantos - AMA Lapinha / MG	Livro	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	MG	Floresta Atlântica	Local	Iniciou em 2009	SI	SI	Pública e Privada	Governo Estadual	Pequenos produtores rurais	Parcial	Guedes; Seehusen, 2011
Programa Estadual de Pagamentos por Serviços Ambientais (PEPSA) (Lei Estadual 14.675/2009)	Relatório/ Artigo	Ecológica, Social e Cultural	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	SC	Floresta Atlântica	Regional	SI	SI	Público e Privado	SI	SI	SI	SI	Sacramento, 2015; Melo, 2017
Programa Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais (PRO-PSA)	Artigo	Ecológica	Provisão	RJ	Floresta Atlântica	Regional	Iniciou em 2011	SI	SI	Pública	SI	Produtores rurais	SI	Melo, 2017
Projeto Florestal Carbono Suruí	Artigo	Ecológica, Econômico, Social e Cultural	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	NI	Floresta Amazônica	SI	SI	SI	Público e Privado	SI	SI	SI	SI	Oliveira; Rocha, 2012
Projeto Formoso Vivo	Relatório	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	MS	Floresta Atlântica	Local	Começou em 2003	SI	SI	Pública e Privada	Governos Federal, Estadual e Municipal	Produtores rurais	SI	Gonzaga, 2016

PSA	Tipo de arquivo	Expectativa e meta do PSA	Tipo de Serviço Ecossistêmico	UF	Bioma	Escala Espacial	Escala temporal	Fase de andamento	Tipo de Financiamento	Esfera(s) participante(s)	Esfera governamental	Beneficiados pelo pagamento	Monitoramento e avaliação dos resultados	Referências
Programa Carbono Seguro	Livro/ Relatório	Ecológica	Provisão e Regulação	SP	Floresta Atlântica	Local	Started in 2009	SI	Público	Pública e Privada	Governo Federal	Produtores rurais	Parcial	Sá et al., 2013; Messias, 2015
Projeto Peugeot/ONF	Livro	Ecológica	Provisão	MT	Cerrado	Local	NI	SI	Privado	Privada	SI	Pequenos produtores rurais	SI	Vivian et al., 2013
Poço de Carbono Juruena	Livro	Ecológica	Provisão	MT	Cerrado	Local	NI	SI	Público	Pública	SI	Produtores rurais	SI	Vivian et al., 2013
Promoção da Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade nas Florestas de Fronteira do Noroeste de Mato Grosso	Livro	Ecológica, Econômica e Social	Provisão, Regulação e Suporte	MT	Cerrado	Regional	NI	SI	Privado	SI	SI	Produtores rurais	SI	Vivian et al., 2013
Projeto Carbono Cajari	Artigo	Ecológica	Provisão, Regulação e Suporte	AP	Floresta Amazônica	Regional	NI	SI	Público e Privado	Pública e Privada	Governos Federal e Estadual	Comunidade tradicional da floresta	SI	Superti; Aubertin, 2015
Programa Agente Ambiental	Artigo	Ecológica	Provisão, Regulação, Suporte e Cultural (Pacote de serviços)	MG	Floresta Atlântica	Regional	Iniciou em 2008	SI	SI	Pública e Privada	Governos Federal e Municipal	Produtores rurais	Parcial	Oliveira et al., 2013

PSA	Tipo de arquivo	Expectativa e meta do PSA	Tipo de Serviço Ecossistêmico	UF	Bioma	Escala Espacial	Escala temporal	Fase de andamento	Tipo de Financiamento	Esfera(s) participante(s)	Esfera governamental	Beneficiados pelo pagamento	Monitoramento e avaliação dos resultados	Referências
Água do Parque	Artigo	Ecológica	Provisão e Suporte	PE	Floresta Atlântica	Local	2011-2013	Finalizado	Privado	Pública e Privada	Governos Federal e Estadual	SI	SI	Reis, 2018
Carbono Vivo	Artigo	Ecológica	Provisão	PE	Floresta Atlântica	Local	2010-2013	Finalizado	SI	Pública e Privada	Governo Federal	Produtores rurais	SI	Reis, 2018
Programa Pro-Extrativismo (PPE)	Artigo	Ecológica	Provisão	AP	Floresta Amazônica	Regional	Iniciou em 2012	SI	Público	Pública	Governos Federal e Estadual	Comunidade tradicional da floresta	SI	Viana et al., 2014

*De acordo com Duchelle et al. (2014) o esquema SISA é caracterizado com um esquema REDD+ (Redução de Emissões de gases de efeito estufa provenientes do Desmatamento e da Degradação florestal, considerando o papel da conservação de estoques de carbono florestal, manejo sustentável de florestas e aumento de estoques de carbono florestal).

** REDD+ (Redução de Emissões de gases de efeito estufa provenientes do Desmatamento e da Degradação florestal, considerando o papel da conservação de estoques de carbono florestal, manejo sustentável de florestas e aumento de estoques de carbono florestal).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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, 2013.

AGRAWAL, A.; LEMOS, M. C. Adaptive development. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 3, p. 185, 2015.

AGUSTSSON, K.; GARIBJANA, A.; ROJAS, E.; VATN, A. An assessment of the forest allowance programme in the Juma Sustainable Development Reserve in Brazil. **International Forestry Review**, v. 16, n. 1, p. 87-102, 2014.

AKERS, J. F.; YASUÉ, M. Motivational crowding in payments for ecosystem service schemes: a global systematic review. **Conservation and Society**, v. 17, n. 4, p. 377-389, 2019.

ALARCON, G. G.; FANTINI, A. C.; SALVADOR, C. H.; FARLEY, J. Additionality is in detail: Farmers' choices regarding payment for ecosystem services programs in the Atlantic forest, Brazil. **Journal of Rural Studies**, v. 54, p. 177-186, 2017.

ALVES-PINTO, H. N.; HAWES, J. E.; NEWTON, P.; FELTRAN-BARBIERI, R.; PERES, C. A. Economic impacts of payments for environmental services on livelihoods of agro-extractivist communities in the Brazilian Amazon. **Ecological Economics**, v. 152, p. 378-388, 2018.

ANA - Agência Nacional de Águas. 2017. **Programa Produtor de Água: Bacia Rio Macaé**. Disponível em:

<<http://portal1.snirh.gov.br/ana/apps/webappviewer/index.html?id=7ec090fe5d2f4608a60c8ec709f8ec0>>
Acesso em: 07 out. 2017.

ANA – Agência Nacional de Águas. 2019. Programa Produtor de Água. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/programas-e-projetos/programa-produtor-de-agua/projetos>>. Acesso em: 12 nov. 2019.

ANA – Agência Nacional de Águas. 2012. **Programa Produtor de Água termina com “chave de ouro”**. ANA/Imprensa/Notícias. Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/imprensa/noticia.aspx?List=ccb75a86-bd5a-4853-8c76cc46b7dc89a1&ID=10437>> . Acesso em: 07 out. 2017.

ANDRADE, A.; CORDOBA, R.; DAVE, R.; GIROT, P.; HERRERA, F. B.; MUNROE, R.; Oglethorpe, J.; Pramova, E; Watson, J.; VERGARA, W. Draft principles and guidelines for integrating ecosystem-based approaches to adaptation in project and policy design: A discussion document. **Turrialba: CATIE**, 27 p., 2011.

ANP – Agência Nacional de Petróleo. Royalties. Disponível em< <http://www.anp.gov.br/royalties-e-outras-participacoes/royalties>>. Acesso em: 05 fev. 2021.

ANTON, C.; YOUNG, J.; HARRISON, P. A.; MUSCHE, M.; BELA, G.; FELD, C. K.; SKOURTOS, M. Research needs for incorporating the ecosystem service approach into EU biodiversity conservation policy. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 10, p. 2979-2994, 2010.

ARAOS, M.; BERRANG-FORD, L.; FORD, J. D.; AUSTIN, S. E.; BIESBROEK, R.; LESNIKOWSKI, A. Climate change adaptation planning in large cities: A systematic global assessment. **Environmental Science & Policy**, v. 66, p. 375-382, 2016.

ASMUS, M. L.; NICOLODI, J.; ANELLO, L. S.; GIANUCA, K. The risk to lose ecosystem services due to climate change: A South American case. **Ecological engineering**. v. 130, p. 233-241, 2017.

AZEVEDO-SANTOS, V. M.; FEARNSSIDE, P. M.; OLIVEIRA, C. S.; PADIAL, A. A.; PELICICE, F. M.; LIMA, D. P.; AGOSTINHO, A. A. Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 7, p. 1745-1752, 2017.

BAI, X.; DAWSON, R. J.; ÜRGE-VORSATZ, D.; DELGADO, G. C.; BARAU, A. S.; DHAKAL, S.; SCHULTZ, S. Six research priorities for cities and climate change. **Nature**. v. 555, p. 23-25, 2018.

BALMFORD, A.; FISHER, B.; GREEN, R. E.; NAIDOO, R.; STRASSBURG, B.; TURNER, R. K.; RODRIGUES, A. S. Bringing ecosystem services into the real world: an operational framework for assessing the economic consequences of losing wild nature. **Environmental and Resource Economics**, v. 48, n. 2, p. 161-175, 2011.

BALNEÁRIO CAMBORIÚ (2011). **Decreto nº 6121 de 16 de maio de 2011**. Disponível em: <<https://leismunicipais.com.br/a/sc/b/balneario-camboriu/decreto/2011/612/6121/decreto-n-6121-2011-regulamenta-a-lei-n-3026-de-26-de-novembro-de-2009-que-versa-sobre-a-criacao-do-projeto-produtor-de-agua-autoriza-a-empresa-municipal-de-agua-e-saneamento-emasa-a-prestar-apoio-financeiro-aos-proprietarios-rurais-e-da-outras-providencias>>. Acesso em: 12 set. 2018.

BALVANERA, P.; PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; PERVOCHTCHIKOVA, M.; LATERRA, P.; CÁCERES, D. M.; LANGLE-FLORES, A. Ecosystem services research in Latin America 2.0: Expanding collaboration across countries, disciplines, and sectors. **Ecosystem Services**, v. 42, p. 1- 10, 2020.

BALVANERA, P.; URIARTE, M.; ALMEIDA-LEÑERO, L.; ALTESOR, A.; DECLERCK, F.; GARDNER, T.; HALL, J.; LARA, A.; LATERRA, P.; ROMERO-DUQUE, L. P.; ARREOLA, L. F.; CRO-BORRERO, A. P.; GALLEGO, F.; JAIN, M.; LITTLE, C.; XAVIER, R. O.; PARUELO, J. M.; PEINADO, J. E.; POORTER, L.; ASCARRUNZ, N.; CORREA, F.; CUNHA-SANTINO, M. B. HERNÁNDEZ-SANCHEZ, A. P.; VALLEJOS, M. Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. **Ecosystem Services**, v. 2, p. 56-70, 2012.

BARKENBUS, J. Expertise and the policy cycle. Dept. Energy, Environment, and Resources Center, University of Tennessee. 1998. Disponível em: <https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/61169183/policy-cycle2019110898075htp4c6.pdf?1573285938=&responsecontentdisposition=inline%3B+filename%3DExpertise_and_the_Policy_Cycle.pdf&Expires=1613150191&Signature=WXi7aKsAXrIA9O~2i8ygLpVehQ5mqlcVHGB6Y0mMG7IjV~87BZLAFqJd~TndHdcIa2n~M~YaT4ZlF7yGuMmbdLvs5nEqpX5b9E7yIRgps6rfvmkdTIIoOopAprQvx~I6mzrD6t4s~initl4kCAaXF9qmOafTOB4ePHSEoh0~t6HUIILDeRA0yMX3wJU0d8gzoGswWLBs~Xv4kzDGtLQ3g2kJUNrDCug9p9q84AYIMytDgtW80wMAZNTNkjIxPhG5XUvkrMDDgyvPNmvMGPM9GbrUxAQynV49tzR~hP44InzPoCvewzv07mXeUXOOuLqc3hVXRfK~w__&Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA>. Acesso em: 12 jan. 2021.

BARNETT, J.; TSCHAKERT, P., HEAD, L.; ADGER, W. N. A science of loss. **Nature Climate Change**, v. 6, n. 11, p. 976-978, 2016.

BARTON, D. N.; KELEMEN, E.; DICK, J.; MARTIN-LOPEZ, B.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; JACOBS, S.; HENDRIKS, C. M. A.; TERMANSEN, M.; GARCÍA-LLORENTE, M.; PRIMMER, E.; DUNFORD, R.; HARRISON, P.A.; TURKELBOOM, F.; SAARIKOSKI, H.; VAN DIJK, J.; RUSCH, G. M.; PALOMO, I.; YLIPELKONEN, V. J.; CARVALHO, L.; BARÓ, F.; LANGEMEYER, J.; VAN DER WAL, J. TJALLING; MEDERLY, P.; PRIESS, J.A.; LUQUE, S.; BERRY, P.; SANTOS, R.; ODEE, D.; PASTUR, G. MARTINES; GARCÍA BLANCO, G.; SAARELA, S.-R.; SILAGHI, D.; PATAKI, G.; MASI, F.; VĂDINEANU, A.; MUKHOPADHYAY, R.; LAPOLA, D. M. (Dis) integrated valuation – assessing the information gaps in ecosystem service appraisals for governance support. **Ecosystem Services**, v. 29, p. 529-541, 2018.

BAURU (2015). **Lei nº 6757 De 22 de dezembro de 2015**. Disponível em:<https://www2.bauru.sp.gov.br/arquivos/sist_juridico/documentos/leis/lei6757.pdf>. Acesso em: 21 out. 2018.

- BECCA, M.; CARROL, N.; MOORE BRANDS, K. State of Biodiversity Markets Report: Offset and Compensation Programs Worldwide. 2010. Disponível em: <<http://www.ecosystemmarketplace.com/documents/acrobat/sbdmr.pdf>>. Acesso em: 13 nov 2018.
- BEGOSSI, A.; MAY, P. H.; LOPES, P. F.; OLIVEIRA, L. E.; DA VINHA, V.; SILVANO, R. A. Compensation for environmental services from artisanal fisheries in SE Brazil: Policy and technical strategies. **Ecological Economics**, v. 71, p. 25-32, 2011.
- BELLVER-DOMINGO, A.; HERNÁNDEZ-SANCHO, F.; MOLINOS-SENANTE, M. A review of Payment for Ecosystem Services for the economic internalization of environmental externalities: A water perspective. **Geoforum**, v. 70, p. 115-118, 2016.
- BENNETT, G.; CARROLL, N. Gaining Depth: State of Watershed Investment 2014. 2014. Disponível em: <https://www.forest-trends.org/wp-content/uploads/2014/12/SOWI2014_Full.pdf>. Acesso em: 13 jul. 2018.
- BISHOP, J.; LANDELL-MILLS, N. Serviços ambientais florestais: informações gerais. In Pagiola, S., Bishop, J.; Landell-Mills, N. (Org.). **Mercados Para Serviços Ecossistêmicos: Instrumentos Econômicos para Conservação e Desenvolvimento**. 1ª Ed. Rio de Janeiro: Instituto Rede Brasileira Agroflorestal, p. 9-20, 2005.
- BOHENSKY, E. L.; REYERS, B.; VAN JAARVELD, A. S. Future ecosystem services in a Southern African river basin: a scenario planning approach to uncertainty. **Conservation Biology**, v. 20, p. 1051-1061, 2006.
- BONAN, G. B. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1444-1449, 2008.
- BÖRNER, J.; BAYLIS, K.; CORBERA, E.; EZZINE-DE-BLAS, D.; HONEY-ROSÉS, J.; PERSSON, U. M.; WUNDER, S. The effectiveness of payments for environmental services. **World Development**, v. 96, p. 359-374, 2017.
- BÖRNER, J.; MENDOZA, A.; VOSTI, S. A. Ecosystem services, agriculture, and rural poverty in the Eastern Brazilian Amazon: Interrelationships and policy prescriptions. **Ecological Economics**, v. 64, n. 2, p. 356-373, 2007.
- BORRINI-FEYERABEND, G.; DUDLEY, N.; JAEGER, T.; LASSEN, B.; PATHAK BROOME, N.; PHILLIPS, A.; SANDWICH, T. Governança de Áreas Protegidas: da Compreensão à Ação. Série Diretrizes para Melhores Práticas para Áreas Protegidas, No. 20. **União Internacional para a Conservação da Natureza**, Gland, Suíça, 124pp, 2017.
- BOTTAZZI, P.; WIJK, E.; CRESPO, D.; JONES, J. P. Payment for environmental “self-service”: Exploring the links between Farmers' motivation and additionality in a conservation incentive programme in the Bolivian Andes. **Ecological Economics**, v. 150, p. 11-23, 2018.
- BOUWMA, I.; SCHLEYER, C.; PRIMMER, E.; WINKLER, K. J.; BERRY, P.; YOUNG, J.; CARMEN, E.; SPULEROVA, J.; BEZÁK, P.; PREDÁ, E.; VADINEANU, A. Adoption of the ecosystem services concept in EU policies. **Ecosystem Services**, v. 29, p. 213-222, 2018.
- BRAAT, L. C. Five reasons why the Science publication “Assessing nature’s contributions to people” (Díaz et al. 2018) would not have been accepted in Ecosystem Services. **Ecosystem Services**, v. 30, p. A1-A2, 2018.
- BRASIL (1981). Política Nacional de Meio Ambiente, **Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm>. Acesso em: 15 out 2019.

- BRASIL (1997). Política Nacional de Recursos Hídricos, **Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>. Acesso em: 15 out 2019.
- BRASIL (2000). Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), **Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm>. Acesso em: 15 out 2019.
- BRASIL (2002). Política Nacional da Biodiversidade. **Decreto nº 4.339 de 22 de agosto de 2002**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/D4339.htm>. Acesso em: 15 out 2019.
- BRASIL (2006a). Lei da Mata Atlântica, **Lei nº 11.428 de 22 de dezembro de 2006**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11428.htm>. Acesso em: 15 out 2019.
- BRASIL (2006b). Lei de Gestão de Florestas Públicas, **Lei nº 11.284 de 3 de março de 2006**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11284.htm>. Acesso em: 15 out 2019.
- BRASIL (2009). Política Nacional sobre Mudança do Clima. **Lei nº 12.187 de 29 de dezembro de 2009**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/112187.htm>. Acesso em: 15 out 2019.
- BRASIL (2012a). Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas. **Decreto nº 7.747 de 5 de junho de 2012**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/decreto/d7747.htm>. Acesso em: 15 out 2019.
- BRASIL (2012b). Lei de Proteção da Vegetação Nativa. **Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em: 15 out 2019.
- BRASIL (2017). Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. **Decreto nº 8.972 de 23 de janeiro de 2017**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/D8972.htm>. Acesso em: 15 out 2019.
- BRAUMAN, K. A.; DAILY, G. C.; DUARTE, T. K. E.; MOONEY, H. A. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. **Annu. Rev. Environ. Resour.**, v. 32, p. 67-98, 2007.
- BRINK, E.; WAMSLER, C. Collaborative governance for climate change adaptation: mapping citizen–municipality interactions. **Environmental Policy and Governance**, v. 28, n. 2, p. 82-97, 2018.
- BRITO, B. Potential trajectories of the upcoming forest trading mechanism in Pará State, Brazilian Amazon. **PloS One**, v. 12, n. 4, p. 1-21, 2017.
- BROWNE, K.; LEMOS, M. C. Is all co-production created equal? Understanding drivers and outcomes across different users and forms of engagement. 2017. Disponível em: <<https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2017AGUFMPA44A..05B/abstract>>. Acesso em: 20 março 2020
- BUTLER, D. R. Zoogeomorphology in the Anthropocene. **Geomorphology**, v. 303, p. 146-154, 2018.
- BULTE, E. H.; LIPPER, L.; STRINGER, R.; ZILBERMAN, D. Payments for ecosystem services and poverty reduction: concepts, issues, and empirical perspectives. **Environment and Development Economics**, v. 13, n. 3, p. 245-254, 2008.

BURSZTYN, M.; PERSEGONA, M. A grande transformação ambiental: uma cronologia da dialética homem-natureza. 1ª Ed. Rio de Janeiro: **Garamond**, 2008. 405 p.

CÂMARA, J. B. D. Governança ambiental no Brasil. **Revista de sociologia e política**, v. 21, p. 125, 2013.

CALOW, R.; BONSOR, H.; JONES, L.; O'MEALLY, S.; MACDONALD, A.; KAUR, N. Climate change, water resources and WASH: a scoping study, 2011. Disponível em: <<http://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/15236/1/ODI-BGSworkingpaper-2011.pdf>>. Acesso em: 20 ago 2018.

CALVET-MIR, L.; CORBERA, E.; MARTIN, A.; FISHER, J.; GROSS-CAMP, N. Payments for ecosystem services in the tropics: a closer look at effectiveness and equity. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 14, p. 150-162, 2015.

CAMPBELL A.; KAPOS V.; CHENERY A.; KAHN, S. I.; RASHID M.; SCHARLEMANN J. P. W.; DICKSON B. The linkages between biodiversity and climate change adaptation. 2009. **UNEP World Conservation Monitoring Centre**. Disponível em: <<https://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-42-en.pdf>>. Acesso em: 05 mai 2018.

CAMPBELL B. M.; HANSEN, J.; RIOUX, J.; STIRLING, C. M.; TWOMLOW, S.; WOLLENBERG, E. Urgent action to combat climate change and its impacts (SDG 13): transforming agriculture and food systems. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 34, p. 13-20, 2018.

CARMEN, E.; WATT, A.; CARVALHO, L.; DICK, J.; FAZEY, I.; GARCIA-BLANCO, G.; YOUNG, J. Knowledge needs for the operationalisation of the concept of ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 29, p. 441-451, 2018.

CARTER, J. G.; CAVAN, G.; CONNELLY, A.; GUY, S.; HANDLEY, J.; KAZMIERCZAK, A. Climate change and the city: Building capacity for urban adaptation. **Progress in Planning**, v. 95, p. 1-66, 2015.

CASSOLA, R. S. Conserving forests through periodic grants: Bolsa Floresta, Brazil. The Economics of Ecosystems and Biodiversity. 2010. Disponível em: <<http://www.teebweb.org/our-publications/>>. Acesso em: 12 nov. 2018.

CBD – Convention on Biological Diversity. CBD Secretariat. **Connecting biodiversity and climate change mitigation and adaptation**, CBD Technical Series No. 41. Second Ad Hoc Technical Expert Group on Biodiversity and Climate Change (AHTEG), Montreal, 2009.

CBHMRO – Comitê de Bacia Hidrográfica dos Rios Macaé e das Ostras. Relatório de Caracterização da Região Hidrográfica Macaé e das Ostras (RD-01). 2012.

CHAN, K. M.; ANDERSON, E.; CHAPMAN, M.; JESPERSEN, K.; OLMSTED, P. Payments for Ecosystem Services: Rife With Problems and Potential—For Transformation Towards Sustainability. **Ecological Economics**, v. 140, p. 110-122, 2017.

CHONG, J. Ecosystem-based approaches to climate change adaptation: progress and challenges. **International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics**, v. 14, n. 4, 391-405, 2014.

CLARK. Sustainability science: a room of its own. **Proc Natl Acad Sci**, v. 104, p. 1737–1738, 2007.

COLLOFF, M. J.; DOODY, T. M.; OVERTON, I. C.; DALTON, J.; WELLING, R. Re-framing the decision context over trade-offs among ecosystem services and wellbeing in a major river basin where water resources are highly contested. **Sustainability Science**, v. 14, n. 3, p. 713-731, 2019.

- COLLOFF, M. J.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; LAVOREL, S.; LOCATELLI, B.; GORDDARD, R.; LONGARETTI, P. Y.; WALTERS, G.; VAN KERKHOFF, L.; WYBORN, C.; COREAU, A.; WISE, R. M. An integrative research framework for enabling transformative adaptation. **Environmental Science & Policy**, v. 68, p. 87-96, 2017.
- CONCEIÇÃO, H. R.; BÖRNER, J.; WUNDER, S. Why were upscaled incentive programs for forest conservation adopted? Comparing policy choices in Brazil, Ecuador, and Peru. **Ecosystem services**, v. 16, p. 243-252, 2015.
- CORBERA, E.; GONZALEZ, C.; BROWN, K. Institutional dimensions of payments for ecosystem services: an analysis of Mexico's carbon forestry programme. **Ecol. Econ.** v. 68, p. 743–761, 2009.
- COSTA, L. P.; LEITE, Y. L. R.; DA FONSECA, G. A. B.; FONSECA, M. T. Biogeography of South American forest mammals: endemism and diversity in the Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 32, p.872–881, 2000.
- COSTANZA, R.; DALY, H. E. Natural Capital and Sustainable Development. **Conservation Biology**, v. 6, p. 37-46, 1992.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253–260, 1997.
- COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; BRAAT, L.; KUBISZEWSKI, I.; FIORAMONTI, L.; SUTTON, P.; FARBER, S.; GRASSO, M. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services**, v. 28, p. 1-16, 2017.
- COWLING, R. M.; EGOH, B.; KNIGHT, A. T.; O'FARRELL, P. J.; REYERS, B.; ROUGET, M.; ROUX, D. J.; WELZ, A.; WILHELM-RECHMAN, A. An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 28, p. 9483-9488, 2008.
- CRIST, E. On the poverty of our nomenclature. **Environmental Humanities**, v. 3, n. 1, p. 129-147, 2013.
- CROMBERG, M.; DUCHELLE, A. E.; ROCHA, I. D. O. Local participation in REDD+: lessons from the Eastern Brazilian Amazon. **Forests**, v. 5, n. 4, p. 579-598, 2014.
- CROUZAT, E.; ARPIN, I.; BRUNET, L.; COLLOFF, M. J.; TURKELBOOM, F.; LAVOREL, S. Researchers must be aware of their roles at the interface of ecosystem services science and policy. **Ambio**, v. 47, n. 1, p. 97-105, 2018.
- CROUZEILLES, R.; FELTRAN-BARBIERI, R.; FERREIRA, M. S.; STRASSBURG, B. B. Hard times for the Brazilian environment. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 9, p. 1213, 2017.
- CRUTZEN, P. J. Geology of mankind. **Nature**, v. 415, n. 6867, p. 23, 2002.
- DAILY, G. C.; MATSON, P. A. Ecosystem services: From theory to implementation. **Proceedings of the national academy of sciences**, v. 105, n. 28, p. 9455-9456, 2018.
- DAILY, G. C.; POLASKY, S.; GOLDSTEIN, J.; KAREIVA, P. M.; MOONEY, H. A.; PEJCHAR, L.; SHALLENBERGER, R. Ecosystem services in decision making: time to deliver. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 1, p. 21-28, 2009.

DAILY, G. C.; SÖDERQVIST, T.; ANIYAR, S.; ARROW, K.; DASGUPTA, P.; EHRLICH, P. R.; FOLKE, C.; JANSSON, A.; JANSSON, B.; KAUTSKY, N.; LEVIN, S.; LUBCHENCO, J.; MÄLER, K. J.; SIMPSON, D.; STARRETT, D.; TILMAN, D.; WALKER, B. The value of nature and the nature of value. **Science**, v. 289, p. 395-396, 2000.

DEFRIES, R. S.; FOLEY, J. A.; ASNER, G. P. Land-Use choices: balancing human needs and ecosystem function. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, p. 249-257, 2004.

DE GROOT, R. S. Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics. **Environmentalist**, v. 7, n. 2, p. 105-109, 1987.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, p. 393-408, 2002.

DÍAZ, S.; PASCUAL, U.; STENSEKE, M.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; WATSON, R. T.; MOLNÁR, Z.; HILL, R.; CHAN, K. M. A.; BASTE, I. A.; BRAUMAN, K. A.; POLASKY, S.; CHURCH, A.; LONSDALE, M.; LARIGAUDERIE, A.; LEADLEY, P. W.; VAN OUDENHOVEN, A. P. E.; VAN DER PLAAT, F.; SCHRÖTER, M.; LAVOREL, S.; AUMEERUDDY-THOMAS, Y.; BUKVAREVA, E.; DAVIES, K.; DEMISSEW, S.; ERPUL, G.; FAILLER, P.; GUERRA, C. A.; HEWITT, C. L.; KEUNE, H.; LINDLEY, S.; SHIRAYAMA, Y. Assessing nature's contributions to people. **Science**, v. 359, n 6373, p. 270-272, 2018.

DICK, J.; TURKELBOOM, F.; WOODS, H.; INIESTA-ARANDIA, I.; PRIMMER, E.; SAARELA, S. R.; ZULIAN, G. Stakeholders' perspectives on the operationalisation of the ecosystem service concept: Results from 27 case studies. **Ecosystem services**, v. 29, p. 552-565, 2018.

DOODY, D. G.; WITHERS, P. J.; DILS, R. M.; MCDOWELL, R. W.; SMITH, V.; MCELARNEY, Y. R.; DUNBAR, M.; DALY, D. Optimizing land use for the delivery of catchment ecosystem services. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 14, p. 325-332, 2016.

DORNELAS, M.; GOTELLI, N. J.; SHIMADZU, H.; MOYES, F.; MAGURRAN, A. E.; MCGILL, B. A balance of winners and losers in the Anthropocene. **Ecology Letters**, v. 22; p. 847-854, 2019.

DOSWALD, N.; MUNROE, R.; ROE, D.; GIULIANI, A.; CASTELLI, I.; STEPHENS, J.; MÖLLER, I.; SPENCER, T.; VIRA, B.; REID, H. Effectiveness of ecosystem based approaches for adaptation: review of the evidence base. **Climate Dev**, v. 6, p. 185-201, 2014.

DUARTE, N. S.; MARÇAL, M. S. As perspectivas e desafios de implementação do Plano de Bacia da Região Hidrográfica VIII. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, v. 4, p. 95-115, 2010.

DUHELLE, A. E.; CROMBERG, M.; GEBARA, M. F.; GUERRA, R.; MELO, T.; LARSON, A.; BAUCH, S. Linking forest tenure reform, environmental compliance, and incentives: lessons from REDD+ initiatives in the Brazilian Amazon. **World Development**, v. 55, p. 53-67, 2014.

ELOY, L.; COUDEL, E. Implementando Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil: caminhos para uma reflexão crítica. **Sustentabilidade em Debate**, v. 4, p. 21-42, 2013.

ELOY, L.; MÉRAL, P.; LUDEWIGS, T.; PINHEIRO, G. T.; SINGER, B. Payments for ecosystem services in Amazonia. The challenge of land use heterogeneity in agricultural frontiers near Cruzeiro do Sul (Acre, Brazil). **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 55, n. 6, p. 685-703, 2012.

EMERTON, L.; BAIG, S.; SALEEM, M. Valuing Biodiversity: The Economic Case for Biodiversity Conservation in the Maldives (AEC Project, Ministry of Housing, Transport and Environment,

Government of Maldives and UNDP Maldives), 2009. Disponível em: <<http://www.broffice.gov.mv/en/files/valuing-biodiversity-report.pdf>>. Acesso em: 16 out 2018.

ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. **Ecological economics**, v. 65, p. 663-674, 2008.

ERNST, C. Protecting the Source: Land Conservation and the Future of America's Drinking Water. **Trust for Public Land**, Washington D.C. 2004.

ESTADO DO RIO DE JANEIRO. Elaboração do Zoneamento Ecológico Econômico do Estado do Rio de Janeiro – Síntese: Diagnóstico e Prognóstico do ZEE. 2016. Disponível em: <<http://200.20.53.16/Produto>>. Acesso em: 22 jan. 2021.

ESTRADA-CARMONA, N.; HART, A. K.; DECLERCK, F. A.; HARVEY, C. A.; MILDER, J. C. Integrated landscape management for agriculture, rural livelihoods, and ecosystem conservation: An assessment of experience from Latin America and the Caribbean. **Landscape and Urban Planning**, v. 129, p. 1-11, 2014.

ESTRADA, F.; BOTZEN, W. W.; TOL, R. S. A global economic assessment of city policies to reduce climate change impacts. **Nature Climate Change**, v. 7, n. 6, p. 403-406, 2017.

FAIRCLOUGH, N. Social analysis, discourse analysis, text analysis. In _____. **Analysing discourse: textual analysis for social research**. New York: Routledge, pp. 19- 61, 2003.

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2007. **Paying farmers for environmental services**. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/010/a1200e/a1200e00.htm> . Acesso em: 12 set 2018.

FBNP/ICLEI, 2015. Adaptação Baseada em Ecossistemas: Oportunidades para Políticas Públicas em Mudanças Climáticas. **Fundação O Boticário de Proteção à Natureza**, Governos Locais pela Sustentabilidade, 2ª edição, Curitiba, Brasil.

FGBPN. **Relatório Anual 2011**. 2011. Disponível em: <<http://www.fundacaogrupoboticario.org.br/pt/Paginas/Biblioteca.aspx>>. Acesso em: 11 out. 2018.

FERREIRA, L. C. Idéias para uma sociologia da questão ambiental– teoria social, sociologia ambiental e interdisciplinaridade. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, n. 10, p. 77-89, 2004.

FIORINI, A. C. O.; MULLALLY, C.; SWISHER, M.; PUTZ, F. E. Forest cover effects of payments for ecosystem services: Evidence from an impact evaluation in Brazil. **Ecological Economics**, v. 169, p. 1-14, 2020.

FISCHER-KOWALSKI, M.; KRAUSMANN, F.; PALLUA, I. A sociometabolic reading of the Anthropocene: Modes of subsistence, population size and human impact on Earth. **The Anthropocene Review**, v. 1, n. 1, p. 8-33, 2014.

FISHER, J. A.; BROWN, K. Reprint of "Ecosystem services concepts and approaches in conservation: Just a rhetorical tool?". **Ecological Economics**, v. 117, p. 261-269, 2015.

FREITAS, L. E. (Coord.). **Atlas Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Macaé**. 1ª ed. Rio de Janeiro: Editora Nova Tríade do Brasil Ltda. 2015.

FRIESS, D. A.; PHELPS, J.; GARMENDIA, E.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E. Payments for Ecosystem Services (PES) in the face of external biophysical stressors. **Global Environmental Change**, v. 30, p. 31-42, 2015.

- FURUMO, P. R.; LAMBIN, E. F. Scaling up zero-deforestation initiatives through public-private partnerships: A look inside post-conflict Colombia. **Global Environmental Change**, v. 62, p. 3-12, 2020.
- GEBARA, M. F. 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**, v. 7, n. 2, p. 473-497, 2013.
- GEIJZENDORFFER, I. R.; COHEN-SHACHAM, E.; CORD, A. F.; CRAMER, W.; GUERRA, C.; MARTÍN-LÓPEZ, B. Ecosystem services in global sustainability policies. **Environmental Science & Policy**, v. 74, p. 40-48, 2017.
- GHISETTI, C.; PONTONI, F. Investigating policy and R&D effects on environmental innovation: A meta-analysis. **Ecological Economics**, v. 118, p. 57-66, 2015.
- GIANNETTI, B. F., OGURA, Y., BONILLA, S. H., & ALMEIDA, C. M. V. B. Emergy assessment of a coffee farm in Brazilian Cerrado considering in a broad form the environmental services, negative externalities and fair price. **Agricultural Systems**, v. 104, n. 9, p. 679-688, 2011.
- GILLARD, R.; GOULDSON, A.; PAAVOLA, J.; VAN ALSTINE, J. Transformational responses to climate change: beyond a systems perspective of social change in mitigation and adaptation. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change**, v. 7, n. 2, p. 251-265, 2016.
- GIROT, P.; EHRHART, C.; OGLETHORPE, J.; REID, H., ROSSING, T.; GAMBARELLI, G.; PHILLIPS, J. Integrating community and ecosystem based approaches in climate change adaptation responses. Ecosystem and Livelihoods Adaptation Network (ELAN). 2012. Disponível em: <<https://www.preventionweb.net/english/hyogo/gar/2015/en/bgdocs/inputs/Girot,%202014.pdf>> . Acesso em: 10 set 2018.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; DE GROOT, R.; LOMAS, P. L.; MONTES, C. The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. **Ecological economics**, v. 69, n. 6, p. 1209-1218, 2010.
- GOUDIE, A. The human impact in geomorphology–50 years of change. **Geomorphology**, DOI <<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2018.12.002>> . 2018.
- GREEN, P. A.; VÖRÖSMARTY, C. J.; HARRISON, I.; FARRELL, T.; SÁENZ, L.; FEKETE, B. M. Freshwater ecosystem services supporting humans: Pivoting from water crisis to water solutions. **Global Environmental Change**, v. 34, p. 108-118, 2015.
- GRÊT-REGAMEY, A., SIRÉN, E., BRUNNER, S. H., & WEIBEL, B. Review of decision support tools to operationalize the ecosystem services concept. **Ecosystem Services**, v. 26, p. 306-315, 2017.
- GRIEG-GRAN, M.; PORRAS, I.; WUNDER, S. How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America. **World development**, v. 33, n. 9, p. 1511-1527, 2005.
- GRIMA, N.; RINGHOFER, L.; SINGH, S. J.; SMETSCHKA, B.; LAUK, C. Mainstreaming Biodiversity in Development Practice: Can the Concept of PES Deliver? **Progress in Development Studies**, v. 17, n. 4, p. 267-281, 2017.
- GRIMA, N.; SINGH, S. J.; SMETSCHKA, B.; RINGHOFER, L. Payment for Ecosystem Services (PES) in Latin America: Analysing the performance of 40 case studies. **Ecosystem Services**, v. 17, p. 24-32, 2016.
- GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. (Orgs.). **Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**. 1ª Edição. Brasília: MMA, 272 p., 2011.

- GUERRY, A. D.; POLASKY, S.; LUBCHENCO, J.; CHAPLIN-KRAMER, R.; DAILY, G. C.; GRIFFIN, R.; RUCKELSHAUS, M.; BATEMAN, I. J.; DURAIAPPAH, A.; ELMQVIST, T.; FELDMAN, M. W.; FOLKE, C.; HOEKSTRA, J.; KAREIVA, P. M.; KEELER, B. L.; LI, L.; MCKENZIE, E.; OUYANG, Z.; REYERS, B.; RICKETTS, T. H.; ROCKSTRÖM, J.; TALLIS, H.; VIRA, B. Natural capital and ecosystem services informing decisions: From promise to practice. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 24, p. 7348-7355, 2015.
- HALL, A. Better RED than dead: paying the people for environmental services in Amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1925-1932, 2008.
- HANSEN, T.; COENEN, L. The geography of sustainability transitions: Review, synthesis and reflections on an emergent research field. **Environmental innovation and societal transitions**, v. 17, p. 92-109, 2015.
- HAUSKNOST, D.; GRIMA, N.; SINGH, S. J. The political dimensions of Payments for Ecosystem Services (PES): Cascade or stairway?. **Ecological Economics**, v. 131, p. 109-118, 2017.
- HEIDRICH, O.; RECKIEN, D.; OLAZABAL, M.; FOLEY, A.; SALVIA, M.; DE GREGORIO HURTADO, S.; ORRU, H.; FLACKE, J.; GENELETTI, D.; PIETRAPERTOSA, F.; HAMANN, J. J. P.; TIWARY, A.; FELIU, E.; DAWSON, R. J. National climate policies across Europe and their impacts on cities strategies. **Journal of environmental management**, v. 168, p. 36-45, 2016.
- HEJNOWICZ, A. P.; RAFFAELLI, D. G.; RUDD, M. A.; WHITE, P. C. Evaluating the outcomes of payments for ecosystem services programmes using a capital asset framework. **Ecosystem services**, v. 9, p. 83-97, 2014.
- HELLIWELL, D. R. Valuation of wildlife resources. **Regional Studies**, v. 3, p. 41-49, 1969.
- HOOKE, R. L. On the history of humans as geomorphic agents. **Geology**, v. 28, n. 9, p. 843-846, 2000.
- HOWE, C.; SUICH, H.; VAN GARDINGEN, P.; RAHMAN, A.; MACE, G. M. Elucidating the pathways between climate change, ecosystem services and poverty alleviation. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 5, n. 1, p. 102-107, 2013.
- HOWLETT, M.; KEKEZ, A.; POOCHAROEN, O. O. Understanding co-production as a policy tool: Integrating new public governance and comparative policy theory. **Journal of Comparative Policy Analysis: Research and Practice**, v. 19, n. 5, p. 487-501, 2017.
- HUETING, R.; REIJNDERS, L.; de BOER, B.; LAMBOOY, J.; JANSEN, H. The concept of environmental function and its valuation. **Ecological Economics**, v. 25, p. 31-35, 1998.
- HUGGEL, C.; SCHEEL, M.; ALBRECHT, F.; ANDRES, N.; CALANCA, P.; JURT, C.; KHABAROV, N.; MIRA-SALAMA, D.; ROHRER, M.; SALZMANN, N.; SILVA, Y.; SILVESTRE, E.; VICUNA, L.; ZAPPA, M. A framework for the science contribution in climate adaptation: experiences from science-policy processes in the Andes. **Environ Sci Policy**, v. 47, p. 80-94, 2015.
- HULME, M. 2018. Weather-Worlds of the Anthropocene and the End of Climate. Disponível em: <<https://mikehulme.org/wp-content/uploads/2017/11/2018-Hulme-in-Weber.pdf>>. Acesso em: 2 jul. 2019.
- HUPFFER, H. M.; WEYERMÜLLER, A. R.; WACLAWOVSKY, W. G. Uma análise sistêmica do princípio do protetor-recebedor na institucionalização de programas de compensação por serviços ambientais. **Ambiente & Sociedade**, v. 14, n. 1, p. 95-114, 2011.

HUMPHREYS, D.; SINGER, B.; MCGINLEY, K.; SMITH, R.; BUDDS, J.; GABAY, M.; SATYAL, P. SDG 17: Partnerships for the Goals-Focus on Forest Finance and Partnerships. In: KATILA, P.; COLFER, C. J. P.; JONG, W.; GALLOWAY, G.; PACHECO, P.; WINKEL, G. (Orgs.). **Sustainable Development Goals: their impacts on forests and people**. Cambridge University Press, UK. Pp.541-576, 2019.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. 2017. **IBGE cidades**: Brasil/Rio de Janeiro/ Macaé. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rj/macaee/pesquisa/23/27652?detalhes=true> >. Acesso em: 06 jun 2017.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2013. **Pesquisa de informações básicas municipais** - Perfil dos Municípios Brasileiros, 2012. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/bibliotecacatalogo?view=detalhes&id=264638>>. Acesso em: Set. 2019.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE 2011. **Sinopse do Censo Demográfico 2010**, Brasil. 2011. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=8>>. Acesso em: 27 jul 2017.

Instituto Estadual do Ambiente (INEA). 2014. **Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica Macaé e das Ostras** (Relatório Síntese).

IPBES - Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. **Summary for policymakers of the regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for the Americas of the Intergovernmental**. J. Rice, C.S. Seixas, M.E. Zaccagnini, M. Bedoya- Gaitán, N. Valderrama, C.B. Anderson, M.T.K. Arroyo, M. Bustamante, J. Cavender-Bares, A. Diaz-de-Leon, S. Fennessy, J. R. García Márquez, K. García, E.H. Helmer, B. Herrera, B. Klatt, J.P. Ometo, V. Rodríguez Osuna, F.R. Scarano, S. Schill and J. S. Farinaci (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 41 pages, 2018.

IPBES - The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. 2019. Disponível em: <<https://www.ipbes.net/>>. Acesso em: 13 jan 2019.

IPCC - Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. **Part A: Global and Sectoral Aspects**. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L.White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1132 pp., 2014.

ISHIHARA, H.; PASCUAL, U.; HODGE, I. Dancing with storks: the role of power relations in payments for ecosystem services. **Ecological Economics**, v. 139, p. 45-54, 2017.

IVES, C. D.; GIUSTI, M.; FISCHER, J.; ABSON, D. J.; KLANIECKI, K., DORNINGER, C.; RAYMOND, C. M. Human–nature connection: a multidisciplinary review. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 26, p. 106-113, 2017.

JACK, B. K.; KOUSKY, C.; SIMS, K. R. Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, p. 9465–9470, 2008.

JANSSEN, M.; HELBIG, N. Innovating and changing the policy-cycle: Policy-makers be prepared! **Government Information Quarterly**, v. 35, p. 99-105, 2018.

JANTZI, T.; SCHELHAS, J.; LASSOIE, J. P. Environmental values and forest patch conservation in a rural Costa Rican community. **Agriculture and Human Values**, v. 16, n. 1, p. 29-39, 1999.

JARDIM, M. H.; BURSZTYN, M. A. Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de Extrema (MG). **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 20, n. 3, p. 353-360, 2015.

JAX, K.; FURMAN, E.; SAARIKOSKI, H.; BARTON, D. N.; DELBAERE, B.; DICK, J.; WATT, A. D. Handling a messy world: Lessons learned when trying to make the ecosystem services concept operational. **Ecosystem services**, v. 29, p. 415-427, 2018.

JONES, H. P., HOLE, D. G.; ZAVALETA, E. S. Harnessing nature to help people adapt to climate change. **Nature Climate Change**, v. 2, n. 7, p. 504-509, 2002.

KARAM, K. F. F. Monitoramento Socioeconômico do Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú/SC – Relatório Final. 2015. Disponível em: < <http://www.emasa.com.br/produtordeagua/>>. Acesso em: 10 set. 2018.

KASECKER, T. P., RAMOS-NETO, M. B., DA SILVA, J. M. C., & SCARANO, F. R. Ecosystem-based adaptation to climate change: defining hotspot municipalities for policy design and implementation in Brazil. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 23, n. 6, p. 981-993, 2018.

KASHWAN, P.; BIERMANN, F.; GUPTA, A.; OKEREKE, C. Planetary justice: Prioritizing the poor in earth system governance. **Earth System Governance**, v. 6, p. 1-5, 2020.

KATES, R. W.; PARRIS, T. M. Long-term trends and a sustainability transition. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 100, n. 14, p. 8062-8067, 2003.

KATES, R. W.; CLARK, W. C.; CORELL, R.; HALL, J. M.; JAEGER, C. C.; LOWE, I.; MCCARTHY, J. J.; SCHELLNHUBER, H. J.; BOLIN, B.; DICKSON, N. M.; FAUCHEUX, S.; GALLOPIN, G. C.; GRÜBLER, A.; HUNTLEY, B.; JÄGER, J.; JODHA, N. S.; KASPERSON, R. E.; MABOGUNJE, A.; MATSON, P.; MOONEY, H.; MOORE, B.; O'RIORDAN, T.; SVEDIN, U. Sustainability science. **Science**, v. 292, p. 641-642, 2011.

KAYE, J. P.; QUEMADA, M. Using cover crops to mitigate and adapt to climate change - A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 37, n. 4, p. 1-17, 2017.

KELLERT, S.R. Assessing wildlife and environmental values in cost-benefit analysis. **Journal of Environmental Management**, v. 18, n. 4, p. 355-363, 1984.

KELLY, P. M.; ADGER, W. N. Theory and practice in assessing vulnerability to climate change and facilitating adaptation. **Climatic Change**, v. 47, n. 4, p. 325-352, 2000.

KENTER, J. O. IPBES: don't throw out the baby whilst keeping the bathwater; Put people's values central, not nature's contributions. **Ecosystem Services**, v. 33, p. 40-43, 2018.

KIVIMAA, P.; KERN, F. Creative destruction or mere niche support? Innovation policy mixes for sustainability transitions. **Research Policy**, v. 45, n. 1, p. 205-217, 2016.

KIVIMAA, P.; VIRKAMÄKI, V. Policy mixes, policy interplay and low carbon transitions: the case of passenger transport in Finland. **Environmental Policy and Governance**, v. 24, n. 1, p. 28-41, 2014.

KLEIN, R. J.; ERIKSEN, S. E.; NASS, L. O.; HAMMILL, A.; TANNER, T. M.; ROBLEDOS, C.; O'BRIEN, K. L. Portfolio screening to support the mainstreaming of adaptation to climate change into development assistance. **Climatic Change**, v. 84, n. 1, p. 23-44, 2007.

KLINSKY, S.; ROBERTS, T.; HUQ, S.; OKEREKE, C.; NEWELL, P.; DAUVERGNE, P.; O'BRIEN, K.; SCHROEDER, H.; TSCHAKERT, P.; CLAPP, J.; KECK, M. Why equity is fundamental in climate change policy research. **Global Environmental Change**, v. 44, p. 170-173, 2017.

KOOP, S. H. A.; KOETSIER, L.; DOORNHOF, A.; REINSTRA, O.; VAN LEEUWEN, C. J.; BROUWER, S.; DIEPERINK, C.; DRIESSEN, P. P. J. Assessing the governance capacity of cities to address challenges of water, waste, and climate change. **Water resources management**, v. 31, n. 11, p. 3427-3443, 2017.

KOSOY, N.; BROWN, P. G.; BOSSELMANN, K.; DURAIAPPAH, A.; MACKEY, B.; MARTÍNEZ-ALIER, J.; THOMSON, R. Pillars for a flourishing Earth: planetary boundaries, economic growth delusion and green economy. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 4, n. 1, p. 74-79, 2012.

KOSOY, N.; CORBERA, E. Payments for ecosystem services as commodity fetishism. **Ecological economics**, v. 69, n. 6, p. 1228-1236, 2010.

KOSOY, N.; MARTINEZ-TUNA, M.; MURADIAN, R.; MARTINEZ-ALIER, J. Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases in Central America. **Ecological economics**, v. 61, p. 446-455, 2007.

KROEGER, T.; CASEY, F. An assessment of market-based approaches to providing ecosystem services on agricultural lands. **Ecological Economics**, v. 64, n. 2, p. 321-332, 2007.

KUGEL, C.; JHA, S. K. Subsidy for traditional rubber production, Brazil. 2013. Disponível em: <<https://www.cbd.int/financal/fiscalenviro/brazil-fiscalrubber.pdf>>. Acesso em: 10 nov. 2018.

KUMAR, P.; BRONDIZIO, E.; GATZWEILER, F.; GOWDY, J.; DE GROOT, D.; PASCUAL, U.; REYERS, B.; SUKHDEV, P. The economics of ecosystem services: from local analysis to national policies. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 5, p. 78-86, 2013.

KYLILI, A.; FOKAIDES, P. A. Policy trends for the sustainability assessment of construction materials: A review. **Sustainable Cities and Society**, v. 35, p. 280-288, 2017.

LAFUITE, A. S.; DE MAZANCOURT, C.; LOREAU, M. Delayed behavioural shifts undermine the sustainability of social-ecological systems. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 284, n. 1868, p. 1-10, 2017.

LANDELL MILLS, N.; PORRAS, I. Silver buller or fool's gold? A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor. **IIED Catalogue**, 2002.

LANG, D.; WIEK, A.; WEHRDEN, H. Bridging divides in sustainability Science. **Sustain Sci**, v. 12, p. 875-879, 2017.

LANT, C. L.; KRAFT, S. E.; BEAULIEU, J.; BENNET, D.; LOFTUS, T.; NICKLOW, J. Using GIS-based ecological-economic modeling to evaluate policies affecting agricultural watersheds. **Ecological Economics**, v. 55, p. 467-484, 2005.

LATOUR, Bruno. Constituição. In: _____. **Jamais fomos modernos**: ensaio de Antropologia Simétrica. Rio de Janeiro: Editora 34, 1994a.

_____. Crise. In: _____. **Jamais fomos modernos**: ensaio de Antropologia Simétrica. Rio de Janeiro: Editora 34, 1994b.

LATOUR, B. Agency at the Time of the Anthropocene. **New literary history**, v. 45, n. 1, p. 1-18, 2014.

LEFF, E. Sustainable Development in Developing Countries. In: **Global Sustainable Development in the 21st Century**. LEE, K.; HOLLAND, A.; MCNEILL, D.; (eds). Edinburgh University Press: Edinburgh, 2000.

LIBANIO, P. A. C. O uso de estratégias focadas em resultados para o controle da poluição hídrica no Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 1-8, 2016, DOI: <10.1590/S1413-41522016121578>.

LIBANIO, P. A. C. Pollution of inland waters in Brazil: the case for goal-oriented initiatives. **Water International**, v. 40, n. 3, p. 513-533, 2015.

LIMA, J. E.; RAMOS, A. E. **A experiência do Projeto Produtor de Água na bacia hidrográfica do Ribeirão Piriapau**. Brasília. 2018. Disponível em: <<http://www.produtordeaguapiripau.df.gov.br/livro/>>. Acesso em: 9 set. 2018.

LIMBURG, K. E.; FOLKE, C. The ecology of ecosystem services: introduction to the special issue. **Ecological Economics**, v. 29, p. 179-182, 1999.

LIU, L. Sustainability: Living within one's own ecological means. **Sustainability**, v. 1, p. 1412-1430, 2009.

LOBATO, F. **Recursos Hídricos e a Economia Verde – Setor Privado**. 2010. Disponível em: <<http://www.fbds.org.br/IMG/pdf/doc-19.pdf>>. Acesso em: 19 set 2018.

LOOMIS, J.; KENT, P.; STRANGE, L.; FAUSCH, K.; COVICH, A. Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey. **Ecological economics**, v. 33, p. 103-117, 2000.

LOORBACH, D., FRANTZESKAKI, N., & AVELINO, F. Sustainability transitions research: Transforming science and practice for societal change. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 42, p. 599-626, 2017.

LORTIE, C. J. Formalized synthesis opportunities for ecology: systematic reviews and meta-analyses. **Oikos**, v. 123, n. 8, p. 897-902, 2014.

MACAÉ. Informações socioeconômicas – Royalties. Disponível em: <<http://www.macaee.rj.gov.br/cidade/conteudo/titulo/informacoes-socioeconomicas>>. Acesso em: 5 fev. 2021.

MAES, J.; BURKHARD, B.; GENELETTI, D. Ecosystem services are inclusive and deliver multiple values. A comment on the concept of nature's contributions to people. **One Ecosystem**, v. 3, p. 1-5, 2018.

MAGRIN, G.O.; MARENGO, J. A.; BOULANGER, J. P.; M.S. BUCKERIDGE, E. CASTELLANOS, G. POVEDA, F.R. SCARANO; S. VICUÑA. Central and South America. In: **Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido e Nova Iorque, p. 1499-1566, 2014.

MALM, A.; HORNBERG, A. The geology of mankind? A critique of the Anthropocene narrative. **The Anthropocene Review**, v. 1, n. 1, p. 62-69, 2014.

MANFREDINI, F.; GUANDIQUE, M. E. G. A regulamentação jurídica de serviços ambientais no município de Extrema-MG. **Holos Environment**, v. 11, n. 2, p. 106-113, 2011.

MANZINI, E. J. A entrevista na pesquisa social. **Didática**, v. 26/27, p. 149-158, 1990/1991.

MANZINI, Eduardo José. Entrevista semi-estruturada: análise de objetivos e de roteiros. **Seminário internacional sobre pesquisa e estudos qualitativos**, v. 2, p. 10, 2004.

- MARENGO, J. A.; TOMASELLA, J.; NOBRE, C. A. Climate change and water resources. **Waters of Brazil**, p. 171-186, 2017.
- MARKARD, J.; RAVEN, R.; TRUFFER, B. Sustainability transitions: an emerging field of research and its prospects. **Res. Policy**, v. 41, p. 955–967, 2012.
- MARTÍNEZ ALIER, J. **O Ecologismo dos Pobres – Conflitos ambientais e linguagens de valoração**. Editora Contexto; São Paulo. 2007.
- MARTÍNEZ, M. L.; PÉREZ-MAQUEO, O.; VÁZQUEZ, G.; CASTILLO-CAMPOS, G.; GARCÍA-FRANCO, J.; MEHLTRETER, K.; EQUIHUA, M.; LANDGRAVE, R. Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. **Forest Ecology and management**, v. 258, n. 9, p. 1856-1863, 2009.
- 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, 2018.
- MASLIN, M. A.; LEWIS, S. L. Anthropocene: Earth System, geological, philosophical and political paradigm shifts. **The Anthropocene Review**, v. 2, n. 2, p. 108-116, 2015.
- MASOOD, E. Battle over biodiversity. **Nature**, 560; 423-425, 2018.
- MARX, A.; ERHARD, M.; THOBER, S.; KUMAR, R.; SCHÄFER, D.; SAMANIEGO, L.; ZINK, M. Climate Change as Driver for Ecosystem Services Risk and Opportunities. **Atlas of Ecosystem Services**, p. 173-178, 2019.
- MATAVELI, G. A. V.; GUERRERO, J. V. R.; CHAVES, M. E. D.; JUSTINO, R. C.; KAWAKUBO, F. S.; MORATO, R. G. O Programa Conservador das Águas e sua Relação com o Uso da Terra em Extrema-MG. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 36, p. 130-140, 2018.
- MATHEWS, F. Beyond modernity and tradition: a third way for development. **Ethics and the Environment**, v. 11, p. 1-28, 2006.
- MAXWELL, S. L.; FULLER, R. A.; BROOKS, T. M.; WATSON, J. E. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. **Nature News**, v. 536, p. 1-8, 2016.
- McKENZIE, E.; POSNER, S.; TILLMANN, P.; BERNHARDT, J. R.; HOWARD, K.; ROSENTHAL, A. Understanding the use of ecosystem service knowledge in decision making: lessons from international experiences of spatial planning. **Environment and Planning C: Government and Policy**, v. 32, n. 2, p. 320-340, 2014.
- MEA - Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: a Framework for Assessment. Washington D.C.: **Island Press**, 245 p., 2003.
- MEA - Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystems and human well-being: general synthesis**. 155 p. 2005.
- METZGER, J. P.; ESLER, K.; KRUG, C.; ARIAS, M.; TAMBOSI, L.; CROUZEILLES, R.; JOLY, C. Best practice for the use of scenarios for restoration planning. **Current opinion in environmental sustainability**, v. 29, p. 14-25, 2017.
- MENDIZABAL, M.; HEIDRICH, O.; FELIU, E.; GARCÍA-BLANCO, G.; MENDIZABAL, A. Stimulating urban transition and transformation to achieve sustainable and resilient cities. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 94, p. 410-418, 2018.

MINAM – Ministerio del Ambiente (PERU). **Compensación por servicios ecosistémicos**: Lecciones aprendidas de una experiencia demostrativa. Las microcuencas Mishiquiyacu, Rumiacu y Almendra de San Martín, Peru. Lima: Ministerio del Ambiente, 2010.

MINAYO, M. C. de S. Trabalho de campo: contexto de observação, interação e descoberta. In: _____ (org.). **Pesquisa social: teoria, método e criatividade**. 28^o Ed. Petrópolis, RJ: Vozes, 2009.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Guia para a formulação de políticas públicas estaduais e municipais de Pagamento por Serviços Ambientais**. 77p. 2017. Disponível em: <<https://www.nature.org/media/brasil/guia-politicas-publicas-PSA.pdf>>. Acesso em: 27 out. 2018.

MOBERG, F.; RÖNNBÄCK, P. Ecosystem services of the tropical seascape: Interactions, substitutions and restoration. **Ocean Coast. Manage.**, v. 46, p. 27–46, 2003.

MOLISANI, M. M.; ESTEVES, F. D. A.; LACERDA, L. D. D.; REZENDE, C. E. D. Emissões naturais e antrópicas de nitrogênio, fósforo e metais para a bacia do Rio Macaé (Macaé, RJ, Brasil) sob influência das atividades de exploração de petróleo e gás na Bacia de Campos. **Química nova**, v. 36, p. 27-66, 2013.

MOORE, J. E.; MASCARENHAS, A.; BAIN, J.; STRAUS, S. E. Developing a comprehensive definition of sustainability. **Implementation Science**, v. 12, p. 1-8, 2017.

MORIN, E. O sistema: paradigma ou/e teoria? In: _____. **Ciência com consciência**. 82 Ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p. 257-276, 2005.

MOTTA, R. S., & YOUNG, C. E. F. Instrumentos econômicos para a gestão ambiental no Brasil. Rio de Janeiro: IPEA, 1997. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Ronaldo_Seroa_da_Motta/publication/268055988_INSTRUMENTOS_ECONOMICOS_PARA_A_GESTAO_AMBIENTAL_NO_BRASIL/links/54bcf60b0cf24e50e940ba4de/INSTRUMENTOS-ECONOMICOS-PARA-A-GESTAO-AMBIENTAL-NO-BRASIL.pdf>. Acesso em: 12 ago 2018.

MUGAGGA, F.; NABAASA, B. B. The centrality of water resources to the realization of Sustainable Development Goals (SDG). A review of potentials and constraints on the African continent. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 4, n. 3, p. 215-223, 2016.

MUNANG, R.; THIAW, I.; ALVERSON, K.; MUMBA, M.; LIU, J.; RIVINGTON, M. Climate change and Ecosystem-based Adaptation: a new pragmatic approach to buffering climate change impacts. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 5, n. 1, p. 67-71, 2013.

MURADIAN, R.; CORBERA, E.; PASCUAL, U.; KOSOY, N.; MAY, P. H. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. **Ecological economics**, v. 69, p. 1202-1208, 2010.

MUTOKO, M. C.; HEIN, L.; SHISANYA, C. A. Tropical forest conservation versus conversion trade-offs: Insights from analysis of ecosystem services provided by Kakamega rainforest in Kenya. **Ecosystem services**, v. 14, p. 1-11, 2015.

MYERS, S. S.; SMITH, M. R.; GUTH, S.; GOLDEN, C. D.; VAITLA, B.; MUELLER, N. D.; HUYBERS, P. Climate change and global food systems: potential impacts on food security and undernutrition. **Annual review of public health**, v. 38, p. 259-277, 2017.

NAMIREMBE, S.; LEIMONA, B.; VAN NOORDWIJK, M.; BERNARD, F.; BACWAYO, K. E. Coinvestment paradigms as alternatives to payments for tree-based ecosystem services in Africa. **Curr. Opin. Environ. Sustain.** v. 6, p. 89–97, 2014.

- NATHAN, D.; KELKAR, G. Case for local forest management, environmental services, internationalization of costs and markets. **Economic and Political Weekly**, p. 2835-2845, 2001.
- NESA, 2019. Observatório de Políticas Públicas de Mudanças Climáticas. Disponível em: < <http://forumempresarialpeloclima.org.br/observatorio-de-politicas-publicas-de-mudancasclimaticas/>>. Acesso em: 26 fev 2019.
- NEVES, E. M. S. C. Institutions and environmental governance in Brazil: the local governments' perspective. **Revista de Economia Contemporânea**, v. 20, n. 3, p. 492-516, 2016.
- NEWSHAM, A.; PULIDO, M. T.; ULRICHS, M.; CRUZ, R. M.; OCÓN, X. C.; SHANKLAND, A.; CANNON, T. Ecosystems-based adaptation: Are we being conned? Evidence from Mexico. **Global Environmental Change**, v. 49, p. 14-26, 2018.
- NORDBECK, R.; STEURER, R. Multi-sectoral strategies as dead ends of policy integration: Lessons to be learned from sustainable development. **Environment and Planning C: Government and Policy**, v. 34, n. 4, p. 737-755, 2016.
- NORDHAUS, W. Projections and uncertainties about climate change in an era of minimal climate policies. **American Economic Journal: Economic Policy**, v. 10, n. 3, p. 333-360, 2018.
- NÚÑEZ-REGUEIRO, M. M.; FLETCHER JR, R. J.; PIENAAR, E. F.; BRANCH, L. C.; VOLANTE, J. N.; RIFAI, S. Adding the temporal dimension to spatial patterns of payment for ecosystem services enrollment. **Ecosystem services**, n. 36, p. 1- 6, 2019.
- NUSDEO, A. M. O. O uso de instrumentos econômicos nas normas de proteção ambiental. **Revista da Faculdade de Direito**, v. 101, p. 357-378, 2006.
- OBSERVATORIO ICMS-E. 2020. Disponível em:< <http://icmsecologicorj.com.br/> >. Acesso em: 27 dez 2020.
- OJEA, E. Challenges for mainstreaming ecosystem-based adaptation into the international climate agenda. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 14, p. 41-48, 2015.
- OJEA, E.; MARTIN-ORTEGA, J. Understanding the economic value of water ecosystem services from tropical forests: A systematic review for South and Central America. **Journal of Forest Economics**, v. 21, n. 2, p. 97-106, 2015.
- OLA, O.; MENAPACE, L.; BENJAMIN, E.; LANG, H. Determinants of the environmental conservation and poverty alleviation objectives of Payments for Ecosystem Services (PES) programs. **Ecosystem services**, v. 35, p. 52-66, 2019.
- OLWIG, M. F. Nature, politics, and climate change. In Wydra, H., & Thomassen, B. (Eds.). **Handbook of Political Anthropology**. Edward Elgar Publishing. p. 394-409, 2018.
- OTT, K.. The case for strong sustainability. **Greifswald's environmental ethics**, p. 59-64, 2003.
- PAGIOLA, S.; ARCENAS, A.; PLATAIS, G. Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. **World development**, v. 33, n. 2, p 237-253, 2005.
- PAGIOLA, S. Payments for environmental services in Costa Rica. **Ecological Economics**, v. 65, p. 712–724, 2008.

- PAIVA, R. F. D. P. S.; COELHO, R. C. O Programa Produtor de Água e Floresta de Rio Claro/RJ enquanto ferramenta de gestão ambiental: o perfil e a percepção ambiental dos produtores inscritos. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 33, p. 51-62, 2015.
- PALSSON, G.; SZERSZYNSKI, B.; SÖRLIN, S.; MARKS, J.; AVRIL, B.; CRUMLEY, C.; BUENDÍA, M. P. Reconceptualizing the ‘Anthropos’ in the Anthropocene: Integrating the social sciences and humanities in global environmental change research. **Environmental Science & Policy**, 28, 3-13, 2013.
- PASCUAL, U.; BALVANERA, P.; DÍAZ, S.; PATAKI, G.; ROTH, E.; STENSEKE, M.; WATSON, R. T.; BAŞAK DESSANE, E.; ISLAR, M.; KELEMEN, E.; MARIS, V.; QUAAS, M.; SUBRAMANIAN, S. M.; WITTMER, H.; ADLAN, A.; AHN, S.; AL-HAFEDH, Y. S.; AMANKWAH, E.; ASAH, S. T.; BERRY, P.; BILGIN, A.; BRESLOW, S. J.; BULLOCK, C.; CÁCERES, D.; DALY-HASSEN, H.; FIGUEROA, E.; GOLDEN, C. D.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; GONZÁLEZ-JIMÉNEZ, D.; HOUDET, J.; KEUNE, H.; KUMAR, R.; MA, K.; MAY, P. H.; MEAD, A.; O’FARRELL, P.; PANDIT, R.; PENGUE, W.; PICHIS-MADRUGA, R.; POPA, F.; PRESTON, S.; PACHECO-BALANZA, D.; SAARIKOSKI, H.; STRASSBURG, B. B.; VAN DEN BELT, M.; VERMA, M.; WICKSON, F.; YAGI, N. Valuing nature’s contributions to people: the IPBES approach. **Curr. Opin. Environ. Sustainability**, v. 26, p. 7–16, 2017.
- PATTANAYAK, S. K.; ROSS, M. T.; DEPRO, B. M.; BAUCH, S. C.; TIMMINS, C.; WENDLAND, K. J.; ALGER, K. Climate change and conservation in Brazil: CGE evaluation of health and wealth impacts. **The BE Journal of Economic Analysis & Policy**, v. 9, n. 2, p. 1935-1682, 2009.
- PBMC – Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. Impacto, vulnerabilidade e adaptação das cidades costeiras brasileiras às mudanças climáticas: Relatório Especial do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas [Marengo, J.A., Scarano, F.R. (Eds.)]. PBMC, COPPE - UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil. 184 p. ISBN: 978-85-285-0345-6, 2016.
- PEARCE, D. An intellectual history of environmental economics. **Annual review of energy and the environment**, v. 27, n. 1, p. 57-81, 2002.
- PECL, G. T.; ARAÚJO, M. B.; BELL, J. D.; BLANCHARD, J.; BONEBRAKE, T. C.; CHEN, I. C.; FALCONI, L. Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. **Science**, v. 355, p. 1-9, 2017.
- PEREIRA, P. H.; CORTEZ, B. A.; OMURA, P. A. C.; ARANTES, L. G. C. **Projeto Conservador das Águas**. 2016. Disponível em: <<https://www.extrema.mg.gov.br/conservadordasaguas/wp-content/uploads/2019/07/Projeto-Conservador-das-aguas-versao-fevereiro-de-2016.pdf>>. Acesso em: 20 out. 2018.
- PEREIRA, P. H. **Projeto Conservador das Águas**. Secretaria de Meio Ambiente de Extrema. 1 Ed. 2017. Disponível em: <<http://www.agencia.baciaspcj.org.br/docs/outros/conservador-aguas-livro.pdf>>. Acesso em: 20 out. 2019.
- PEREIRA, S. N. C. Payment for environmental services in the Amazon forest: how can conservation and development be reconciled? **The Journal of Environment & Development**, v. 19, n. 2, p. 171-190, 2010.
- PEREVOCHTCHIKOVA, M.; OGGIONI, J. Global and Mexican analytical review of the state of the art on ecosystem and environmental services: a geographical approach. *Investigaciones Geográficas*. **Boletín del Instituto de Geografía**, p. 47–65, 2014.
- PERRINGS, C.; FOLKE, C.; MÄLER, K. G. The ecology and economics of biodiversity loss: the research agenda. **Ambio**, p. 201-211, 1992.

PETERSON, G.D.; HARMACKOVA, Z.V.; MEACHAM, M.; QUEIROZ, C.; JIMÉNEZ ACEITUNO, A.; KUIPER, J. J.; MALMBORG, K.; SITAS, N. E.; BENNETT, E. M. Welcoming different perspectives in IPBES: “Nature’s contributions to people” and “Ecosystem services”. **Ecology and Society**, v. 23, n. 1, p. 39, 2018.

PETTICREW M.; ROBERTS H. Why do we need systematic reviews? In: _____. **Systematic Reviews in the Social Sciences: A practical guide**. 2006, Oxford: Blackwell Publishing. 1Ed. p. 1-26, 2006.

PIRES, A. Amostragem e pesquisa qualitativa: ensaio teórico e metodológico. In: POUPART, J. et al. (org.) **A pesquisa qualitativa: enfoques epistemológicos e metodológicos**. Petrópolis RJ: Vozes, pp. 154-211, 2008.

PIRES, A. P.; AMARAL, A. G.; PADGURSCHI, M. C.; JOLY, C. A.; SCARANO, F. R. Biodiversity research still falls short of creating links with ecosystem services and human well-being in a global hotspot. **Ecosystem services**, v. 34, 68-73, 2018.

PIRES, A. P.; PADGURSCHI, M. C.; DE CASTRO, P. D.; SCARANO, F. R.; STRASSBURG, B.; JOLY, C. A.; DE GROOT, R. Ecosystem services or nature’s contributions? Reasons behind different interpretations in Latin America. **Ecosystem Services**, v. 42, 1-5, 2020.

Plano Nacional sobre Mudança do Clima – PNMC – Brasil. Governo Federal Comitê Interministerial sobre mudança do clima, Decreto nº 6.263, de 21 de novembro de 2007. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/smcq_climaticas/_arquivos/plano_nacional_mudanca_clima.pdf> . Acesso em 19 mar 2017.

PNUMA. 2002. Relatório Ambiental Urbano Integrado Informe GEO RIO DE JANEIRO. Disponível em <<http://www.pnuma.org/deat1/pdf/2002GEORiodeJaneiro.pdf>> . Acesso em 13 jan 2017.

PORRO, R.; BORNER, J.; JARVIS, A. 2008. Challenges to managing ecosystems sustainably for poverty alleviation: Securing well-being in the Andes/Amazon (Final Report, May 2008. Situation Analysis prepared for the ESPA Program. Amazon Initiative Consortium, Belem, Brazil). Disponível em: <https://cgspace.cgiar.org/bitstream/handle/10568/54623/Amazon_mainreport_large_version.pdf?sequence=1>. Acesso em: 28 out 2018.

POSNER, S. M.; MCKENZIE, E.; RICKETTS, T. H. Policy impacts of ecosystem services knowledge. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 7, p. 1760-1765, 2016.

POSTEL, S. L.; THOMPSON JR., B. H. Watershed protection: capturing the benefits of nature’s water supply services. **Natural Resources Forum**, v. 29, p. 98-108, 2005.

POTSCHIN-YOUNG, M.; HAINES-YOUNG, R.; GÖRG, C.; HEINK, U.; JAX, K.; SCHLEYER, C. Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade. **Ecosystem services**, v. 29, p. 428-440, 2018.

PRADHAN, P.; COSTA, L.; RYBSKI, D.; LUCHT, W.; KROPP, J. P. A systematic study of Sustainable Development Goal (SDG) interactions. **Earth's Future**, v. 5, n. 11, p. 1169-1179, 2017.

PRAMOVA, E.; BRUNO, L.; MARIA, B.; SANDRA, F. Ecosystem services in the National Adaptation Programmes of Action. **Climate Policy**, v. 12, p. 393-409, 2012.

PREFEITURA DE BALNEÁRIO CAMBORIÚ. Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú - Relatório de Atividades Anual. 2017. Disponível em: < <https://www.ana.gov.br/programas-e-projetos/programa-produtor-de-agua/pasta-projetos/projeto-02>>. Acesso em: 15 set. 2018.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CAMPO GRANDE. **Programa Manancial Vivo** - aspectos conceituais, metodológicos e resultados obtidos entre os anos de 2009 – 2011. 2012. Disponível em: <<http://www.campogrande.ms.gov.br/semadur/wp-content/uploads/sites/24/2018/05/Relato%CC%81rio-Resultados-Obtidos-Entre-2009-e-2011.pdf>>. Acesso em: 5 nov. 2018.

PRIMMER, E.; FURMAN, E. Operationalising ecosystem service approaches for governance: do measuring, mapping and valuing integrate sector-specific knowledge systems?. **Ecosystem Services**, v. 1, n. 1, p.85-92, 2012.

QUINTAS-SORIANO, C., BRANDT, J. S., RUNNING, K., BAXTER, C. V., GIBSON, D. M., NARDUCCI, J., & CASTRO, A. J. Social-ecological systems influence ecosystem service perception. **Ecology and Society**, v. 23, n. 3, p. 1-13, 2018.

QUITZOW, R. Assessing policy strategies for the promotion of environmental technologies: A review of India's National Solar Mission. **Research Policy**, v. 44, n. 1, p. 233-243, 2015.

RECH, A. U. O valor econômico e a natureza jurídica dos serviços ambientais. **Revista Jurídica Orbis**, v. 2, n. 2, p. 182-202, 2012.

REDMAN, C. L. Should sustainability and resilience be combined or remain distinct pursuits? **Ecol Soc.** v. 19, p. 37, 2014.

REZENDE, C. L.; FRAGA, J. S.; SESSA, J. C.; DE SOUZA, G. V. P.; ASSAD, E. D.; SCARANO, F. R. Land use policy as a driver for climate change adaptation: A case in the domain of the Brazilian Atlantic forest. **Land Use Policy**, v. 72, p. 563-569, 2018.

RIBEIRO, F. P.; RIBEIRO, K. T. Participative mapping of cultural ecosystem services in Pedra Branca State Park, Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 2, p. 120-127, 2016.

RICHARDS, R. C.; KENNEDY, C. J.; LOVEJOY, T. E.; BRANCALION, P. H. Considering farmer land use decisions in efforts to 'scale up' Payments for Watershed Services. **Ecosystem services**, v. 23, p. 238-247, 2017.

RICHARDS, R. C.; REROLLE, J.; ARONSON, J.; PEREIRA, P. H.; GONÇALVES, H.; BRANCALION, P. H. Governing a pioneer program on payment for watershed services: Stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil. **Ecosystem services**, v. 16, p. 23-32, 2015.

RING, I.; SCHRÖTER-SCHLAACK, C. Instrument mixes for biodiversity policies. Helmholtz Centre for Environmental Research, 2011. Disponível em: <http://policymix.nina.no/Portals/policymix/POLICYMIX%20Report_No%202_2011.pdf> . Acesso em: 26 ago 2018.

RINGHOFER, L.; SINGH, S. J.; SMETSCHKA, B. Climate Change Mitigation in Latin America: A Mapping of Current Policies, Plans and Programs. **Social Ecology Working Paper**, v. 143, p. 1-53, 2013.

RIVA, A. L. M.; FONSECA, L. F. L.; HASENCLEVER, L. Instrumentos econômicos e financeiros para a Conservação Ambiental no Brasil: Uma análise do estado da arte no Brasil e no Mato Grosso, desafios e perspectivas. ISA, 2007. Disponível em: <https://www.socioambiental.org/banco_imagens/pdfs/10295.pdf>. Acesso em: 18 nov 2018.

RIVAL, L. M. From carbon projects to better land-use planning: three Latin American initiatives. **Ecology and Society**, v. 18, n. 3, p. 1-7, 2013.

RODRIGUES, D. B. B.; SOBRINHO, T. A.; OLIVEIRA, P. T. S. D.; PANACHUKI, E. Nova abordagem sobre o modelo Brasileiro de serviços ambientais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 3, p. 1037-1045, 2011.

ROSE, D. C.; MUKHERJEE, N.; SIMMONS, B. I.; TEW, E. R.; ROBERTSON, R. J.; VADROT, A. B.; SUTHERLAND, W. J. Policy windows for the environment: tips for improving the uptake of scientific knowledge. **Environmental Science & Policy**, 2017. DOI < <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.07.013> >.

ROBERTSON, N.; WUNDER, S. Fresh Tracks in the Forest: Assessing Incipient Payments for Environmental Services Initiatives in Bolivia. CIFOR, Bogor, Indonesia, 2005. Disponível em: < <http://www.mekonginfo.org/assets/midocs/0001694-inland-waters-fresh-tracks-in-the-forest-assessing-incipient-payments-for-environmental-services-initiatives-in-bolivia.pdf> > . Acesso em: 03 out 2018.

ROUNSEVELL, M. D.; METZGER, M. J.; WALZ, A. Operationalising ecosystem services in Europe. 2019. Disponível em: < <https://link.springer.com/article/10.1007/s10113-019-01560-1> >.

RUGGIERO, P. G.; METZGER, J. P.; TAMBOSI, L. R.; NICHOLS, E. Payment for ecosystem services programs in the Brazilian Atlantic Forest: Effective but not enough. **Land use policy**, v. 82, p. 283-291, 2019.

RUIZ, M. **Pagamentos por Serviços Ambientais - da Teoria à Prática**. 1 Ed. Rio Claro: ITPA. 2015. Disponível em: < http://www.itpa.org.br/wp-content/uploads/PSA_da_Teoria_a_Pratica_MauricioRuiz_ITPA-1.pdf >. Acesso em: 23 out. 2018.

SAAD, S. I. **Modelagem e valoração dos serviços ambientais hidrológicos na recuperação da vegetação no Ribeirão das Posses, Extrema, MG**. 2015. 169 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) - Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

SAARIKOSKI, H.; PRIMMER, E.; SAARELA, S. R.; ANTUNES, P.; ASZALÓS, R.; BARÓ, F.; DICK, J. Institutional challenges in putting ecosystem service knowledge in practice. **Ecosystem services**, v. 29, p. 579-598, 2018.

SAE - SECRETARIA DE ASSUNTOS ESTRATÉGICOS. Adaptação à mudança do clima: o quadro das negociações internacionais. Brasília: Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República, 2014.

SAITO, O.; MANAGI, S.; KANIE, N.; KAUFFMAN, J.; TAKEUCHI, K. Sustainability science and implementing the sustainable development goals. **Sustain Sci**. v. 12, p.907–910, 2017.

SALZMAN, J.; BENNETT, G.; CARROLL, N.; GOLDSTEIN, A.; JENKINS, M. The global status and trends of payments for ecosystem services. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 3, p. 136-144, 2018.

SANTOS, B. D. S. Do pós-moderno ao pós-colonial. E para além de um e de outro. *Travessias*, v. 6/7, p. 15-36, 2008.

SANTOS, F. L.; SILVANO, R. A. M. Aplicabilidade, potenciais e desafios dos Pagamentos por Serviços Ambientais para conservação da água no sul do Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 38, p. 481-498, 2016.

SANTOS, P.; BRITO, B.; MASCHIETTO, F.; OSÓRIO, G.; MONZONI, M (Orgs.). (2012). **Marco regulatório sobre pagamento por serviços ambientais no Brasil**. Centro de Estudos em Sustentabilidade da EAESP.

SCARANO, F. R. The emergence of sustainability. In: WEGNER, L. H., LÜTTGE, U. (Eds.), *Emergence and Modularity in Life Sciences*. Springer International Publishing, pp. 51-71, 2019.

SCARANO, F. R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodivers Conserv**, v. 24, p. 2319–2331, 2015.

SCARANO, F. R. Ecosystem-based adaptation to climate change: concept, scalability and a role for conservation science. **Perspectives in Ecology and Conservation**, vol. 15, p. 65-73, 2017.

SCARANO, F. R.; GARCIA, K.; DIAZ-DE-LEON, A.; QUEIROZ, H. L.; RODRÍGUEZ OSUNA, V.; SILVESTRI, L. C.; DÍAZ, M. C. F.; PÉREZ-MAQUEO, O.; ROSALES, B. M.; SALABARRIA, F. D. M.; ZANETTI, E. A.; FARINACCI, J. S. Chapter 6: Options for governance and decision-making across scales and sectors. In **IPBES (2018): The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for the Americas**. Rice, J., Seixas, C. S., Zaccagnini, M. E., Bedoya-Gaitán, M., and Valderrama, N. (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, pp. 644-744, 2018.

SCARANO F.R.; QUEIROZ H.L.; FARINACI J.S.; ALMEIDA T.H.M.P.; CASTRO P.F.D.; DALCIN E.; DRUCKER D.P.; GONÇALVES L.R.; LANDEIRO M.P.; MONTEIRO FILHO C.J.; PADGURSCHI M.C.G.; VOGT N.; LOYOLA R.D.; MELO F.; CERVONE C.O.F.O.; STRASSBURG B. CAPÍTULO 5: OPÇÕES DE GOVERNANÇA E TOMADA DE DECISÃO ATRAVÉS DE ESCALAS E SETORES. *IN* JOLY C.A.; SCARANO F.R.; SEIXAS C.S.; METZGER J.P.; OMETTO J.P.; BUSTAMANTE M.M.C.; PADGURSCHI M.C.G.; PIRES A.P.F.; CASTRO P.F.D.; GADDA T.; TOLEDO P. (eds.) (2019). 1º **Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos**. Editora Cubo, São Carlos. 351p., 2019.

SCARDUA, F. P.; BURSZTYN, M. A. A. Descentralização da política ambiental no Brasil. **Sociedade e Estado**, v. 18, p. 291-314, 2003.

SCHETTINI, D.; AZZONI, C. R. Productive efficiency and the future of regional disparities in Brazil. **Nova Economia**, v. 28, n. 2, p. 347-379 2018.

SCHIRPKE, U.; MARINO, D.; MARUCCI, A.; PALMIERI, M.; SCOLOZZI, R. Operationalising ecosystem services for effective management of protected areas: Experiences and challenges. **Ecosystem Services**, v. 28, p. 105-114, 2017.

SCHOOLMAN, E. D.; GUEST, J. S.; BUSH, K. F.; BELL, A. R. How interdisciplinary is sustainability research? Analyzing the structure of an emerging scientific field. **Sustainability Science**, v. 7, n. 1, 67-80, 2012.

SCHRÖTER-SCHLAACK, C.; HANSJÜRGENS, B. Governance Risks in Designing Policy Responses to Manage Ecosystem Services. pp. 315-320, 2019. Disponível em: <https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-96229-0_48>. Acesso em: 13 mar. 2020.

SCOONES, I. Sustainability. **Development in practice**, v. 17, p. 589-596, 2007.

SEEHUSEN, S. E.; PREM, I. Por que pagamentos por serviços ambientais. In: Guedes, F. B.; SEEHUSEN, S. E. (Orgs.). Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. 2ª Ed. Brasília: MMA, p. 15-54, 2011.

SEROA DA MOTTA, R. Oportunidades e Barreiras no Financiamento de Soluções Baseadas na Natureza. 2020. Disponível em: <<https://cebds.org/publicacoes/oportunidades-e-barreiras-no-financiamento-de-solucoes-baseadas-na-natureza/#.X6wte95KjIU>>. Acesso em: 8 nov. 2020.

SHENG, J.; WU, Y.; ZHANG, M.; MIAO, Z. An evolutionary modeling approach for designing a contractual REDD+ payment scheme. **Ecological Indicators**, v. 79, p. 276-285, 2017.

SITAS, N.; PROZESKY, H. E.; ESLER, K. J.; REYERS, B. Opportunities and challenges for mainstreaming ecosystem services in development planning: perspectives from a landscape level. **Landscape ecology**, v. 29, n. 8, p. 1315-1331, 2014.

SOARES-FILHO, B. S.; NEPSTAD, D. C.; CURRAN, L. M.; CERQUEIRA, G. C.; GARCIA, R. A.; RAMOS, C. A.; VOLL, E.; McDONALD, A.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P. Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**, v. 440, p. 520-523, 2006.

SOL, J.; VAN DER WAL, M. M.; BEERS, P. J.; WALS, A. E. Reframing the future: the role of reflexivity in governance networks in sustainability transitions. **Environmental Education Research**, v. 24, n. 9, p. 1383-1405, 2018.

SOMMERVILLE, M. M.; JONES, J. P.; MILNER-GULLAND, E. J. A revised conceptual framework for payments for environmental services. **Ecology and society**, v. 14, n. 2, p. 34, 2009.

SOMMERVILLE, M. M.; MILNER-GULLAND, E. J.; JONES, Julia PG. The challenge of monitoring biodiversity in payment for environmental service interventions. **Biological Conservation**, v. 144, p. 2832-2841, 2011.

SOSSAI, M. F.; PLATAIS JÚNIOR, G. H.; DE J, A. M.; NOVELLI, F. Z.; BELOTI, T. **Restauração de paisagens florestais no Estado do Espírito Santo – Brasil**: de projetos-piloto à política estadual de restauração em larga escala. *Restauração de Paisagens e Florestas no Brasil*. IUCN, Brasília, 2016.

STAFFORD-SMITH, M. UN sustainability goals need quantified targets. **Nature**, v. 513, n. 7518, p. 281, 2014.

STEFFEN, W., BROADGATE, W., DEUTSCH, L., GAFFNEY, O., & LUDWIG, C. The trajectory of the Anthropocene: the great acceleration. **The Anthropocene Review**, v. 2, n. 1, p. 81-98, 2015.

STEFFEN, W., CRUTZEN, P. J., & MCNEILL, J. R. The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 36, n. 8, p. 614-621, 2007.

STEFFEN, W.; ROCKSTRÖM, J.; RICHARDSON, K.; LENTON, T. M.; FOLKE, C.; LIVERMAN, D.; DONGES, J. F. Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 115, n. 33, p. 8252-8259, 2018.

STINDT, D., SAHAMIE, R., NUSS, C., & TUMA, A. How Transdisciplinarity Can Help to Improve Operations Research on Sustainable Supply Chains—A Transdisciplinary **Modeling Framework**. **Journal of Business Logistics**, v. 37, n. 2, p. 113-131, 2016.

SYVITSKI, J. Anthropocene: an epoch of our making. **Global Change**, v. 78, p. 12-15, 2012.

TAGLIARI, M. M.; MOREIRA, V. A.; PERONI, N. Análise de programas de pagamento por serviços ambientais no sul do Brasil: identificando estratégias para a conservação da *Araucaria angustifolia*. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 50, p. 216-233, 2019.

TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity. 2019. History & Background. Disponível em: < <http://www.teebweb.org/about/the-initiative/> >. Acesso em: 15 jan 2019.

THAMAN, R.; LYVER, P.; MPANDE, R.; PEREZ, E.; CARIÑO, J.; TAKEUCHI, K. **The Contribution of indigenous and local knowledge systems to IPBES**: Building Synergies with Science. IPBES Expert Meeting Report. Paris: UNESCO/UNU, 49 p, 2013. Disponível em: < <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000225242> >. Acesso em: 18 set 2018.

- TNC. Coalizão Cidades pela Água - Relatório de atividades 2017. 2017. Disponível em: <<https://www.tnc.org.br/conecte-se/comunicacao/publicacoes/>>. Acesso em: 15 set. 2018.
- TNC. Produtor de Água no PCJ - Pagamento por Serviços Ambientais lições aprendidas e próximos passos. 2015. Disponível em: <<https://www.tnc.org.br/conecte-se/comunicacao/publicacoes/>>. Acesso em: 15 set. 2018.
- TOL, R. S. The economic impacts of climate change. **Review of Environmental Economics and Policy**, v. 12, n. 1, p. 4-25, 2018.
- TOLEDO, C. M. Q.; JARDIM, N. C. A baixa representatividade feminina na política. **Revista da Faculdade de Direito da Universidade Federal de Uberlândia**, v. 47, n. 2, p. 318-333, 2019.
- TOMÁS, M. C.; SILVEIRA, L. S. Trends in higher education in Brazil: interactions among expansion policies, institutions' characteristics, and students' social background. **Anais**, p. 1-12, 2019.
- TOOMEY, A. H.; KNIGHT, A. T.; BARLOW, J. Navigating the space between research and implementation in conservation. **Conservation Letters**, v. 10, n. 5, p. 619-625, 2017.
- TRAVERS, A.; ELRICK, C.; KAY, R.; VESTERGAARD, O. Ecosystem-based adaptation guidance: Moving from principles to practice. United Nations Environment Programme: Nairobi, Kenya, 2012. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/287319167_Ecosystem-based_Adaptation_Moving_from_Policy_to_Practice> . Acesso em: 9 nov 2018.
- TURNER, W. R.; BRANDON, K.; BROOKS, T. M.; COSTANZA, R.; FONSECA, G. A. B.; PORTELA, R. Global conservation of biodiversity and ecosystem services. *Bioscience*, v. 57, p. 868 2007.
- TURPIE, J. K.; MARAIS, C.; BLIGNAUT, J. N. The working for water programme: Evolution of a payments for ecosystem services mechanism that addresses both poverty and ecosystem service delivery in South Africa. **Ecological economics**, v. 65; n. 4, p. 788-798, 2008.
- UEZU, A.; SARCINELLI, O.; CHIODI, R.; JENKINS, C. N.; MARTINS, C. S. **Atlas dos serviços ambientais do sistema Cantareira**. 1. ed., São Paulo: Memnon Edições Científicas: IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas. 2017. Disponível em: < <https://blog.ipe.org.br/tag/atlas-dos-servicos-ambientais-do-sistema-cantareira/>>. Acesso em: 9 set. 2018.
- UNFCCC - United Nations Framework Convention on Climate Change. Opportunities and options for integrating climate change adaptation with the Sustainable Development Goals and the Sendai Framework for Disaster Risk Reduction 2015–2030. 2017. Disponível em: < https://unfccc.int/sites/default/files/resource/techpaper_adaptation.pdf> . Acesso em: 22 nov 2018.
- UN-HABITAT. World Cities Report 2016, Urbanization and Development: Emerging Futures. Nairobi, 2016. Disponível em: <<http://wcr.unhabitat.org/wp-content/uploads/2017/02/WCR-2016-Full-Report.pdf>>. Acesso em: 26 jul 2017.
- VADROT, A. B.; RANKOVIC, A.; LAPEYRE, R.; AUBERT, P. M.; LAURANS, Y. Why are social sciences and humanities needed in the works of IPBES? A systematic review of the literature. **Innovation: The European Journal of Social Science Research**, v. 31, p. S78-S100, 2018.
- VAN DEN BERG, R. D.; CANDO-NOORDHUIZEN, L. Action on climate change: what does it mean and where does it lead to?. In **Evaluating climate change action for sustainable development**. Springer, Cham. p. 13-34, 2017.

- VAN OUDENHOVEN, A. P.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; SCHRÖTER, M.; DE GROOT, R. Advancing science on the multiple connections between biodiversity, ecosystems and people. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 14, p. 127-131, 2018.
- VAN POECK, K.; LYSGAARD, J. A. The roots and routes of environmental and sustainability education policy research. **Environmental Education Research**, v. 22, n. 3, 305-318, 2016.
- VATN, A. An institutional analysis of payments for environmental services. **Ecological economics**, v. 69, n. 6, p. 1245-1252, 2010.
- VIANI, R. A.; BRACALE, H.; TAFFARELLO, D. Lessons Learned from the Water Producer Project in the Atlantic Forest, Brazil. **Forests**, v. 10, n. 11, p. 1-20, 2019.
- VIANI, R. A.; BRAGA, D. P.; RIBEIRO, M. C.; PEREIRA, P. H.; BRANCALION, P. H. Synergism Between Payments for Water-Related Ecosystem Services, Ecological Restoration, and Landscape Connectivity Within the Atlantic Forest Hotspot. **Tropical Conservation Science**, v. 11, p.1-9, 2018.
- VIEIRA, R. R. S.; RIBEIRO B. R.; RESENDE, F. M.; BRUM, F. T.; MACHADO, N.; SALES, L. P.; MACEDO, L.; SOARES-FILHO, B.; LOYOLA, R. Compliance to Brazil's Forest Code will not protect biodiversity and ecosystem services. **Diversity and Distributions**, v. 24, p. 434-438, 2018.
- VIGLIZZO, E. F.; PARUELO, J. M.; LATERRA, P.; JOBBAGY, E. G. Ecosystem service evaluation to support land-use policy. Agriculture, **Ecosystems & Environment**, v. 154, p. 78-84, 2012.
- VIGNOLA R.; LOCATELLI B.; MARTINEZ C.; IMBACH P. Ecosystem-based adaptation to climate change: what role for policy-makers, society and scientists? **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 14, n. 8, p. 691-696, 2009.
- VILLA, F.; WILSON, M. A.; DEGROOT, R.; FARBER, S.; COSTANZA, R.; BOUMANS, R. M. J. Designing an integrated knowledge base to support ecosystem services valuation. **Ecological Economics**, v. 41, p. 445-456, 2002.
- VOEGTLIN, C.; SCHERER, A. G. Responsible innovation and the innovation of responsibility: Governing sustainable development in a globalized world. **Journal of Business Ethics**, v. 143, n. 2, p. 227-243, 2017.
- VÖRÖSMARTY, C. J.; GREEN, P.; SALISBURY, J.; LAMMERS, R. B. Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. **Science**, v. 289, n. 5477, p. 284-288, 2010.
- WATERS, C. N.; FAIRCHILD, I. J.; MCCARTHY, F. M.; TURNEY, C. S.; ZALASIEWICZ, J.; WILLIAMS, M. How to date natural archives of the Anthropocene. **Geology Today**, v. 34, n. 5, p. 182-187, 2018.
- WCED - World Commission on Environment and Development. Our common future. Oxford University Press, Oxford, 1987.
- 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, 2015.
- WENDLAND, K. J.; HONZÁK, M.; PORTELA, R.; VITALE, B.; RUBINOFF, S.; RANDRIANARISOA, J. 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., LOCATELLI, B., WUNDER, S., BROCKHAUS, M. Ecosystem based adaptation to climate change: what scope for payments for environmental services? **Clim. Dev.**, v. 3, p. 143–158, 2011.

WERTZ-KANOUNNIKOFF, S.; KONGPHAN-APIRAK, M. Reducing forest emissions in Southeast Asia: A review of drivers of land-use change and how payments for environmental services (PES) schemes can affect them. 2008. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR). Disponível em: <https://vtechworks.lib.vt.edu/bitstream/handle/10919/68299/4031_Wertz_Kan2008_reduce_forest_emission_PES.pdf?sequence=1>. Acesso em: 27 nov 2018.

WESTMAN, W. E. How much are nature's services worth? **Science**, v. 197, n. 4307, p. 960-964, 1977.
WHITTINGTON, D.; PAGIOLA, S. Using contingent valuation in the design of payments for environmental services mechanisms: a review and assessment. **The World Bank Research Observer**, v. 27, p. 261-287, 2012.

WISE, R. M.; FAZEY, I.; STAFFORD SMITH, M.; PARK, S. E.; EAKIN, H. C., ARCHER VAN GARDENEN, E. R. M.; CAMPBELL, B. Reconceptualising adaptation to climate change as part of pathways of change and response. **Global Environ. Change**, v. 28, p. 325–336, 2014.

WOOD, S. L.; JONES, S. K.; JOHNSON, J. A.; BRAUMAN, K. A.; CHAPLIN-KRAMER, R.; FREMIER, A.; MULLIGAN, M. Distilling the role of ecosystem services in the Sustainable Development Goals. **Ecosystem services**, v. 29, p. 70-82, 2018.

WUNDER, S. Pagos por servicios ambientales: Principios básicos esenciales. 2006. Cifor. Disponível em: <http://www.rareplanet.org/sites/rareplanet.org/files/3.-_PSH_Principios_Basicos.pdf>. Acesso em: 08 out 2018.

WUNDER, S. Payments for environmental services: some nuts and bolts. **CIFOR**, v. 42, p. 1-25, 2005.

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

WUNDER, S.; BÖRNER, J.; TITO, M. R.; PEREIRA, L. Pagamentos por serviços ambientais: perspectivas para a Amazônia Legal – 2ª ed., rev. – Brasília: MMA, 144 p, 2009.

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, p. 834-852, 2008.

WUNDER, S. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. **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.

WWF. **O sistema de incentivos por serviços ambientais**. 2013. Disponível em: <<http://imc.ac.gov.br/wp-content/uploads/2016/09/O-SISA-Acre.pdf>>. Acesso em: 23 out. 2018.

YANG, L.; ZHANG, L. Environmental feedback in spatial public goods game. **Chaos, Solitons & Fractals**, v. 142, p. 1-8, 2021.

YOUNG, C. E. F.; BAKKER, L. B. Payments for ecosystem services from watershed protection: A methodological assessment of the Oasis Project in Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 1, p. 71-78, 2014.

YOUNG, H. S.; MCCAULEY, D. J.; GALETTI, M.; DIRZO, R. Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 47, p. 333-358, 2016.

ZALASIEWICZ, J.; WATERS, C. N.; SUMMERHAYES, C. P.; WOLFE, A. P.; BARNOSKY, A. D.; CEARRETA, A.; HAFF, P. The Working Group on the Anthropocene: Summary of evidence and interim recommendations. **Anthropocene**, v. 19, p. 55-60, 2017.

ZALASIEWICZ, J.; WILLIAMS, M.; HAYWOOD, A.; ELLIS, M. The Anthropocene: a new epoch of geological time? **Phil. Trans. R. Soc. A**., 369, 835–841, 2011.

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.

ZEE/RJ – Zoneamento Ecológico Econômico do Estado do Rio de Janeiro. 2021. Disponível em: <<http://200.20.53.16/>>. Acesso em: 22 jan. 2021.

ZOLIN, C. A.; FOLEGATTI, M. V.; MINGOTI, R.; PAULINO, J.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M.; GONZÁLEZ, A. M. O. The first Brazilian municipal initiative of payments for environmental services and its potential for soil conservation. **Agricultural Water Management**, v. 137, p. 75-83, 2014.