

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

INSTITUTO DE ECONOMIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECONOMIA

MARCELO SILVA SIMÕES

**PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS SOB UMA ÓTICA
ECONÔMICO-ECOLÓGICA E INSTITUCIONALISTA:
RECONCILIANDO TEORIA E PRÁTICA**

Uberlândia – Minas Gerais

2014

**PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS SOB UMA ÓTICA
ECONÔMICO-ECOLÓGICA E INSTITUCIONALISTA:
RECONCILIANDO TEORIA E PRÁTICA**

Marcelo Silva Simões

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Economia do Instituto de Economia da Universidade Federal de Uberlândia como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Economia.

Área de concentração: Desenvolvimento Econômico.

Linha de Pesquisa: Agricultura, Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável.

Orientador: Prof. Dr. Daniel Caixeta Andrade

Uberlândia – Minas Gerais

2014

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

S589p
2014 Simões, Marcelo Silva, 1990-

Pagamentos por serviços ambientais sob uma ótica econômico-ecológica e institucionalista : reconciliando teoria e prática / Marcelo Silva Simões. -- 2014.

237 f. : il.

Orientador: Daniel Caixeta Andrade

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Economia.

Inclui bibliografia.

1. Economia - Teses. 2. Ecologia - Desenvolvimento rural sustentável - Teses. 3. Meio ambiente - Desenvolvimento socioeconômico - Teses. I. Simões, Marcelo Silva. II. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em Economia. III. Título.

CDU: 330

**PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS SOB UMA ÓTICA
ECONÔMICO-ECOLÓGICA E INSTITUCIONALISTA:
RECONCILIANDO TEORIA E PRÁTICA**

Dissertação de mestrado defendida em 14/03/2014

Banca examinadora constituída pelos professores:

Orientador: Prof. Dr. Daniel Caixeta Andrade
(IE/UFU).

Profa. Dra. Débora Nayar Hoff (IE/UFU).

Prof. Dr. Junior Ruiz Garcia (PPGDE/UFPR).

Uberlândia – Minas Gerais

2014

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus pela vida maravilhosa, família perfeita e sucesso profissional que tem me proporcionado. Dedico ao Criador este trabalho, pois tenho certeza que foi Ele quem me guiou em todo este período de estudos, e o responsável maior pela conquista de mais este objetivo em minha vida. Agradeço a Ele, também, pelas pessoas maravilhosas que colocou em minha vida para me ajudarem neste percurso.

Agradeço aos meus pais, Sérgio e Valdete, pelo apoio irrestrito, pelo carinho sempre presente, pelas palavras de conforto nos momentos de aflição, pelos incentivos contínuos... por tudo que seria possível se agradecer a alguém. Devo a eles tudo o que tenho, em especial, o caráter e os exemplos de pessoas que nunca mediram esforços para ajudar um filho a realizar seus sonhos. Amo vocês, meus queridos pais, e a minha alegria é saber que sentem, de alguma maneira, orgulho por mim. Não posso deixar de agradecer a meu irmão, Adriano, minhas avós e minha “segunda mãe”, Suely, e demais familiares pelo apoio irrestrito, e por sempre confiarem na capacidade de alguém que nem eu mesmo acreditava ser.

Agradeço de maneira especial a minha esposa, Hellen. Não há palavras para descrever o quanto grato sou pelo companheirismo, pela lealdade, pelo carinho, paciência, compreensão, e pelas demais qualidades que precisou ter para me auxiliar nesta caminhada. Desde o momento em que passou a fazer parte da minha vida, enquanto ainda estava no começo da graduação, foi decisiva para o meu sucesso ao nunca deixar de me apoiar em tudo aquilo em que me propus a fazer. Sem ela, com certeza, eu não conseguiria chegar até aqui tão feliz e realizado. Amo você, Hellen, e tenho certeza que esta vitória também é sua vitória!

Agradeço ao meu orientador, Prof. Daniel, com quem tive o prazer de trabalhar desde meados de 2009, por dois anos de iniciação científica, monografia de graduação e dissertação de mestrado. Meu aprendizado neste período foi imenso, e tenho certeza que o apoio irrestrito, a cordialidade e, quando preciso, a sinceridade e franqueza foram fundamentais para uma boa relação de trabalho e de produção acadêmica. Foi um prazer poder aprender com as orientações sempre disponíveis, e espero que esta parceiria não acabe por aqui.

Também agradeço a meus colegas de mestrado, com os quais dividi minhas angústias e alegrias. Em especial, agradeço à parceria de longa data com o Sérgio, grande amigo, com quem compartilhei vários momentos de cansaço, descontração, planos para o futuro e

incontáveis horas de estudo. Agradeço também aos amigos de igreja, meus fiés escudeiros, que sempre me animaram e incentivaram nos meus estudos!

Sou grato a todos os membros do PPGE na pessoa da Tatiana, que nunca mediou esforços para atender aos meus anseios a tempo. Agradeço à banca de defesa pela disposição em avaliar este trabalho e pelas contribuições ao mesmo. Também agradeço ao pessoal do IEMA do governo do Espírito Santo e do Projeto Oásis da Fundação Grupo Boticário, pelo fornecimento de dados para minha pesquisa. Por fim, agradeço à Capes pelo apoio financeiro decisivo para a consecução desta pesquisa.

RESUMO

A sociedade depende de maneira direta e indireta do funcionamento dos ecossistemas. Historicamente, porém, a produção econômica tem evoluído no sentido da depleção dos recursos naturais em prol do crescimento econômico como meio de garantir maior afluência material e bem-estar dos indivíduos. Para mediar o *trade-off* entre expansão econômica e preservação ambiental foram desenvolvidos vários instrumentos de política ambiental, sejam eles na forma de comando e controle (regulação direta) ou de incentivos econômicos (mecanismos de mercado). Dentro desta última categoria estão os mecanismos de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), que a despeito de sua popularidade recente, estão sendo crescentemente questionados sobre a adequação de sua base teórico-conceitual vis à vis a dinâmica concreta das experiências existentes em âmbito nacional e internacional. Diante dessa problemática, esta dissertação apresenta uma pesquisa qualitativa e de estudos de caso cujo objetivo é contribuir para o debate sobre o desenvolvimento de novas abordagens conceituais capazes de conciliar teoria e prática do PSA. A discussão desenvolvida parte da hipótese de que as abordagens da Economia Ecológica e Economia Institucional são úteis e necessárias para a ampliação do conceito de PSA, uma vez que as mesmas permitem incorporar os diferentes contextos ambientais, sociais e econômicos, e buscam lidar com os efeitos de eficiência e equidade. Concluiu-se que é possível ampliar e robustecer o conceito de PSA com contribuições conjuntas destas abordagens a partir de contextos híbridos de política ambiental (“*policy mixes*”) nos quais o objetivo explícito seja o desenvolvimento rural sustentável nas suas dimensões ecológica, social e econômica.

Palavras-chave: serviços ecossistêmicos; serviços ambientais; pagamentos por serviços ambientais; custos de transação; abordagem institucionalista; Economia Ecológica; “*policy mixes*”.

ABSTRACT

Society depends directly and indirectly on the functioning of ecosystems. Historically, however, the economic production has evolved towards the depletion of natural resources to promote economic growth as a means of ensuring greater material affluence and the well-being of people. To mediate the trade-off between economic growth and environmental preservation various environmental policy instruments have been developed, whether in the form of command and control (direct regulation) or economic incentives (market mechanisms). Within the latter category are the mechanisms of Payment for Environmental Services (PES), which despite its recent popularity, are increasingly being asked about the adequacy of its theoretical and conceptual basis vis-à-vis the concrete dynamics of existing experience in national and international contexts. Faced with this problem, this master thesis presents a qualitative research and case studies which aim to contribute to the debate on the development of new conceptual approaches capable of reconciling theory and practice of PES. The discussion developed on the hypothesis that the approaches of Ecological Economics and Institutional Economics are useful and necessary to expand the concept of PES, since the same permit incorporate different environmental, social and economic contexts, and seek to deal with the effects of efficiency and equity. It was concluded that it is possible to broaden and strengthen the concept of PES with joint contributions of these approaches from hybrid contexts of environmental policy (“policy mixes”) where the explicit goal is the sustainable rural development in its ecological, social and economic dimensions.

Keywords: ecosystem services; environmental services; payments for environmental services; transaction costs; institutional approach; Ecological Economics; *policy mixes*.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1: Oferta total de energia primária, segundo os tipos de fontes (em percentual).....	22
Tabela 4.1: Projetos de PSA na região da Mata Atlântica.....	115
Tabela 4.2: Índices para Reserva Legal, segundo biomas.....	121
Tabela 4.3: Evolução do número de contratos, área e valor pago no projeto Conservador de Águas em Extrema-MG (2007-2011).....	136
Tabela 4.4: Número cumulativo de contratos e áreas protegidas pelo Projeto Oásis São Paulo (dados cumulativos).....	153
Tabela 4.5: Resultados do Projeto Oásis Apucarana (dados cumulativos).....	154
Tabela 4.6: Resultados do ProdutorES de Água (ES).....	164

LISTA DE QUADROS

Quadro 1.1: Atributos de diferentes instrumentos de política ambiental.....	36
Quadro 2.1: Princípios de <i>design</i> comuns a instituições de longa-duração de CPRs.....	62
Quadro 3.1: Bens e serviços ecossistêmicos ofertados por bacias hidrográficas saudáveis....	84
Quadro 3.2: Opções consideradas para proteção das nascentes.....	88
Quadro 3.3: Principais obrigações assumidas pelos produtores rurais e pela Vittel.....	90
Quadro 3.4: Custos e benefícios do programa de PSA de Vittel.....	91
Quadro 3.5: Ações implementadas no programa nova-iorquino de proteção da bacia hidrográfica de Cat-Del.....	98
Quadro 4.1: APPs segundo as espécies de fatos geradores.....	120
Quadro 4.2: Metas, objetivos ecológicos e princípios norteadores do Projeto Conservador das Águas.....	131
Quadro 4.3: Atores parceiros, suas ações, seus papéis e o nível de governança.....	133
Quadro 4.4: Objetivos principal e específicos, e serviços ambientais remunerados no Projeto Oásis São Paulo.....	144
Quadro 4.5: Atores parceiros, suas ações, seus papéis e o nível de governança no Projeto Oásis São Paulo.....	147
Quadro 4.6: Objetivos principal e específicos, e serviços ambientais remunerados no Projeto Oásis Apucarana.....	148
Quadro 4.7: Principais atores parceiros, suas ações, seus papéis e o nível de governança no Projeto Oásis Apucarana.....	151
Quadro 4.8: Atores parceiros, suas ações, seus papéis e o nível de governança no ProdutorES de Água.....	161
Quadro 4.9: Modalidades de uso da terra e formas de apoio financeiro do Programa Reflorestar.....	168
Quadro 5.1: Critérios de justiça para programas de PSA.....	178
Quadro 5.2: Princípios de justiça distributiva.....	181
Quadro 5.3: Síntese dada conceituação <i>coaseana</i> de PSA.....	188

Quadro 5.4: Experiências de PSA confrontadas com a conceituação <i>coaseana</i> e motivos para maior ou menor distanciamento frente a este referencial.....	206
Quadro 5.5: Síntese das principais contribuições das abordagem institucionalista e econômico-ecológica para a conceituação de PSA.....	208
Quadro A.1: Síntese do contexto precedente ao PSA nos casos estudados.....	217
Quadro A.2: Características gerais dos esquemas de PSA estudados – Parte 1.....	218
Quadro A.3: Características gerais dos esquemas de PSA estudados – parte 2.....	219
Quadro A.4: Características de <i>design</i> dos esquemas de PSA estudados.....	220
Quadro A.5: Pagamentos aos ofertantes nos esquemas de PSA estudados.....	221
Quadro A.6: Fatores que afetam a eficácia e eficiência dos esquemas de PSA estudados.....	222
Quadro A.7: Objetivos colaterais e impactos sobre os mais pobres nos esquemas de PSA estudados.....	223

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1: Esquematização da lógica de funcionamento dos sistemas de PSA.....	39
Figura 3.1: Modelo de Pagamentos por Serviços Ambientais Hidrológicos.....	86
Figura 3.2: Sistema de abastecimento hídrico da cidade de Nova York.....	94
Figura 3.3: Processo de desflorestamento e recuperação da cobertura vegetal na Costa Rica.....	102
Figura 4.1: Modalidades de PSA utilizadas.....	117
Figura 4.2: Localização de Extrema, e limite das Bacias Hidrográficas PCJ	126
Figura 4.3: Modelo de arranjo institucional do Projeto Oásis.....	139
Figura 4.4: Áreas de abrangência e de contratação do Projeto Oásis São Paulo.....	143
Figura 4.5: Bacias hidrográficas que constituem o território de Apucarana (PR).....	149
Figura 4.6: Bacias hidrográficas do Projeto ProdutorES de Água.....	157
Figura 4.7: Gráfico das etapas de implantação do Programa Reflorestar.....	170
Figura 5.1: Disposição dos critérios de justiça em relação ao <i>trade-off</i> de efeitos de equidade e de eficiência.....	179
Figura 5.2: Síntese das principais contribuições potenciais das abordagens institucionalista e econômico-ecológica para o debate sobre o desenho, implementação e monitoramento dos instrumentos de PSA.....	209

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	12
CAPÍTULO 1 – PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA) SOB A PERSPECTIVA DA ECONOMIA AMBIENTAL NEOCLÁSSICA	17
Introdução	17
1.1 A Economia Ambiental Neoclássica: premissas teóricas e principais características para formulação de políticas	18
1.2 A abordagem coaseana de PSA	33
Notas conclusivas	40
CAPÍTULO 2 – A CRÍTICA À ABORDAGEM <i>MAINSTREAM</i> : A PERSPECTIVA INSTITUCIONALISTA E ECONÔMICO-ECOLÓGICA	42
Introdução	42
2.1 As abordagens institucionalistas na economia.....	43
2.1.1 O Velho Institucionalismo de Veblen e o Neoinstitucionalismo	45
2.1.2 A Nova Escola Institucional (“NEI”).....	50
2.1.3 Os evolucionários	55
2.1.4 Contribuições do institucionalismo à discussão ambiental	58
2.2 Contribuições da Economia Ecológica	63
2.2.1 Princípios fundamentais da Economia Ecológica	64
2.2.2 Principais contribuições dos fundadores da Economia Ecológica	75
2.2.3 Contribuições mais recentes da Economia Ecológica.....	78
Notas Conclusivas.....	82
CAPÍTULO 3 – PSA NA PRÁTICA: ANÁLISE DE EXPERIÊNCIAS INTERNACIONAIS SELECIONADAS	83
Introdução	83
3.1 PSA hidrológico “coaseano”: os casos de Vittel (França) e Catskill (EUA)	84
3.1.1 Vittel, França.....	86
3.1.2 Catskill-Delaware, cidade de Nova York.....	93
3.2 “ <i>Programa Pagos por Servicios Ambientales</i> ” (PPSA), Costa Rica: um <i>benchmark</i> em experiência internacional de PSA como política pública.....	101
Notas conclusivas	113
CAPÍTULO 4 – PSA NA PRÁTICA: ANÁLISE DE EXPERIÊNCIAS NO CONTEXTO BRASILEIRO.....	114
Introdução	114

4.1	PSA no Brasil: considerações gerais	115
4.1.1	Legislação ambiental de base no contexto brasileiro	117
4.2	Projeto Conservador das Águas – Extrema (MG)	125
4.2.1	Contextualização, diagnósticos e antecedentes	125
4.2.2	Iniciativa, desenho do mecanismo PSA e sua operacionalização	130
4.2.3	“Baseline” e monitoramento	135
4.2.4	Escala e Resultados	136
4.3	Projeto Oásis – RMSP e Apucarana (PR).....	138
4.3.1	Contextualização, diagnósticos e antecedentes	139
4.3.2	Iniciativa, desenho do mecanismo PSA e sua operacionalização	142
4.3.3	“Baseline” e monitoramento	152
4.3.4	Escala e Resultados	153
4.4	ProdutorES de Água e Programa Reflorestar - ES	155
4.4.1	Contextualização, diagnósticos e antecedentes	155
4.4.2	Iniciativa, desenho do mecanismo PSA e sua operacionalização	158
4.4.3	“Baseline” e monitoramento	163
4.4.4	Escala e Resultados	164
4.4.5	Evolução do PSA: Programa Reflorestar	165
	Notas conclusivas	171
CAPÍTULO 5 – ANÁLISE CRÍTICA DE PSA: RECONCILIANDO TEORIA E PRÁTICA		173
	Introdução	173
5.1	Limitações da abordagem <i>coaseana</i> : as contribuições da abordagem institucional e econômico-ecológica	174
5.2	Análise comparativa e avaliação do grau de proximidade das experiências de PSA analisadas com a conceituação <i>mainstream</i>	187
5.3	Ampliando e adequando o conceito de PSA: uma abordagem econômico-ecológico e institucionalista	207
	Notas conclusivas	213
CONSIDERAÇÕES FINAIS		215
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS		218
APÊNDICE		229

INTRODUÇÃO

Desde a década de 1970 a problemática ambiental tem se tornado cada vez mais discutida nos meios acadêmicos, empresariais e políticos. O aumento do interesse pela temática foi devido, principalmente, a fatores como o aumento sem precedentes da poluição no meio ambiente, derivado do crescimento econômico da Era de Ouro do capitalismo (do pós II Guerra até a Crise do Petróleo de 1973), do crescente temor gerado pela possibilidade de escassez de recursos naturais importantes, uma vez que se vivia em plena Crise do Petróleo (1973), e a publicação do relatório *Limits to Growth* (MEADOWS *et al.*, 1972), o qual aponta para um cenário de catástrofe ambiental caso se disseminassem e generalizassem por todo o mundo os mesmos padrões de consumo dos países ricos (NØRGÅRD *et al.*, 2010).

De acordo com a perspectiva da Economia Ecológica, o sistema econômico é visto como um “organismo” vivo e complexo (MUELLER, 2007), que se alimenta de matéria e energia de baixa entropia provenientes do meio ambiente para a produção de bens e serviços destinados ao consumo da sociedade (GEORGESCU-ROEGEN, 1971). Durante e ao fim desses processos (produção e consumo), há a liberação de matéria e energia de alta entropia (degradadas) de volta ao meio ambiente, o que resulta não somente na alteração dos estoques de recursos naturais, mas também na alteração da qualidade ambiental, impactando de forma adversa a capacidade de absorção do meio ambiente dos resíduos das atividades humanas. Esta interpretação termodinâmica do funcionamento do sistema econômico parte da premissa de que este sistema está contido em um sistema maior fechado do qual é dependente, qual seja: a biosfera.

Dentro desta perspectiva, o capital natural se torna imprescindível ao desenvolvimento socioeconômico da Humanidade, já que se caracteriza por ser a fonte de bens e serviços ecossistêmicos (SEs)¹ que são essenciais para o bem-estar social. Tais SEs são de difícil – e

¹ Aqui é necessário fazer a distinção entre os conceitos de “serviços ambientais” (SAs) e “serviços ecossistêmicos” (SEs). Alguns autores, como Costanza *et al.* (1997), consideram esta última expressão da maneira mais ampla possível, incorporando os benefícios tangíveis e intangíveis provenientes de ecossistemas naturais e artificiais. Já a expressão “serviços ambientais” utilizada neste trabalho refere-se às atividades antrópicas (práticas conservacionistas, de manejo e mudanças no uso da terra, por exemplo) com potencial para aumentar a oferta de serviços ecossistêmicos. Esta discussão será aprofundada no decorrer do capítulo 1.

na maioria das vezes, impossível – substituição satisfatória pelo capital produzido pelo homem, através da inovação/evolução tecnológica (RESENDE *et al.*, 2014). Portanto, é premente que se leve em consideração a resiliência dos ecossistemas e a relação entre os SEs e o bem-estar humano para o desenho de qualquer estratégia de desenvolvimento.

Em especial, a agricultura tem com o meio biofísico – e seus processos – uma relação de vital dependência. Este último é o espaço sobre o qual aquela se desenvolve, ou melhor, é o seu meio de produção, fornecendo-lhe insumos essenciais para geração de seus produtos finais. E por mais que surjam inovações e que as tecnologias aplicadas ao campo sejam aprimoradas e intentem diminuir esta dependência, ao fim e ao cabo este setor do sistema econômico não pode se tornar absolutamente apenas um processo industrializado.

Tendo em vista que as relações entre as sociedades e os ecossistemas são intrinsecamente complexas, que a produção econômica tradicionalmente tem se desenvolvido por meio da depleção do capital natural e o que os mecanismos de mercado não são suficientes para solucionar o *trade-off* entre expansão econômica e preservação ambiental, foi necessário o desenvolvimento de instrumentos de política pública que disciplinem esta interferência antropogênica sobre a biosfera. E, mais recentemente, como meio de complementar os instrumentos de comando e controle (regulações diretas como a determinação de certas tecnologias e limites de emissão de poluentes às firmas), observa-se um movimento consistente em prol do desenvolvimento de instrumentos econômicos de política ambiental capazes de influenciar a tomada de decisão dos agentes por meio de incentivos econômicos. É neste contexto que a partir da década de 1990 intensifica-se o debate sobre os chamados Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), cujo princípio básico é a compensação de prestadores de serviços ambientais.

A ideia de PSA nasce a partir do reconhecimento da necessidade de se preservar a biodiversidade e os SEs. Isso porque estes últimos são considerados importantes para o bem-estar e a qualidade de vida das sociedades humanas. A abordagem de SEs refere-se implicitamente às inter-relações entre sociedade e natureza, em que há o reconhecimento de que tais serviços são vitais para o bem-estar social, e de que eles possuem valor econômico (COSTANZA, 2011). Tais interrelações são intrinsecamente complexas e, portanto, exigem um arcabouço teórico capaz de lidar com tal complexidade.

Recentemente, as políticas de PSA têm se tornado crescentemente populares (PATTANAYAK *et al.*, 2010). Sua atratividade está no fato de que, além de contribuir para a

preservação dos fluxos de SEs e biodiversidade, tal mecanismo pode também contribuir para a geração de renda dos seus beneficiários (ZILBERMAN *et al.*, 2006), reduzindo, assim, os índices de pobreza rural (GRIEG-GRAN *et al.*, 2005). Este “efeito colateral positivo” vem contribuindo para que o PSA seja visto como uma espécie de panaceia capaz de resolver os problemas ambientais, além de em alguns casos funcionar como uma política de desenvolvimento rural (MURADIAN *et al.*, 2010). A despeito de sua popularidade, há questionamentos sobre a adequação de sua base teórico-conceitual (MURADIAN *et al.*, 2010; MURADIAN *et al.*, 2013). Para que o PSA seja uma ferramenta bem sucedida no alcance dos seus objetivos, são necessárias considerações acerca da própria concepção e operacionalização deste tipo de política.

A teoria de base dos esquemas de PSA é, tradicionalmente, proveniente da Economia Ambiental Neoclássica, o que contribuiu para que sua conceituação fosse feita com preocupação central na obtenção de eficiência econômica por meio da internalização de externalidades positivas (serviços ecossistêmicos) via pagamentos monetários, dando valor econômico aos fluxos de serviços decorrentes do capital natural. A alocação de recursos passaria a beneficiar aqueles que arcaram com o custo de oportunidade derivado da preservação desta categoria de capital, promovendo desta forma comportamentos em prol de sua conservação. Este seria o caminho para gerar adicionalidade ambiental, que de outra forma não poderia ocorrer (WUNDER, 2005; PAGIOLA ; PLATAIS, 2007; ENGEL *et al.*, 2008; FERRARO, 2008).

É possível constatar, porém, que a formalização teórica de PSA na maioria das vezes não consegue se refletir em experiências reais, expressando apenas algumas características do conceito (WUNDER, 2005; 2008). Dentre outros fatores, isto ocorre porque a escola neoclássica é reducionista e simplista, não considerando muitas das complexidades do mundo real. Para além disso, a análise neoclássica frequentemente abstrai os custos de transação envolvidos nas transações econômicas e não considera adequadamente a história de formação e evolução das instituições, além das características específicas de cada ecossistema e sociedade com suas respectivas capacidades de coexistência e resiliência.

O desacordo entre as prescrições teóricas e as condições reais coloca em sério risco a factibilidade do PSA e gera, em última instância, esquemas que não podem ser analisados tendo-se como referência o marco teórico convencional. O exame da literatura especializada aponta para uma excessiva consideração dos esquemas de PSA apenas como um instrumento mercadológico, negligenciando alguns aspectos essenciais, como as complexidades ecossistêmicas e a diversidade institucional encontrada em cada contexto social. Daí, deriva-

se o problema deste trabalho: *como fazer com que os mecanismos de PSA sejam mais aderentes e coerentes com a complexidade dos fenômenos reais, levando em conta as interações complexas entre natureza, sistema econômico e instituições?*

Por hipótese, postula-se que as políticas de PSA devem ser ampliadas no sentido de incorporar explicitamente objetivos de eficiência econômico-ecológica e de justiça social, entendidos como intrinsecamente interdependentes, juntamente com a trajetória histórica das instituições e as idiossincrasias dos *stakeholders* envolvidos. As perspectivas teóricas da Economia Ecológica e Institucional são necessárias e úteis para viabilizar tal ampliação.

O objetivo principal desta dissertação é, portanto, avançar na teorização sobre PSA, incorporando de maneira conjunta elementos das visões econômico-ecológica e institucionalista, com a intenção precípua de tornar o PSA mais robusto e aplicável à realidade social, ambiental e econômica. Isto permitirá uma maior aderência entre as recomendações teóricas e a prática do PSA. Espera-se, em suma, uma contribuição de natureza eminentemente teórica para o debate sobre este tipo de política ambiental.

A dissertação está dividida em cinco capítulos, além desta introdução e das considerações finais. O primeiro capítulo trata dos principais pilares de sustentação da Economia Ambiental Neoclássica e do seu desenvolvimento ao longo do tempo e da abordagem *coaseana* do PSA. O objetivo é demonstrar a conceituação tradicional e dominante de PSA e sua base teórica, bem como seus pressupostos e objetivos.

No segundo capítulo, discorre-se sobre os fundamentos teóricos das principais ramificações da abordagem institucionalista em economia (e as suas principais contribuições à gestão sustentável dos recursos naturais), e posteriormente, passa-se à discussão dos fundamentos da Economia Ecológica. Este capítulo trata de duas abordagens críticas à economia neoclássica e que dão subsídios teóricos para uma análise mais realista e complexa das inter-relações entre o sistema econômico e a biosfera, assim como para a elaboração de instrumentos de política que as balizem. Os dois primeiros capítulos cumprem com o objetivo de disporem a base teórico-conceitual sobre a qual se desenvolverá a análise do conceito de PSA, bem como dos estudos de caso selecionados.

Os dois capítulos seguintes apresentam uma abordagem positiva a respeito de algumas experiências selecionadas de PSA. O terceiro capítulo discute três casos em âmbito internacional, quais sejam: *Vittel* (França), *Catskill-Delaware* (Estados Unidos da América) e *Pagos por Servicios Ambientales* (Costa Rica). Já o quarto capítulo descreve algumas experiências brasileiras de PSA. São elas: o estudo dos casos do Conservador das Águas (município de Extrema, Minas Gerais), Projeto Oásis (Região Metropolitana de São Paulo,

São Paulo, e município de Apucarana, Paraná), e o ProdutorES de Água, que posteriormente evoluiu para o Programa Reflorestar (estado de Espírito Santo). Estes dois capítulos cumprem com o objetivo de dispor os contextos reais em que os mecanismos de PSA são desenvolvidos e as especificidades que surgem quando se parte para a operacionalização de um conceito.

Por fim, o capítulo 5 é o ponto central da dissertação. Ele traz as principais contribuições e complementações dos arcabouços teóricos explorados no capítulo 2 para a conceituação de PSA. Além disto, realiza-se uma análise comparativa e normativa das experiências reais de PSA abordadas nos capítulos 3 e 4. Por fim, são reunidas algumas contribuições teóricas para o aperfeiçoamento do conceito de PSA, dentro de uma visão mais holística e complexa de instituição de um “*policy mix*”, considerado como um arranjo híbrido de política ambiental (RING ; SCHRÖTER-SCHLAACK, 2011).

CAPÍTULO 1 – PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA) SOB A PERSPECTIVA DA ECONOMIA AMBIENTAL NEOCLÁSSICA

Introdução

Tendo em vista a urgência na busca de soluções para o problema da depleção do capital natural e de mitigação do aquecimento global, os formadores de política têm se dedicado à tarefa de conceber instrumentos inovadores que consigam aumentar a eficiência econômica por meio da internalização das externalidades ambientais, sejam elas positivas ou negativas. É neste contexto que os esquemas de PSA surgem como instrumentos promissores, já que são vistos como uma forma de se “comprar conservação”, remunerando de forma condicional à “entrega da mercadoria” aqueles sobre os quais recaem os custos de oportunidade envolvidos na oferta de serviços ambientais (SAs), em uma transação mutuamente benéfica para ofertantes e compradores. Para além disso, entusiastas afirmam que a implantação deste instrumento é uma forma eficiente de se alcançar objetivos ambientais e sociais, podendo, inclusive, auxiliar na redução da pobreza rural (GRIEG-GRAN *et al.*, 2005; PAGIOLA *et al.*, 2005).

Este primeiro capítulo tem como objetivo discutir o mecanismo de PSA “*coaseano*”, como ficou conhecida a conceituação tradicional deste instrumento de política ambiental. Para isso, em primeiro lugar, é necessário expor a base teórico-conceitual sobre a qual este esquema foi desenhado, qual seja: a Economia Ambiental Neoclássica, com ênfase na resolução do problema de externalidades ambientais por meio do Teorema de Coase.

Em seguida, será exposto o PSA “*coaseano*” do ponto de vista teórico, como um instrumento que visa alcançar objetivos ambientais, especificamente conservação, restauração ou geração de SEs por meio de pagamentos diretos e condicionais aos seus provedores, com recursos despendidos por quem se beneficia destes benefícios. Busca-se a resolução do *trade-off* entre conservação e exploração do capital natural por meio da internalização das externalidades positivas que os serviços ambientais representam àqueles que, de outra forma, usufruiriam seus benefícios gratuitamente.

Portanto, o PSA é visto como uma ferramenta mercadológica, dentro do *toolbox* de incentivos econômicos de política ambiental para resolver uma falha de mercado. Isto se faz necessário pois vários serviços ecossistêmicos não estão incorporados às transações de

mercado como mercadorias, tendo preço nulo, o que pode levar à sua exploração de maneira insustentável. Por fim, serão abordadas as discussões que relacionam os efeitos dos esquemas de PSA sobre a redução da pobreza rural. A literatura demonstra que nos países em desenvolvimento espera-se que este mecanismo seja capaz de alcançar, ao mesmo tempo, objetivos ambientais e sociais, sendo esta crença uma relevante justificativa para a proliferação de políticas públicas nos moldes de PSA na América Latina, Leste asiático e África Sub-Saariana.

1.1 A Economia Ambiental Neoclássica: premissas teóricas e principais características para formulação de políticas²

A Economia Neoclássica – corrente dominante dentro das discussões teóricas em Economia – está vitalmente baseada na visão utilitarista de valor e no individualismo metodológico. Em virtude de sua visão mecanicista, as análises neoclássicas têm como objetivo a obtenção de pontos de equilíbrio para as variáveis trabalhadas (AMAZONAS, 2002). Uma característica central a ser destacada é o antropocentrismo da escola neoclássica, visto que toda a vida econômica está centrada em alcançar resultados que elevem o nível de bem-estar social através da eficiência alocativa. Para dar consistência aos modelos que dela provêm, é necessário as variáveis em análise sejam simplificadas de modo a serem expressas por funções bem-comportadas, passíveis de serem derivadas.

O “melhor dos mundos” seria o mercado competitivo, em que os agentes econômicos (indivíduos/famílias e firmas) são atomizados e os preços são determinados pelo funcionamento das forças mercadológicas (oferta e demanda) livres de interferências externas (leia-se, regulamentação estatal). Aqui, os direitos de propriedades³ são plenos e, consequentemente, os bens e serviços são privados e não há externalidades no processo.

Parte-se da noção de que os indivíduos e as firmas são racionais e possuem informação completa sobre as possíveis escolhas que podem tomar. A partir disto, os indivíduos conseguem ordenar suas preferências em relação a diferentes alocações de bens e serviços, buscando sempre alcançar o maior nível de satisfação (ou seja, a maior utilidade)

² Esta sessão foi escrita com base em Mueller (2007), Amazonas (2002) e Andrade (2008).

³ Segundo Pindyck e Rubinfeld (2010, p.596), o direito de propriedade é o “conjunto de leis que estabelece o que as pessoas ou as empresas podem fazer com suas respectivas propriedades”.

dentro da sua restrição orçamentária. Por sua vez, as firmas, tomando o preço das mercadorias produzidas como dado pelo mercado, buscam um nível de produção em que conseguem maximizar o lucro, através da minimização dos custos de produção restrita à tecnologia utilizada no processo produtivo (que proporciona determinadas combinações entre os fatores de produção capital e trabalho).

Deste modo, os agentes econômicos transacionam fatores de produção e mercadoria com o objetivo último de maximizar sua função-objetivo, sejam as famílias (utilidade) ou as firmas (lucro). Em solução dos modelos de equilíbrio geral, com o esgotamento de todas as transações possíveis, seria alcançada uma alocação ótima de recursos entre os agentes, resultado este que é eficiente do ponto de vista paretiano, ou seja, não seria possível realizar nenhuma transação que melhorasse a situação de pelo menos um agente sem piorar a de qualquer outro. Alcançar-se-ia, por fim, o maior nível de bem-estar social, sendo este o objetivo final do funcionamento do sistema econômico.

A Economia Neoclássica visa ao estabelecimento de mecanismos que propiciem o alcance de resultados ótimos de alocação, independentemente da distribuição dos recursos entre os agentes. Marshall, um dos principais expoentes desta escola econômica, destaca que a distribuição de renda se dá pelo preço dos fatores de produção, ou seja, esta é uma teoria “meritocrática”, que remunera os agentes de acordo com sua contribuição no processo produtivo, e do preço de cada fator. Por outro lado, outras preocupações sobre equidade ficam à margem da discussão teórica. Segundo Brue (2005, p.286)

“Marshall afirmava que os empresários devem constantemente comparar a eficiência relativa de cada agente de produção que eles empregam. Devem, também, considerar as possibilidades de substituir um agente por outro. A tração a vapor substituiu a tração manual, e a tração térmica substituiu a tração a vapor. Na margem das indiferenças entre dois fatores de produção que podem ser substituídos, seus preços devem ser proporcionais ao valor monetário que eles agregam ao produto total. A vantagem mais notável da liberdade econômica é manifestada quando um empresário arrisca encontrar as combinações de insumos de fatores que irão produzir os custos mais baixos na produção. Os empreendedores devem estimar quanto uma unidade extra de qualquer fator de produção irá agregar ao valor do produto final. Devem empregar cada agente até a margem em que seu produto líquido não mais excede o preço que teriam de pagar por ele. Marshall baseou sua análise nos rendimentos decrescentes resultantes do “uso desproporcional de qualquer agente de produção”.

Defende-se que, a partir da busca individual de cada agente pela maximização de suas funções-objetivo, há uma força (a “mão invisível do mercado”) que levaria a alocações socialmente ótimas, resultando no aumento do bem-estar dos indivíduos. O Estado, dentro deste modelo, seria um agente desejável apenas no estabelecimento das regras e que assegure

o cumprimento das leis, em especial, as que protegem os direitos de propriedade e a livre concorrência. Sua atuação como agente econômico, interventor na formação de preços e como regulador das atividades econômicas seria indesejável, pois geraria distorções que levariam à ineficiência econômica. Portanto, o mercado por si só é capaz de promover a alocação eficiente dos recursos.

Para a escola neoclássica, até os anos 1960/1970, o meio ambiente não era incorporado nas funções de produção e de utilidade. As matérias-primas que alimentam o sistema econômico e os resíduos que dele advêm eram considerados desprezíveis se comparados à capacidade de o ambiente absorvê-los. É adotada a hipótese ambiental tênué, na qual o meio ambiente é visto como uma cornucópia, benéfico, disposto à exploração e neutro diante das intervenções econômicas humanas, de modo que seria possível levar adiante o crescimento material econômico de maneira ilimitada dado a sua infinita capacidade de assimilação de impactos sofridos pelas ações antrópicas.

O funcionamento da biosfera seria previsível, e o capital natural era abundante em relação ao tamanho do capital produzido pelo homem; havia, desta forma, a ideia de infinitude dos recursos naturais para a satisfação das necessidades humanas (ANDRADE *et al.*, 2012). A relação entre o sistema econômico e a biosfera era marginal nas discussões teóricas da ciência econômica, já que não se via o capital natural e seus serviços como recursos escassos essenciais ao funcionamento dos processos de produção e consumo. Via-se o sistema econômico funcionando apenas como um sistema circular (portanto, fechado), de trocas entre as firmas e as famílias, em que a entrada e saída de matéria e energia era desprezível para a análise econômica⁴. Em suma, a importância do fluxo de trocas de matéria e energia entre o sistema econômico e o meio ambiente era ignorada pela teoria econômica convencional.

No entanto, três razões principais levaram a Economia Neoclássica a buscar formas para incorporar o meio ambiente no seu arcabouço teórico-analítico. Primeiro, em meados dos anos 1960, já era perceptível que o crescimento econômico advindo da intensa industrialização estava tomando uma dimensão gigantesca, que foi acelerada após a Segunda Guerra Mundial (1939-1945).

⁴ Georgescu-Roegen (1971) desenvolve uma crítica a esta abordagem mecanicista que predomina na Economia Neoclássica, defendendo que os processos econômicos aumentam a entropia da biosfera, impossibilitando o crescimento escalar ilimitado do sistema econômico. Este tema será amplamente discutido no Capítulo 2.

A disseminação de tecnologias de produção e gestão industrial em larga escala requeria elevados níveis de consumo de combustíveis fósseis (fluxo energético) e de matérias-primas (fluxo material), que geravam um nível de poluição crescente. Isto implicou, por exemplo, na recorrência das chuvas ácidas e de problemas de saúde pública derivados dos resíduos do processo produtivo, o que levou ao surgimento, nos países do então primeiro mundo, de movimentos sociais e políticos cujo objetivo era combater tais malefícios causados à sociedade . Em outras palavras, é possível afirmar que a intensificação do debate ambiental neste período pode ser compreendida como reflexo de uma crescente frustração para com as consequências socioeconômicas causadas pela expansão econômica da época.

Por outro lado, o pacote tecnológico da chamada Revolução Verde, que nasceu nos Estados Unidos, espalhou-se por todo o mundo após o fim da referida guerra, permitiu a apropriação de novas áreas para produção agrícola em larga escala e aumentou a depleção do capital natural, o qual passou a ser crescentemente dominado pelas novas tecnologias produtivas. A depleção dos recursos naturais, em especial nos países desenvolvidos, parecia ultrapassar a capacidade de assimilação do meio ambiente, levando à perda de bem-estar social. Esta degradação provinha, de forma destacada, do crescente uso de insumos agrícolas (defensivos, fertilizantes, etc.) produzidos pela indústria química, que impactavam na qualidade do solo e dos recursos hídricos, além da qualidade toxicológica dos produtos finais⁵.

As crises do Petróleo da década de 1970 (a primeira em 1973 e a segunda em 1979) demonstraram a fragilidade do modo de crescimento econômico generalizado por todo o mundo, baseado na industrialização. Como a matriz energética mundial estava basicamente assentada no consumo de combustíveis fósseis – em que o petróleo tinha enorme e crescente importância (tabela 1.1) –, a opinião pública passou a lidar com a sensação de iminência da escassez de tal recurso natural, e iniciou um debate sobre a viabilidade de continuidade, a longo prazo, do crescimento econômico intensivo nesta fonte de energia e em recursos naturais.

⁵ Um dos trabalhos mais conhecidos e iniciais da discussão sobre os impactos do uso dos agroquímicos sobre os ecossistemas é o trabalho de Rachel Carson (1962). Este trabalho teve grande repercussão à época, e é reconhecido como um dos trabalhos inaugurais na discussão crítica quanto ao modelo de produção excessivamente sujo produzido no capitalismo.

Tabela 1.1: Oferta total de energia primária, em nível mundial, segundo os tipos de fontes (em percentual)

Fontes de energia	1973	2010
Petróleo	46,1%	32,4%
Carvão mineral/turfa	24,6%	27,3%
Gás natural	16,0%	21,4%
Biocombustíveis e lixo	10,5%	10,0%
Nuclear	0,9%	5,7%
Hidroeletricidade	1,8%	2,3%
Outros (geotérmica, solar, eólica, calor, etc.)	0,1%	0,9%
Total (em milhões de toneladas equivalentes de petróleo)	6.107	12.717

Fonte: International Energy Agency (2012).

Por fim, no ano de 1972, o *Massachusetts Institute of Technology* lançou, por meio de encomenda feita pelo Clube de Roma, o estudo *Limits to Growth*, em que demonstrava projeções pessimistas sobre a capacidade da biosfera suportar o estilo de desenvolvimento econômico que vinha sendo praticado até então. Previa-se que, já no século XXI, seriam ultrapassados os limites biofísicos impostos pelo meio ambiente, o que tinha o potencial de levar a uma grande desorganização social e econômica em nível mundial. A partir destas projeções, propunha-se medidas duras que limitassem a voraz depleção ambiental causada pela industrialização, e defendia-se que, caso esta não fosse a opção política, desfechos castastróficos estavam por vir. Tal estudo, que teve enorme repercussão midiática, foi mal recebido pelo corpo de economistas neoclássicos, visto que ia de encontro às conclusões teóricas defendidas pelos mesmos (passividade e infinita resiliência da biosfera ante os impactos antrópicos).

Já nas décadas de 1980 e 1990, foi construído e se tornou cada vez mais forte o conceito de “desenvolvimento sustentável”. Este nasceu de discussões em instituições supranacionais, com destaque ao Relatório Brundtland, que provém do âmbito das Nações Unidas, e cunhou o conceito da forma mais conhecida, dando ênfase à equidade intra e intergeracional. O desenvolvimento sustentável seria aquele que atende as necessidades atuais de forma justa (com maior importância para o desenvolvimento dos mais pobres) sem comprometer a capacidade de as gerações futuras atenderem as suas próprias (WCED, 1987).

Tal conceito, que é ao mesmo tempo vago e amplo, tornou-se uma bandeira transdisciplinar, já que atende a anseios ambientais, sociais e econômicos.

Tendo em vista o panorama apresentado, a Economia Neoclássica, sendo a corrente *mainstream*, viu-se levada a incorporar o meio ambiente ao seu esquema analítico, constituindo assim a Economia Ambiental Neoclássica (EAN). Passou-se a reconhecer o princípio do balanço de materiais: a economia não funciona de maneira circular, mas há um fluxo linear e unidirecional de matéria e energia que passa pelo sistema econômico. Em parte, este fluxo é convertido em bens finais, e o restante gera resíduos, que podem ser reaproveitados economicamente, ou são rejeitos descartados no meio ambiente, o que origina sua poluição (AYRES; KNEESE, 1969). Com isto, o meio ambiente passa a ser considerado explicitamente no esquema analítico das ciências econômicas, sendo, portanto, necessário incorporá-lo nos modelos teóricos.

A forma que o *mainstream* acadêmico encontrou para lidar com o problema das interrelações entre o sistema econômico e o meio ambiente foi por meio da consideração, separadamente, dos “*inputs*” e “*outputs*” do último no funcionamento do primeiro. Assim, surgiu, respectivamente, a Economia dos Recursos Naturais (ERN) e a Economia da Poluição (EP), constituindo os dois “braços” que formam a EAN. A primeira trata da forma como os recursos naturais (renováveis e, principalmente, não renováveis) são eficientemente explorados em uma análise intertemporal. Já a segunda trata do problema das externalidades negativas que surgem dos processos de produção e de consumo, buscando um nível ótimo de poluição.

Segundo a EAN, a importância em se considerar a biosfera na análise econômica está fundamentada num paradigma antropocêntrico, ou seja, o capital natural e seus bens e serviços importam na medida em que impactam o bem-estar social a partir do momento em que se tornam escassos ou perdem qualidade.

A ERN trata dos aspectos da extração e exaustão dos recursos naturais ao longo do tempo, e tem em Hotteling seu fundador. Em seu artigo “*The economics of exhaustible resources*”, de 1931, lançou as bases para o estudo da alocação intertemporal ótima de extração de recursos como petróleo e minério de ferro. Para se alcançar este resultado, são fundamentais a análise de custo de oportunidade e do procedimento de desconto dos valores ambientais futuros a valor presente.

Pelo fato de que um recurso pode se tornar exaurível em função do aumento progressivo de sua escassez, ocorrem sucessivos aumentos de preço, o que leva a um aumento do valor de seu estoque, incentivando o proprietário deste a postergar sua extração. De acordo com a “regra de Hotteling”, a forma de incluir a variável “tempo” no exercício de maximização do lucro com a extração dos recursos naturais seria a seguinte:

“Dado que o valor deste estoque é o valor presente de suas vendas futuras, em *equilíbrio intertemporal* a taxa de retorno segundo a qual este valor deve crescer é a taxa de juros, portanto, com base no desconto a esta taxa, determinam-se assim as quantidades ótimas a serem extraídas a cada momento no tempo, ou seja, determina-se a *taxa ótima de extração*” (AMAZONAS, 2002, p.114).

Algebricamente, este resultado seria alcançado da seguinte forma:

$$\frac{\dot{p}}{p} = r$$

Em que r é a taxa de desconto ou de juros; p é o preço; e \dot{p} é a variação de preço. Portanto, a gestão das quantidades extraídas das jazidas se dá de modo a respeitar esta regra, que propicia a maximização do retorno do capital ao longo do tempo.

A Economia dos Recursos Naturais teve relevância essencial para dar uma resposta adequada à indagação sobre o melhor uso dos recursos exauríveis, que surgiram principalmente quando da Crise do Petróleo. No entanto, com o desenvolvimento crescente de tecnologias que criam alternativas economicamente viáveis de combustíveis renováveis (como o etanol e as usinas eólicas) e com o aperfeiçoamento dos processos de reciclagem dos resíduos dos processos de produção, além de novas tecnologias produtivas que aumentam a eficiácia material e energética em relação a cada unidade de produto, a ideia de substituição aceitável do capital natural (em especial, os recursos naturais exauríveis) pelo capital humanamente produzido cresceu cada vez mais.

Tal mudança levou a uma certa perda de importância das análises da ERN no debate econômico. Também levou o *mainstream* a adotar a noção de sustentabilidade fraca, em que acredita-se que o desenvolvimento tecnológico é capaz de levar o sistema econômico a se tornar cada vez mais independente do meio ambiente, dado o alto grau de substituibilidade entre os dois capitais acima referidos. Neste sentido, o conceito de “desenvolvimento sustentável” seria implementado com a manutenção e crescimento do capital total (que constitui o agregado dos capitais, que se dividem em produzido pelo homem, natural, social e

humano). Isso sugeria que o declínio do capital natural poderia ser mais do que compensado pelo crescimento do capital produzido em sociedade.

A Economia da Poluição, por sua vez, tem se destacado historicamente como forma de dar resposta a problemas atuais como, por exemplo, os problemas de aquecimento global, chuva ácida, e acúmulo de resíduos sólidos nos centros urbanos⁶. Este ramo teórico assenta sua argumentação na existência de externalidades⁷ no sistema econômico, que levam a alocações economicamente ineficientes, baseado na teoria do bem-estar social (eficiência no sentido de Pareto).

De acordo com Pindyck e Rubinfeld (2010), externalidade é a ação de um produtor ou consumidor que afeta outros produtores ou consumidores, mas que não é considerada no preço de mercado. O agente causador da externalidade não é responsabilizado pela sua geração, mas esta impacta a função-objetivo de outro agente. Como os preços não conseguem refletir tal “efeito externo”, ela se constitui em uma falha de mercado, já que os custos ou benefícios sociais (do agregado de agentes) não são coincidentes com os custos ou benefícios privados. Podem existir externalidades negativas e positivas.

Um exemplo clássico de externalidade negativa ocorre quando uma fábrica que emite grande quantidade de fumaça particulada e funciona muito próximo de uma lavanderia. Para que a fábrica funcione, há a necessidade de emissão de fumaça, que se configura como um resíduo do processo de produção, e que tem sua produção positivamente correlacionada com a quantidade de mercadorias produzida. Já para o funcionamento eficiente da lavanderia, é necessário que a atmosfera local esteja o mais “pura” possível, para que as roupas cheguem limpas aos seus donos ao menor custo possível, após ficarem expostas ao ambiente para secagem.

A fumaça emitida pela fábrica causará perda de qualidade do serviço prestado pela lavanderia, pois polui o ambiente em que as roupas ficam expostas, refletindo, por fim, em perdas de eficiência econômica (por exemplo, o produto terá que passar por processos adicionais de limpeza após a exposição ao ambiente externo, o que aumenta os custos de

⁶ Há dois tipos de poluição: de fluxo e de estoque. A primeira trata daqueles resíduos que são dipostos no meio ambiente, mas que posteriormente são totalmente por ele assimilados ou dissipados, como é o caso da chuva ácida. A segunda se refere àqueles resíduos que são apenas parcialmente dissipados, como é o caso dos gases de efeito estufa, e que portanto se acumulam no meio ambiente, gerando danos presentes e futuros (MÜELLER, 2007). Não é objetivo deste capítulo aprofundar na discussão da Economia da Poluição e por essa razão serão discutidos apenas exemplos de poluição de fluxo.

⁷ Tal conceito foi elaborado por Pigou (1920).

produção da lavanderia). Caso não haja uma legislação específica que limite, taxe ou proíba a emissão da fumaça pela fábrica, a lavanderia terá que arcar sozinha com este prejuízo, o qual é derivado de uma ação (produção da fábrica) que não onera em nada a fonte poluidora. Dado que a fábrica não é passível de ser responsabilizada por esta ação, ela não incorpora este custo externo em sua função de custos. Este dano gerado, portanto, acaba por não ser refletido nos preços de seus produtos.

O que ocorre, portanto é que enquanto a fábrica atinge o seu ponto ótimo de produção, a lavanderia não. Isto ocorre porque a lavanderia terá que suportar um nível indesejável de poluição e não é compensada por isto. Logo, não estará no seu ponto ótimo de produção. Portanto, quando há externalidades, o ótimo do ponto de vista privado não coincide com o ótimo para a somatória de agentes afetados.

Como o custo agregado para as duas empresas – chamado de custo social – é maior do que o custo privado da fábrica, e como o preço de mercado dos produtos desta última refletem apenas estes custos, está presente uma ineficiência econômica. Isto se deve ao fato de que é possível aumentar o bem-estar social (agregado) caso a fábrica leve em conta os danos que causa à lavanderia. Para que seja alcançada uma alocação eficiente, é necessário que o agente responsável pela geração da externalidade negativa internalize-a, de modo a considerar os danos causados em sua função de custos de produção. Como o custo social é maior do que o privado, o ponto ótimo paretiano será alcançado a um nível de produção menor, apenas caso aja uma intervenção para que o poluidor internalize esta externalidade⁸.

Para partir-se para a análise de externalidades positivas relativas ao meio ambiente, é oportuno demonstrar a distinção entre os conceitos de serviços ecossistêmicos e serviços ambientais. Segundo Daily (1997), os serviços ecossistêmicos são as condições e processos pelos quais os ecossistemas, e as espécies que fazem parte deles, sustentam e alimentam a vida humana, além de manterem a biodiversidade e a elaboração dos produtos dos ecossistemas. Complementando esta definição, os serviços ecossistêmicos consistem em fluxos de matérias, energia, e informação que provêm de estoques de capital natural que são combinados aos serviços dos capitais manufaturado e humano para produzir bem-estar humano (COSTANZA *et al.*, 1997). Na Avaliação Ecossistêmica do Milênio (2005), devido à

⁸ Como aqui a fumaça é considerada como um “insumo” do processo de produção – ou seja, para um dado padrão tecnológico, para que haja produção de qualquer unidade da mercadoria, é necessário a geração de mais fumaça como resíduo do processo – subentende-se que para atingir um certo grau de satisfação no consumo da mercadoria que esta fábrica produz, os indivíduos estarão dispostos a aceitar algum montante de poluição gerado por este processo.

dificuldade, em certos casos, de determinar se um benefício proporcionado por um ecossistema é um “bem” ou um “serviço”, considera-se “bens”, “serviços” e “serviços culturais” conjuntamente, como “serviços dos ecossistemas”.

Assim sendo, na Avaliação Ecossistêmica do Milênio adota-se a classificação ao longo de linhas funcionais, utilizando as seguintes categorias: **serviços de abastecimento** (produtos obtidos dos ecossistemas: alimento, água doce, combustível, fibras, bioquímicos, recursos genéticos); **serviços de regulação** (benefícios obtidos da regulação dos processos dos ecossistemas: regulação do clima, de enfermidades, da água, purificação da água, polinização); **serviços culturais** (benefícios intangíveis obtidos dos ecossistemas: espirituais e religiosos, recreativos e ecoturísticos, estéticos, inspiracionais, educacionais, no sentido de pertencer a um lugar, herança cultural); e **serviços de apoio ou suporte** (serviços necessários para a produção de todos os outros serviços dos ecossistemas: formação do solo, ciclos de nutrientes, produção primária).

Por sua vez, a expressão “serviços ambientais” é utilizada para referir-se às atividades antropogênicas (práticas conservacionistas, de manejo e mudanças no uso da terra, estabelecimento de áreas florestadas, etc.) com potencial para aumentar a oferta de serviços ecossistêmicos. De acordo com Chiodi *et al.* (2013),

“Os serviços ambientais abrangem as intervenções que favorecem as condições e os processos pelos quais os ecossistemas mantêm suas funções e sustentam a vida (DAILY, 1997). Desta forma, quem promove a manutenção ou a melhoria dos serviços ecossistêmicos está promovendo um serviço ambiental.”⁹

Um exemplo de externalidade positiva é o de um apicultor que é vizinho de um fruticultor. Neste caso, ambos são beneficiados por esta vizinhança. De um lado, a produção de mel do apicultor é beneficiada pela abundância de flores presentes nas espécimes frutíferas em suas proximidades, e nada paga por este benefício que seu vizinho lhe proporciona. Por sua vez, o fruticultor é beneficiado pela abundância de abelhas nas redondezas de suas plantações, o que aumenta a polinização (um serviço ecossistêmico gerado pela biodiversidade) e, por consequência, *ceteris paribus*, também melhora a produtividade de

⁹ É importante ressaltar que os serviços ambientais não garantem a oferta dos serviços ecossistêmicos, devido às complexidades dos ecossistemas. Por exemplo, é possível que a prestação de serviços hidrológicos com vistas a aumentar a qualidade da água, por meio de aumento da vegetação ciliar, propicie habitat para proliferação de espécies animais selvagens, como capivaras, que por sua vez acabam aumentando a contaminação da água por coliformes fecais. Portanto, um mesmo serviço ambiental pode engendrar efeitos contrários à promoção dos serviços ecossistêmicos almejados.

frutas colhidas por hectare cultivado. De maneira semelhante, este último agente nada paga por tal benefício, apesar de auferir maiores ganhos com esta “parceria coincidente”.

Enquanto o custo de manter as colmeias é individual ao apicultor, mas o fruticultor também capta seus benefícios – é um “agente carona”, ou seja, que desfruta destes benefícios sem contribuir para tanto –, tem-se que o benefício social (agregado) é maior que o benefício individual. A ineficiência está no fato de que os benefícios derivados dos investimentos que o primeiro realiza para sua produção não são totalmente captados por ele. O mesmo ocorre analisando o lado do fruticultor.

Outro exemplo de externalidade positiva ocorre quando um sojicultor resolve investir na recuperação da vegetação ripária natural em parte de sua propriedade em função da necessidade de se adequar à legislação ambiental vigente. Próximo dali poucos quilômetros rio a baixo, está instalada uma usina hidrelétrica. Os serviços ecossistêmicos gerados nesta área de cobertura florestal que o produtor rural está provendo geram benefícios para ele como, por exemplo, maior amenidade microclimática e maior pureza e regularidade da oferta de recursos hídricos utilizados na propriedade. No entanto, tanto a companhia hidrelétrica quanto a sociedade, em nível local e regional, também “pegam carona” em benefícios derivados da recuperação do ecossistema natural.

Isto decorre do fato de que a mata ripária recuperada fornece um conjunto de serviços ecossistêmicos apropriados de maneira difusa, trazendo benefícios não só ao fazendeiro, mas também a outros agentes, dado suas características de bens públicos (são não-rivais e não-excludentes)¹⁰. Por exemplo, a recuperação da mata pode gerar maior polinização das plantas cultivadas (no caso de a mata propiciar aumento no número de agentes polinizadores em suas proximidades) e amenidade microclimática – que são assimiladas pelo fazendeiro e pelas propriedades próximas –, assim como contribui para diminuição da erosão do solo e para a regulação do fluxo hídrico ao longo do ano – que impacta positivamente sobre a lucratividade da usina hidrelétrica – e, por fim, sequestra carbono atmosférico – que gera um pequeno benefício a níveis regionais e – mesmo que em níveis desprezíveis – globais, pois diminui a quantidade de gases de efeito estufa que aceleram o aquecimento do planeta Terra.

¹⁰ De acordo com Pindyck e Rubinfeld (2010, p.602), um bem não-rival é o “bem cujo custo marginal de produção é zero para um consumidor adicional”, enquanto que um bem não-exclusivo é aquele “que as pessoas não podem ser impedidas de consumir, de modo que vem a ser difícil ou impossível cobrar por sua utilização”.

Como visto, o benefício social é maior do que o benefício privado do sojicultor. Este não possui direitos de propriedade sobre os serviços ecossistêmicos ofertados (por exemplo, aumento da qualidade e do volume dos recursos hídricos), e portanto, não pode cobrar por sua oferta. Enquanto uma infinidade de agentes se beneficiam, ele necessita arcar sozinho com o “ônus” da recuperação da vegetação. Há, portanto, uma solução ineficiente do ponto de vista de Pareto, visto que ele não consegue repassar os custos de produção aos agentes “caronas”. Uma solução eficiente sugere que, se tais externalidades positivas forem consideradas no sistema de preços da economia através da designação de direitos de propriedade dos serviços ambientais aos seus ofertantes, os “agentes caronas” assumiriam parte dos custos desta oferta, e o equilíbrio seria reestabelecido em um ponto com maior oferta de serviços ecossistêmicos.

Com os exemplos dados acima, fica evidente que os mercados não conseguem alcançar resultados Pareto-eficientes na presença de externalidades, pois, não sendo precificadas, levam a resultados em que os custos/benefícios privados se diferenciam dos custos/benefícios agregados para os diferentes agentes envolvidos. Para resolução deste problema, Pigou (1920) e Coase (1960) defendem diferentes abordagens.

Pigou discute a necessidade de ação estatal para a resolução dos problemas de externalidade; portanto, sugere soluções de política ambiental. Segundo sua argumentação, uma forma eficaz de se gerar resultados eficientes seria a criação de uma taxa incidente sobre cada unidade de poluição emitida por uma firma, de modo que o agente que polui seria responsabilizado por arcar com os custos dos danos que ele causa: este é o chamado Princípio do Poluidor-Pagador. Cria-se, com este mecanismo, um preço para a externalidade (dado pelo valor da taxa cobrada) de modo que o custo que o poluidor terá que arcar passa a refletir o custo social, o que leva a alteração na quantidade produzida do produto que enseja a poluição e de seu respectivo preço.

A magnitude da “taxa pigouviana” seria pensada de modo a gerar a quantidade de poluição ótima, ou seja, o equilíbrio seria alcançado no nível em que o benefício marginal social da poluição (dado pela utilidade de uso dos produtos pelos consumidores) se iguala ao custo marginal social da mesma (dada pela perda de utilidade gerada pelos malefícios que a poluição engendra). Desta forma, o montante total arrecadado por esta taxação seria exatamente suficiente para captar o excedente do custo privado em relação ao custo social, levando o mercado a restabelecer os preços dos produtos acima do anteriormente

estabelecido. A demanda por tais bens seria, portanto, reduzida, o que proporcionaria uma menor quantidade de poluição lançada no meio ambiente.

No entanto, para se implementar esta política de maneira eficiente, é necessário ter informação suficiente sobre as curvas de custos das firmas sob tal legislação, para que sejam induzidas realmente ao ponto de poluição ótima. Como é extremamente difícil a reunião deste tipo de informação no mercado, esta necessidade se constitui em fonte de críticas às “taxas pigouvianas”. Na realidade, geralmente, os governos impõem taxas de igual montante a empresas que produzem com diferentes tecnologias e graus de eficiência. Daí, o resultado final pode ser diferente do almejado ponto ótimo de poluição (BAUMOL ; OATES, 1988).

Muitos defendem que o Estado intervenha de forma mais acentuada por meio de políticas de comando-e-controle. Via estabelecimento de legislações específicas, os agentes estatais determinariam certos limites de emissão de poluentes ou padrões tecnológicos para que seja diminuída a poluição no ambiente, de forma a conduzir ao ponto de poluição ótima acima referido. Apesar de ser mais simples de ser implementada (por não requerer o conhecimento diferenciado da eficiência de cada firma), este tipo de política acaba por ser mais rígido, o que implica em menor probabilidade de eficiência. Isto decorre da existência de capacidades diferenciadas de adaptação às imposições por parte das firmas, o que pode levar a resultados distintos dos desejados.

Na outra ponta do espectro da regulação governamental, há os defensores da definição de políticas de “*cap-and-trade*”, em que são concedidas permissões/cotas para poluição (BAUMOL ; OATES, 1988). Neste caso, um limite de poluição seria estabelecido pelo governo, através de evidências técnicas e científicas, e a partir disso seria adotado um critério para distribuição das permissões entre as firmas envolvidas (por exemplo, através do histórico de participação de cada uma no total de poluição emitida). A partir desta distribuição inicial, seria permitido que elas negociassem tais permissões entre elas, de modo que as empresas que são menos eficientes na redução da quantidade de poluição emitida acabam por comprar direitos de poluir daquelas mais eficientes ou que poluem menos.

O mecanismo de “*cap-and-trade*” proporciona maior flexibilidade de adequação das firmas sob tal legislação às suas respectivas estruturas de custos, o que leva a um excedente econômico maior do que no caso de legislações mais rígidas. Há, portanto, uma solução mais Pareto-eficiente. No entanto, pode ser que haja efeitos locais indesejados para as populações que residem próximo a um conjunto de empresas que, por serem menos eficientes, acabam

por poluir de forma geograficamente concentrada, impactando com maior peso as comunidades locais.

Por outro lado, Coase critica a defesa de Pigou à eficácia da intervenção governamental para internalização das externalidades. O autor defende que o Estado deve priorizar sua atuação no estabelecimento e “*enforcement*” de direitos sobre a propriedade privada de bens e serviços. Segundo o raciocínio deste autor, problemas com poluição são problemas de natureza recíproca, e a partir de dotações iniciais de direitos de propriedade (ou seja, responsabilização de quem proporciona uma externalidade negativa a outrem) e na ausência de falhas no sistema de preços, os agentes econômicos que geram e são impactados por tais efeitos externos podem negociar seus direitos no sentido de efetuarem barganhas mutuamente satisfatórias. Com isto, seria possível alcançar alocações de recursos mais eficientes no sentido paretiano, tendo em vista que há espaço para melhoria da satisfação dos agentes econômicos envolvidos simultaneamente. Esta conclusão ficou consagrado na literatura econômica o chamado Teorema de Coase.

Segundo Pindyck e Rubinfeld (2010, p.597), o Teorema de Coase é “o princípio segundo o qual, quando as partes envolvidas puderem negociar sem custo e visando ao benefício mútuo, o resultado será eficiente, independentemente de como estejam alocados os direitos de propriedade”. Este é um conceito que se preocupa exclusivamente com a questão de eficiência, deixando a equidade de fora da análise. Isto pode ser notado pela afirmação de que, independentemente de como são alocados os direitos de propriedade, o que se busca é um rearranjo destes direitos, através de negociações e escrituração de contratos, no sentido de gerar um maior valor agregado, ou seja, uma melhoria paretiana.

Deduz-se, deste raciocínio, que o mercado é capaz de gerar soluções alocativas eficientes de recursos quando os agentes são responsabilizados pelas externalidades, fazendo com que internalizem seus custos. Quando isto ocorre, há uma espécie de “privatização” destas externalidades. No entanto, este resultado só pode ser alcançado na ausência¹¹ de custos de transação¹², o que só pode ocorrer quando o número de agentes envolvidos na barganha for reduzido e os direitos de propriedade forem bem especificados.

¹¹ Se os custos de transação estiverem presentes, mas a níveis desprezíveis (de forma que não influenciam a alocação final de recursos), subentende-se que estão “ausentes”, nesta discussão.

¹² Coase (1960) definiu os custos de transação como todos aqueles custos que estão embutidos no estabelecimento do acordo entre as partes envolvidas. Exemplos destes custos são aqueles decorrentes da busca

Coase defende que a intervenção governamental deve ocorrer apenas nos casos em que os incentivos mercadológicos não levam ao resultado socialmente eficiente. A regulação direta teria propensão natural de ser menos eficiente do que resultados de mercado, já que o Estado é suscetível a pressões políticas e não sofre pressões de concorrência.

A ação estatal seria legítima e eficiente nos casos em que há um grande número de agentes envolvidos e seja necessário a definição de direitos de propriedade, dado que nestes contextos os custos de transação são impeditivos para a realização de barganhas voluntárias. Isto ocorre pois o Estado tem legitimidade e capacidade de tomar decisões administrativas ao invés de negociações mercadológicas para alcançar um dado resultado, e tais decisões conseguem alcançar largas escalas e o poder de polícia as torna passíveis de serem cumpridas, levando a sociedade a alocações mais eficientes. Mas, dentro da argumentação *coaseana*, estes casos são excessões à regra, e o melhor é que o Estado apenas se dedique a propiciar as condições necessárias para o funcionamento eficiente dos mercados.

Dentro da EAN, o instrumento de análise da viabilidade de implantação das decisões de política ambiental é via comparação dos custos e benefícios derivados de tais ações. Esta análise se dá através do cálculo do valor presente líquido do impacto econômico de cada política, que se faz por meio do desconto do futuro a uma “taxa social de desconto”. Este método permite comparar os impactos estimados de cada opção de política ambiental com o *status quo*, possibilitando tomar a decisão que gera o maior bem-estar social possível.

Depreende-se nesta discussão que a seleção de políticas ambientais é feita com base em argumentos de natureza antropocêntrica e com foco exclusivo na eficiência econômica, o que implicitamente geraria aumento de bem-estar. Não estão presentes argumentos de origem ecológica, já que o pressuposto é o meio ambiente neutro e passivo (hipótese ambiental tênu). Este passa a ser importante no esquema analítico neoclássico na medida em que tem potencial para alterar o nível de bem-estar dos agentes.

A respeito dos métodos de avaliação econômica, no caso de bens de mercado privado, uma característica comum de todos os métodos de avaliação econômica é que são fundados nos axiomas teóricos e princípios do bem-estar econômico derivados da teoria neoclássica. Segundo Amazonas (2009), a Economia Neoclássica, fundada nos princípios do Individualismo Metodológico, Utilitarismo e Equilíbrio, entende o bem-estar como finalidade

pela identificação dos agentes envolvidos, os custos derivados da negociação, do estabelecimento dos contratos, da avaliação e monitoramento do cumprimento dos termos firmados, etc.

última das relações econômicas e como fundamento último das grandezas econômicas – a Utilidade.

A rigor, bem-estar é uma categoria não econômica, já que, em geral, se refere a valores sociais. No entanto, uma vez que se o expressa monetariamente, enquanto preferências ou utilidades, este passa a constituir-se uma categoria econômica, resumindo os valores sociais a uma expressão subjetiva e monetária dos indivíduos, na forma de valores econômicos. Portanto, esta análise se torna “utilitarista-reducionista” (ANDRADE ; ROMEIRO, 2009).

Feita esta revisão da teoria de base *mainstream*, passar-se-á a discussão do conceito propriamente dito de PSA, que converge com esta vertente tradicional da Economia, e que é predominante na literatura especializada.

1.2 A abordagem coaseana de PSA

Durante a maior parte do século XX, a preocupação com a conservação dos ecossistemas conduziu os governantes a adotarem medidas de política ambiental em que a estratégia dominante era a implantação de áreas protegidas (por exemplo, parques e reservas ecológicas) como a principal estratégia para protegê-los. O conceito era de que as comunidades rurais pobres, assim que alcançavam acesso a técnicas mais modernas de produção e conseguiam induzir o crescimento da economia local estavam propensas a degradarem os recursos naturais em busca de usos da terra mais rentáveis. Considerava-se a existência de um forte *trade-off* entre desenvolvimento econômico e conservação dos ecossistemas e, portanto, um pessimismo sobre a possibilidade de gestão sustentável dos recursos naturais (MURADIAN, 2013).

Os críticos desta abordagem de política de comando-e-controle afirmavam que esta exclusão das comunidades pobres destas áreas protegidas representava um custo social elevado para a conservação para as populações locais, o que tenderia a prolongar a exclusão social. Nos anos 1990, os projetos integrados de conservação e desenvolvimento (PICDs)¹³ foram defendidos como uma abordagem alternativa para dar maior conciliação à necessidade

¹³ PICDs reconhecem que seria necessária uma abordagem de “sistemas complexos” quando da consideração de questões sobre conservação ambiental, e que uma abordagem multiníveis, que lide com governança e comunidades por meio de diferentes níveis seria necessária (MURADIAN, 2013).

de diminuir a pobreza rural e aumentar a conservação dos ecossistemas. Houve uma mudança de paradigma com a modificação de ênfase das áreas protegidas para projetos integrados e, rapidamente, esta estratégia se tornou a “abordagem padrão” para os defensores de políticas ambientais e sociais mais justas nos países em desenvolvimento (MURADIAN, 2013).

No entanto, a consideração de que os PICDs eram uma “panaceia”, ou seja, eram promessas de soluções ganha-ganha para os problemas ambientais e sociais, se tornou ilusória, visto que as experiências têm se mostrado pouco eficazes na resolução de qualquer destas adversidades. Apesar de ser possível o sucesso dos PICDs, há grande dependência com relação aos contextos institucionais e de governança locais (MURADIAN *et al.*, 2013). Já em fins dos anos 1990 e no início dos 2000, uma abordagem de pagamentos diretos pela conservação dos serviços ambientais – o mecanismo de PSA – ganhou força, e se torna uma nova alternativa com grande potencial de conciliar a produção econômica no campo e a conservação dos recursos naturais.

O mecanismo de PSA tem atraído interesse crescente por traduzir valores ambientais não-mercantis e externos em reais incentivos econômicos para que os atores locais prestem serviços ambientais (ENGEL *et. al*, 2008). A definição mais consagrada na literatura de PSA o vê como um instrumento de mercado que englobe os seguintes critérios: i) voluntariedade da transação; ii) um SA bem definido ou um tipo de uso da terra que assegure sua oferta; iii) pelo menos um comprador; iv) pelo menos um vendedor que esteja efetivamente controlando a oferta do serviço; v) se e somente se o ofertante assegurar a contínua provisão do serviço (condicionalidade)¹⁴ (WUNDER 2005; 2008; PAGIOLA ; PLATAIS, 2007).

Estes cinco princípios enumerados acima dizem respeito a mecanismos “puros” de PSA (os quais são raros), mas o número de esquemas “do tipo PSA” – que satisfazem a maioria, mas não todos estes critérios – é muito maior (WUNDER, 2008). A avaliação dos diferentes graus de cumprimento dos casos específicos com relação aos cinco critérios pode servir como indicador da medida em que tais casos verdadeiramente representam seus princípios básicos (WUNDER, 2005).

¹⁴ Há, também, outras definições de PSA mais abrangentes, como a que fala que é um mecanismo que, na maioria das vezes, diz respeito a qualquer tipo de política para a conservação que seja baseada em mecanismos de mercado, incluindo emissão de eco-certificados, concessão de incentivos (como isenção fiscal), subsídios, etc (ANDRADE & FASIABEN, 2009).

O mecanismo pode ser usado para incentivar a preservação, restauração, e aumento dos fluxos de SEs e, de acordo com Wunder (2008), existem experiências que internalizam quatro tipos de serviços: sequestro de carbono atmosférico, de natureza hídrica, de biodiversidade, e de beleza cênica. De acordo com Engel *et al.* (2008, p.665), o PSA deve “buscar colocar em prática o Teorema de Coase”.

Na perspectiva *coaseana*, o que se objetiva com a implantação de PSA é criar um incentivo econômico privado que conduza os prestadores de SAs a adotarem práticas que sejam condizentes com as demandas por SEs. Isto ocorre por meio da transferência de recursos dos compradores aos ofertantes, que se dá através da internalização, por parte dos primeiros, de benefícios anteriormente gratuitos que os últimos ofereciam, mas que são essenciais para a satisfação dos interesses de seus beneficiários.

Sob a ótica *coaseana*, os SEs são vistos, genericamente, como externalidades, ou seja, uma falha de mercado que pode ser solucionada pela criação de um mercado que transacione esta “mercadoria”. A aplicação do Teorema de Coase na análise de PSA propõe que, na presença de direitos de propriedade previamente definidos sobre a posse e controle do capital natural em questão e de custos de transação suficientemente baixos, haveria espaço para realização de barganhas mutuamente satisfatórias, em que contratos seriam estabelecidos redefinindo os direitos de propriedade na medida em que os beneficiários de SAs negociam com os ofertantes, dando assim um preço ideal para a externalidade (o SE em questão).

A partir do momento em que o acordo é consolidado, os provedores da “mercadoria” em questão teriam a obrigação contratual de empreender usos da terra – ou seja, prestar serviços ambientais – que “entreguem a mercadoria” – os serviços ecossistêmicos. Esta seria, portanto, a forma ideal para se alcançar níveis socialmente ótimos de externalidades ambientais, maximizando, assim, o bem-estar social (Pareto-eficiente), independentemente de alocação inicial dos direitos de propriedade dos *stakeholders* e da distribuição do “poder de barganha”.

A “economia *coaseana*” é considerada uma corrente da economia institucionalista que crê na possibilidade de redefinição de direitos de propriedade através da livre negociação entre os agentes como forma de resolver os problemas de externalidade ambiental, que é considerado um problema de alocação ineficiente de recursos. Há, deste modo, uma grande ligação com a EAN, pois esforça-se para “alcançar o preço certo” de qualquer serviço ambiental, de modo que o PSA, aqui, é visto como uma ferramenta mercadológica para

internalização de externalidades (positivas), através da criação de um mercado para SAs (FARLEY; COSTANZA, 2010; MURADIAN *et al.*, 2010; PASCUAL *et al.*, 2010).

O objetivo principal é a busca pela alocação eficiente dos recursos entre os agentes para uma dada distribuição inicial de direitos de propriedade. Os efeitos de eficiência são priorizados em detrimento dos de equidade, já que se considera que a intervenção mais eficiente (no sentido paretiano) é aquela que alcança o maior benefício agregado líquido – medido pelo aumento da oferta de SEs (“efeito adicionalidade”) para cada unidade monetária despendida no mecanismo – entre os agentes envolvidos, e não como são distribuídos entre estes. Neste contexto, a intervenção de comando-e-controle (*i.e.*, regulação legal e direta) do Estado seria redundante e seu papel ficaria restrito à definição de direitos de propriedade, criação de contratos aplicáveis e esforços para redução de custos de transação (FARLEY ; COSTANZA, 2010). O quadro 1.1 expõe de maneira comparativa as principais características do PSA *coaseano*, em comparação com as opções de política de áreas protegidas e de abordagens integradas (PIDCs).

Quadro 1.1: Atributos de diferentes instrumentos de política ambiental.

	Áreas protegidas	PIDCs	PSA <i>coaseano</i>
Centro da abordagem	Exclusão do ser humano dos ecossistemas naturais.	Promoção de atividades produtivas alternativas.	Compensação direta dos custos de oportunidade.
Principais suposições	Atividades econômicas e conservação biológica são irreconciliáveis.	Atividades econômicas alternativas irão reduzir a pressão sobre os ecossistemas e criar incentivos para sua conservação.	Na medida em que a demanda e oferta de SEs se encontram, usos apropriados dos ecossistemas são assegurados.
Instrumentos de política	Comando-e-controle	Apoio técnico e externo.	Transação entre as partes.
Principais agentes envolvidos	Estado.	Comunidades locais e agências de desenvolvimento.	Compradores de SEs, prestadores de SAs e intermediários.
Resultados esperados de política	Ganha-perde.	Ganha-ganha.	Ganha-ganha.
Preocupação com complexidades	Baixa.	Elevada.	Baixa.

Fonte: adaptado de Muradian (2013).

Os mecanismos de PSA *coaseanos* intentam, portanto, “simular” o funcionamento de um mercado, já que procuram atrelar os incentivos dos ofertantes e dos usuários para que seja

aumentada a oferta de SAs (PAGIOLA; PLATAIS, 2007). Por fim, para que seja o mecanismo mais eficiente de resolução dos problemas ambientais, o indicador de custo-eficácia¹⁵ do PSA deve ser comparado com o custo de oportunidade de adoção de opções alternativas de política ambiental (FERRARO, 2008).

De acordo com Pascual *et al.* (2010), nesta ótica convencional a existência de direitos de propriedade claramente especificados e de liberdade para realização da transação via criação de mercados são requisitos gerais para elaboração de qualquer mecanismo de PSA. Para que isso ocorra, algumas condições devem ser atendidas, quais sejam: i) os compradores de SAs devem ter como opção mais barata para resolução da escassez destes benefícios o pagamento aos ofertantes; ii) deve haver um ambiente institucional prévio que possibilite o estabelecimento e cumprimento dos contratos firmados; e iii) existência de condições para que as partes envolvidas consigam captar os ganhos da negociação.

Entretanto, para se implementar o PSA *coaseano*, é requerido que um grande número de aspectos estejam conjugados. Dentre estes, inclui-se um forte entendimento da relação básica entre o uso da terra e a geração do serviço, uma análise econômica dos benefícios que os SAs geram aos seus usuários e do custo incorrido pelos produtores rurais para ofertá-los, a elaboração de sistemas de monitoramento do cumprimento dos contratos e a possibilidade de rescisão ou renegociação contratual (dado o caráter voluntário da participação no esquema) (MURADIAN *et al.*, 2010; PAGIOLA ; PLATAIS, 2007).

Um aspecto essencial do PSA é a condicionalidade dos pagamentos. Para que as transações sejam condicionais, há a necessidade de verificação da real oferta do SAs “comprados” e o estabelecimento de um “patamar-base” – que represente o ponto de partida do programa – para que seja avaliada a contribuição líquida do esquema na provisão de serviços (ENGEL *et. al*, 2008). Portanto, para que a adicionalidade seja verificada, é necessário considerar o que poderia acontecer se, hipoteticamente, não houvesse o esquema de PSA, e assim comparar seus “efeitos adicionais”.

Para que a transação seja estabelecida, o preço pago pelo SA em questão (determinando a disposição a pagar dos usuários de SA) precisa exceder os custos de oportunidade da produção mais comum de seus ofertantes, ou seja, o lucro renunciado pelo

¹⁵ O conceito de custo-eficácia se refere à capacidade de uma tomada de decisão de atingir o seu objetivo da maneira mais eficiente dentre as demais alternativas, ou seja, com a maior relação entre o benefício gerado proporcionalmente ao custo despendido para tal.

abandono do uso anterior planejado da terra (determinando a disposição a receber do ofertante mais os custos de transação), que deve ser menor do que o benefício captado pelo comprador (ANDRADE ; FASIABEN, 2009; WUNDER, 2008; ENGEL *et. al.*, 2008).

Outro ponto essencial é a necessidade de continuidade dos pagamentos para promoção de adicionalidade no longo prazo. Os serviços ambientais enfocados são geralmente de necessidade contínua ao longo do tempo, fazendo com que a negociação seja desejável do lado da demanda. Como na abordagem *coaseana* a oferta destes serviços é essencialmente vista como contingente aos fluxos de pagamentos, há a necessidade de criar uma estrutura de transações visando contratos de longa duração, perenes. Todavia, esta necessidade muitas vezes é incompatível com o orçamento e os requerimentos financeiros de um programa de PSA.

Em prol de que o PSA seja utilizado eficientemente, definiu-se que seu escopo de aplicação deve ser para um limitado conjunto de problemas: aqueles em que os ecossistemas são mal administrados (gerando perda de valores de uso indiretos) porque muitos de seus benefícios são externalidades da perspectiva do gerenciador do ecossistema (ENGEL *et. al.*, 2008; PAGIOLA ; PLATAIS, 2007).

Na prática, os mecanismos de PSA são intensivos do ponto de vista informacional, o que desencadeia consideráveis custos transacionais. Estes podem constituir um gargalo real para se promover a conservação ecossistêmica. Este fato se revela quando existem múltiplos compradores e vendedores de SAs que são socialmente diversos e quando o serviço alvejado é complexo do ponto de vista biofísico¹⁶ (WUNDER, 2008).

Uma questão de destaque é que os esquemas de PSA diferem em relação a quem são os compradores dos serviços. De um lado, alguns programas são “auto-organizados” por agentes privados, normalmente através da iniciativa dos compradores ou intermediários¹⁷, como organizações não-governamentais (ONGs). Normalmente, tais esquemas são de pequena a média escala (programas locais ou no máximo regionais) e propensos a serem mais eficientes: os atores com maior informação sobre o valor do SA estão envolvidos diretamente, têm um grande incentivo para monitorar o funcionamento do mecanismo, e podem observar

¹⁶ Esta complexidade se refere ao grau de clareza da relação entre o uso da terra e a oferta de um dado serviço ecossistêmico. Por exemplo, o grau em que a recuperação das matas ciliares influencia para melhora da qualidade da água e regularização de sua oferta.

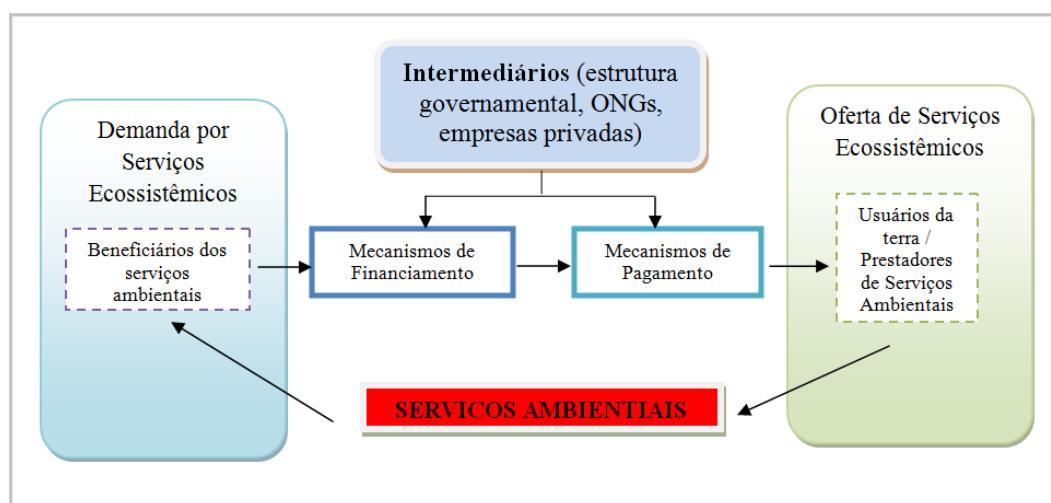
¹⁷ Aqui, refere-se a intermediários como sendo os agentes públicos, privados ou do terceiro setor que procuram intermediar a captação de provedores e compradores de serviços ecossistêmicos, e a negociação e contratação dos pagamentos do mecanismo.

diretamente se o SA remunerado está sendo devidamente ofertado, podendo, se necessário, renegociarem o acordo (ENGEL *et al.*, 2008).

Por outro lado, nos regimes públicos, o Estado legitima e age como comprador em nome dos usuários dos SEs, sendo necessários especialmente quando estes são caracterizados como bens públicos, como é o caso dos serviços relacionados à biodiversidade, devido aos problemas relacionados à impossibilidade de delimitação dos usuários e a não-exclusividade destes SAs. Tais esquemas são tipicamente maiores em área e tendem a combinar (“bundle”) serviços, mas também exibem vários objetivos secundários (diminuição da pobreza, desenvolvimento regional e setorial), que podem ameaçar a eficiência e o alcance de objetivos ambientais dos programas (WUNDER, 2005; WUNDER, 2008; ENGEL *et.al*, 2008).

A figura 1.1 esquematiza a forma de funcionamento de um sistema de Pagamento por Serviços Ambientais. De um lado, situa-se os demandantes de SEs, que estão propensos a remunerarem os usuários da terra, que representam a oferta de SEs, pela prestação de serviços ambientais essenciais. Para que o mecanismo seja desenvolvido, é necessário que haja algum agente que intermedie esta relação, e estabeleça os mecanismos de financiamento (ou seja, de arrecadação dos recursos a partir dos beneficiários dos SAs), e os mecanismos de pagamentos (que transferem tais recursos para os usuários de terras). Portanto, há um fluxo de recursos financeiros no sentido horário, em compensação pela prestação de serviços ambientais, em sentido anti-horário.

Figura 1.1: Esquematização da lógica de funcionamento dos sistemas de PSA.



Fonte: elaboração própria, com base em Pagiola e Platais (2007)

Por fim, a respeito dos efeitos de um mecanismo de PSA na diminuição da pobreza, há a expectativa de que pobres ofertantes possam aumentar seu rendimento através do recebimento dos pagamentos (WUNDER, 2005; ZILBERMAN, 2006). Sob a ótica *coaseana*, os efeitos de eficiência e equidade são tratados como desconexos, sendo que os programas de PSA não são uma arma mágica para a redução da pobreza. No entanto, desde que elaborados de modo a abranger os mais pobres quanto à elegibilidade, habilidade e disposição destes a participarem nos programas de PSA, pode-se criar sinergias importantes através de boa estruturação do mecanismo e se as condições locais são favoráveis (PASCUAL *et al.*, 2010). Assim, surge uma corrente que defende a criação de mecanismos “pró-pobres” (para mais informações, vide GRIEG-GRAN *et al.*, 2005).

O fato de a participação ser voluntária cria um pressuposto forte de que os participantes são os melhores possíveis (do ponto de vista de oferta dos SAs), particularmente os ofertantes que recebem pagamentos. Se este não é o caso, eles simplesmente podem recusar a participar do programa, ou finalizar sua participação (PAGIOLA ; PLATAIS, 2007). O passo mais importante é desenhar o programa de PSA de forma que não exclua os agentes mais pobres, mantendo os custos de transação nos menores níveis possíveis. Portanto, desde que sejam ofertantes eficientes comparativamente aos demais agentes, o PSA pode ter efeitos de equidade e de eficiência, aliviando a pobreza e melhorando a distribuição de renda no campo.

Notas conclusivas

Neste capítulo, demonstrou-se as principais características da Economia Neoclássica, importante e tradicional vertente das Ciências Econômicas, que serviu de base para o desenvolvimento do arcabouço teórico da Economia Ambiental Neoclássica. A EAN se preocupa em estudar os recursos naturais e os ecossistemas como “*inputs*” e “*outputs*” do processo produtivo, ou seja, com a escassez de recursos naturais essenciais para o crescimento da economia, e com os efeitos em perda de bem-estar causados pela disposição de resíduos dos processos produtivos no meio ambiente. Com isto, desenvolveu-se a Economia dos Recursos Naturais e a Economia da Poluição.

Na exposição dos argumentos, merece destaque a conceituação das “externalidades” na economia, em especial quando se aborda os serviços ecossistêmicos. O Teorema de Coase defende a possibilidade de que os agentes que produzem e que são afetados por externalidades podem negociar entre si, e alcançar resultados de alocação de direitos de propriedade mutuamente benéficos, sendo portanto, em muitos casos – em especial quando há poucos agentes afetados – desnecessária a atuação do Estado como interventor para resolução de conflitos causados por externalidades.

O conceito de PSA *coaseano* parte desta premissa, defendendo que é possível que os demandantes de SEs incentivem o aumento da oferta destes por meio de pagamentos econômicos aos prestadores de SAs, e através de negociações voluntárias. No entanto, as complexidades ecossistêmicas não permitem determinar que sempre um SA promoverá a oferta de dado SE. Com os esquemas de PSA, o valor dos SEs é reconhecido monetariamente, e os incentivos econômicos são capazes de mudar os usos da terra por parte dos produtores rurais, em prol de alternativas que são mais aptas à geração de SEs de interesse dos demandantes.

No capítulo 2, serão expostas as principais contribuições das Escolas Institucionalistas e da Economia Ecológica, no intuito de dar maior abrangência teórica à conceituação de PSA, e com isto, torná-la mais adequada às experiências reais deste instrumento de política ambiental. Portanto, este capítulo vem a complementar a discussão teórica iniciada no capítulo 1, de modo a oferecer subsídios teóricos suficientes e abrangentes para a análise dos estudos de casos nacionais e internacionais que seguem nos capítulos 3 e 4, respectivamente.

CAPÍTULO 2 – A CRÍTICA À ABORDAGEM *MAINSTREAM*: A PERSPECTIVA INSTITUCIONALISTA E ECONÔMICO-ECOLÓGICA

Introdução

Conforme Wunder (2005), um mecanismo de PSA caracteriza-se por uma transação voluntária, na qual um (ou mais de um) serviço ecossistêmico bem definido é “comprado” por um (ou mais de um) beneficiário desse serviço se, e somente se, o seu provedor é capaz de garantir a provisão do(s) serviço(s) em questão (condicionalidade). Logo, “*we can thus define Payments for Environmental [or Ecosystem] Services as a market-based instrument in which (a) service users pay (b) service providers (c) to provide a well-defined service (or land use that provides it) (d) in a conditional and (e) voluntary transaction*” (PAGIOLA ; PLATAIS, 2007, p. 5).

É possível constatar, porém, que a formalização teórica de PSA, na maioria das vezes, não consegue se refletir em experiências reais, expressando apenas algumas características do conceito (WUNDER, 2005; 2008). Isto ocorre, dentre outros fatores, devido à simplificação teórica da escola neoclássica, que não consegue abarcar muitas das complicações do mundo real, como a grande importância dos custos de transação, a história de formação e evolução das instituições, além das características específicas de cada ecossistema e sociedade.

O desacordo entre tais condições reais e ideais coloca em sério risco a factibilidade deste tipo de política ou, em última instância, culmina em esquemas que não podem ser analisados tendo-se como referência o marco teórico convencional. O exame da literatura especializada aponta para uma excessiva consideração dos esquemas de PSA apenas como uma *market-driven tool*, negligenciando alguns aspectos relevantes, como complexidades e diversidades contextuais (heterogeneidades de ecossistemas e instituições). A partir dessa problemática, surge o seguinte questionamento: como fazer com que os mecanismos de PSA sejam mais aderentes e coerentes com a complexidade dos fenômenos reais, levando em conta as interações complexas entre natureza, sistema econômico e instituições?

Este capítulo tem como objetivo oferecer subsídios à resposta da pergunta colocada acima. Para tanto, recuperam-se as contribuições de outras perspectivas teóricas – as abordagens institucionalistas e a Economia Ecológica –, de modo a embasar o processo proposto de ampliação do conceito de PSA. Espera-se que tal processo resulte em uma maior robustez teórica e prática do conceito de PSA, o que o tornaria mais qualificado para fazer

parte de estratégias mais amplas de desenvolvimento socioeconômico (principalmente no meio rural).

Este capítulo está dividido em duas seções. Na primeira delas, faz-se uma breve discussão das críticas das abordagens institucionalistas à perspectiva da economia neoclássica. Em seguida, são apresentadas as suas principais contribuições à temática ambiental e, particularmente, aos esquemas de PSA. Segundo a mesma estrutura, a segunda seção expõe, respectivamente, as críticas e contribuições da Economia Ecológica à temática desenvolvida.

2.1 As abordagens institucionalistas na economia

A economia institucionalista surge como escola crítica à economia neoclássica com os escritos de Thorstein Veblen no fim do século XIX (VEBLEN, 1899). Enquanto o *mainstream* da economia tem como preocupações centrais a alocação de recursos, a determinação do produto, dos preços e da renda (e sua distribuição), a economia institucionalista se preocupa, fundamentalmente, com a organização e o controle do sistema econômico (CONCEIÇÃO, 2002). Na perspectiva institucionalista, as relações de poder precedem os mecanismos de preços entre as forças que governam os resultados econômicos. As ligações interativas entre instituições de mercado e outros arranjos institucionais na sociedade, como aqueles incorporados no direito, costumes e comportamento ético, são explicitamente considerados na análise institucionalista (FOSTER, 1991). De acordo com Amazonas (2002, p.157),

“o mercado, longe de ser apenas uma expressão das preferências dos indivíduos pelos bens e da escassez destes, é uma estrutura institucional que, como tal, move-se pelo estabelecimento e pela realização de metas, como a lucratividade ou a conquista de posições ou *market shares*.”

A proposição institucionalista fundamental é de que a estrutura organizacional global da economia é o que realmente aloca recursos e distribui renda, e não apenas os mecanismos de mercado (como defendem os neoclássicos) (FOSTER, 1991). Enquanto que, para os neoclássicos, o mercado está inserido nos cânones de equilíbrio ótimo, pressupondo individualismo metodológico e racionalidade substantiva, para os institucionalistas ele revela imperfeições, racionalidade limitada, incerteza, não-otimalidade e *path dependence* (CONCEIÇÃO, 2002, p.79).

A abordagem institucionalista rejeita o conceito de equilíbrio estático e critério otimamente associado à análise neoclássica, pois são vistos como abstrações totais que não oferecem qualquer percepção sobre o fenômeno econômico real. Segundo Foster (1991), o mercado funciona como um mecanismo de transmissão da estrutura de poder – que afeta a formação e *performance* dos mercados e a ação governamental – para se alcançar os resultados finais de alocação e distribuição. Portanto, é essencial a consideração de um conjunto maior de variáveis explicativas para se entender as questões econômicas, dentro das quais se enfatiza a dinâmica da mudança institucional.

Os institucionalistas veem os preços como sendo estabelecidos administrativamente ao invés de simples interações ideais entre oferta e demanda. Argumentam que os preços são estabelecidos de forma a refletir o critério de valor instrumental, que é um produto cultural que se insere na estrutura de valores sociais, diferentemente do valor de troca. Fatores não quantificáveis, como ética, costumes e relações de poder, são vistos pelos institucionalistas como sendo ignoradas ou minimizadas pelos economistas convencionais. Os institucionalistas atribuem maior prioridade para descrições precisas do sistema em questão e sua evolução histórica, o que leva a análise qualitativa a ser predominante (FOSTER, 1991).

É fato que esta é uma escola heterogênea, constituída de várias abordagens diferentes¹⁸. Ainda assim, é possível reunir as principais características comuns às distintas abordagens. Conceição (2002, p.80) afirma que

“Qualquer abordagem analítica que se pretenda institucionalista deve incluir *path dependence*, reconhecer o caráter diferenciado do processo de desenvolvimento econômico e pressupor que o ambiente econômico envolve disputas, antagonismos, conflitos e incertezas. Dessa maneira, a adversidade, a adaptação e a seleção são elementos fundamentais à definição de estratégias empresariais e às trajetórias de crescimento econômico.”

O pensamento institucionalista é caracterizado por uma perspectiva holística e pela ênfase nas instituições, bem como na forma como elas evoluem. O sistema econômico, sendo um organismo complexo, deve ser analisado como um todo, constituindo o centro da análise no espaço institucional – substrato de funcionamento do sistema econômico, em que se inclui o próprio mercado. É neste *locus* que as instituições são criadas e evoluem a partir de um intenso processo de conflitos e de correlação de poder, dos quais nascem as regras formais e informais que regem a vida social e econômica (AMAZONAS, 2002; BRUE, 2005).

¹⁸ Nas subseções seguintes, serão tratadas algumas das principais ramificações desta escola.

De acordo com Brue (2005, p.367), para os institucionalistas a economia “está interligada com a política, sociologia, leis, costumes, ideologia, tradição e outras áreas de crença e experiência humanas. A economia institucional trata de processos sociais, relações sociais e da sociedade em todas as suas facetas.” Portanto, a multidisciplinaridade é uma característica central desta perspectiva teórica.

Deve-se enfatizar o papel das instituições na vida econômica, consideradas como “padrão organizado de comportamento grupal, bem-estabelecido e aceito como parte fundamental da cultura”, dentro do qual são incluídos os “... costumes, hábitos sociais, leis modos de pensar e modos de vida” (BRUE, 2005, p.367).

Os choques de interesse são inerentes à existência e ao funcionamento do sistema econômico. E as instituições nascem das correlações e representações de poder. Para reconciliar e sobrepujar tais interesses conflitantes em direção ao bem comum e ao funcionamento mais eficiente do sistema econômico, é essencial a ação de um governo legítimo e representativo. Sobre este ponto, Foster (1991, p.211) afirma que, como

“... a estrutura de poder é fortemente afetada pelos direitos legais, o papel das agências governamentais na definição como direitos é visto como um ingrediente essencial na análise de problemas econômicos. Opções neoclássicas que dizem respeito a mecanismos de mercado sem o governo são vistos como indefensáveis pois o governo é uma instituição central a qual forma uma parte indissolúvel do sistema econômico”.

De maneira geral, apreciações sobre o papel do mercado e do governo, bem como a visão holística dos fenômenos socioeconômicos são características que unem as diferentes abordagens institucionalistas. Segundo Brue (2005, p.389) “o institucionalismo tradicional associado a Veblen, Mitchel e Galbraith critica a economia neoclássica e apoia a intervenção do governo. Por outro lado, o *novo institucionalismo* tende a ser teórico, orientado para o mercado e anti-intervencionaista.” Para demonstrar este tipo de diferenciação, em seguida são discutidos brevemente o Velho-Institucionalismo vebleniano e Neoinstitucionalismo, a Nova Escola Institucionalista (NEI) e os Evolucionários.

2.1.1 O Velho Institucionalismo de Veblen e o Neoinstitucionalismo

É dos pensamentos de Thorstein Veblen, John Commons, Wesley Mitchel e John Kenneth Galbraith que se originou a tradição institucionalista. Como traço comum, estes

autores desenvolveram suas análises centradas na importância das instituições, mas seguindo uma metodologia descritiva, deixando para um segundo plano questões teóricas não resolvidas.

Para esta subseção, serão enfatizadas as principais ideias de Veblen. De maneira secundária e mais resumida, serão expostas as contribuições de Mitchel e Galbraith, além de uma síntese de características que unem os autores neoinstitucionalistas.

O tratamento dos conceitos de instituições, hábitos, regras e sua evolução estão fortemente vinculados com as especificidades históricas e com a abordagem evolucionária, em que há a constituição de uma teoria econômica com instituições (CONCEIÇÃO, 2001). De acordo com Nelson (1995, p.80), para os velhos institucionalistas, as instituições “referem-se à complexidade de valores, normas, crenças, significados, símbolos, costumes e padrões socialmente aprendidos e compartilhados, que delineiam o elenco de comportamento esperado e aceito em um contexto particular”.

Thorstein Veblen (1899) é o precursor de todas as abordagens institucionais, tendo escrito os seus primeiros textos seminais ainda no século XIX. Foi por meio da forte influência que sofreu da teoria evolucionista de Charles Darwin que ele buscou entender a existência e evolução das instituições sociais (SILVA, 2010). Para isto, desenvolveu uma crítica contundente ao arcabouço teórico neoclássico, em especial à concepção hedonista do homem como “agente calculador de prazeres e esforços”, reivindicando a necessidade de tornar a economia uma “ciência evolucionária”.

O seu ponto de partida é a consideração da “sociedade como um organismo altamente complexo, em declínio ou em crescimento, sempre mudando e se adaptando (ou deixando de se adaptar) a situações novas” (HUNT, 2005, p.304). Assim, a história humana pode ser considerada como a história da evolução das instituições sociais, e o desenvolvimento destas instituições representa, portanto, o desenvolvimento da sociedade (BRUE, 2005; SILVA, 2010).

De acordo com Conceição (2002, p.82), a abordagem de Veblen

“... tem três pontos centrais: o primeiro refere-se à inadequação da teoria neoclássica em tratar as inovações, supondo-as dadas, desconsiderando as condições de sua implantação; o segundo é sua preocupação não com o equilíbrio estável, mas em como se dá a mudança e o consequente crescimento; e, no terceiro, há uma ênfase no processo de evolução econômica e transformação tecnológica. Neste sentido, o conceito de instituição é o resultado de uma situação presente, que molda o futuro, através de um processo seletivo e coercitivo, orientado pela forma como os homens veem as coisas, o que altera ou fortalece seus pontos de vista.”

Os homens teriam padrões comuns a todas as épocas da História. Todavia, tais características geneticamente herdadas são muito genéricas, assumindo formas extraordinariamente diversas no mundo concreto. Os diferentes contextos históricos, sociais e institucionais, que moldam a cultura humana, levam a tal diversidade e diferenciam a espécie humana das demais. O comportamento humano não é determinado biologicamente; pelo contrário, os indivíduos são muito maleáveis, o que permite “tornarem-se condicionados e habituados a atitudes, valores e ações radicalmente diferentes e que [são] exigidas para um comportamento social adequado a, ou coerente com, instituições sociais radicalmente diferentes” (HUNT, 2005, p.455). A cultura é produto da cumulatividade de hábitos, que governam as ações dos indivíduos, moldando a trama de instituições que regulam a vida social e econômica.

As instituições são frutos de um processo cumulativo, em que o tempo histórico é essencial, e “a evolução da estrutura social é um processo de seleção natural das instituições” (BRUE, 2005, p.373). O progresso se dá como produto de um processo de mudança das instituições, que mudam (evoluindo, se adaptando ou sendo substituídas por outras novas) de acordo com as circunstâncias. Elas são herdadas de um período anterior, nunca estando totalmente adaptadas às exigências do presente, o que justifica a predominância de hábitos, crenças e pontos de vista conservadores.

Veblen combate a ideia de que a produção pode ser reduzida ao mero resultado da combinação de fatores de produção, defendendo que deve ser considerada como um fenômeno social e cultural em que os homens se apropriam da Natureza e a transformam segundo seus interesses. Para Hunt (2005, p. 308),

“a produção era um processo social no qual os seres humanos compartilhavam conhecimentos e habilidades, passavam-nos de uma geração a outra e cooperavam socialmente num processo de transformação da natureza, para adaptá-la às necessidades e aos usos do homem”.

Por fim, destaca-se que a teoria da classe ociosa vebleniana constitui um ataque à soberania do consumidor propalada pelo arcabouço neoclássico. Segundo Veblen, a classe ociosa deseja consumir de forma predatória com o objetivo maior de ostentação de seus bens, ao invés de atender às suas necessidades físicas ou espirituais, estéticas e intelectuais (BRUE, 2005). Tal consumo busca o respeito pela sociedade porque a exibição de sua riqueza leva à honra e poder. Faz-se claro, deste modo, a importância dos valores socialmente reconhecidos para a tomada de decisão individual. A intervenção governamental seria necessária, portanto,

para impedir que o consumo conspícuo leve a perdas de bem-estar geral, já que este consumo é predatório.

Segundo Foster (1991, p.220), Veblen viu na criatividade a principal força do comportamento econômico, mas para ele as instituições restringem a força progressiva da criatividade. Este conflito entre a força desenvolvedora da criatividade individual e a força repressiva das instituições formaram a base da caracterização vebleniana de tensão evolucionária. No processo dinâmico, tais tensões são operadas por meio de emulação e concorrência de *status*, que, por sua vez, são vistas como motivações centrais para o comportamento econômico individual.

O resultado é um desenvolvimento econômico flutuante, em que instituições velhas são demolidas e novas são criadas. A rivalidade de *status*, juntamente com o contexto de progresso tecnológico foi o motor de Veblen para o desenvolvimento econômico. Neste ínterim, o arcabouço teórico neoclássico serve para justificar o funcionamento do sistema econômico como ele é, em que a classe ociosa se torna exemplo para os demais indivíduos.

A teoria neoclássica pressupõe que os indivíduos são agentes egoístas, inteligentes e racionais o suficiente para maximizar a todo momento suas funções de utilidade, sujeito ahistórico, em equilíbrio estável e isolado do contexto social, econômico e cultural. Este é o fundamento do individualismo metodológico em que o neoclassicismo está assentado. Veblen, por seu turno, argumenta que a utilização de tais pressupostos serve ao propósito de tentar justificar o esquema atual de distribuição de bens e renda na economia. Segundo Hunt (2005, p. 309),

“Veblen foi além de uma mera crítica lógica ou empírica da economia neoclássica, mostrando, no quadro de referência de sua própria teoria, a funcionalidade histórica e institucional da teoria neoclássica no atendimento das necessidades da propriedade ausente e dos ‘interesses investidos’”.

Mitchel e Galbraith seguiram o institucionalismo vebleniano. Segundo Brue (2005), Mitchel procurava formular uma teoria dos ciclos comerciais que explicasse as instabilidades econômicas por meio de estudos empíricos. Assim, ele defendia que as instabilidades econômicas surgem nas economia monetárias (em que o uso da moeda é institucionalizado nas relações cotidianas) e são negativamente correlacionadas com as perspectivas de lucros. Além disso, os ciclos comerciais estão altamente difundidos na economia, o que decorre do elevado grau de interdependência entre as empresas (por vínculos industriais, comerciais e financeiros), que é aumentada com o crescimento do crédito. Por fim, o autor argumenta que

tais ciclos não caracterizam uma situação anormal ou algum rompimento da economia; pelo contrário, são gerados pelas forças endógenas à economia, sendo inerente ao processo econômico.

Por sua vez, para Galbraith “a economia convencional dizia respeito a busca pela ‘verdade’ mas, sim, ele a vê como essencialmente interessada com a apresentação de sistemas de confiança que favorecem estruturas de poder existentes” (FOSTER, 1991, p.218). O autor argumenta que o capitalismo moderno é comandado por grandes empresas e caracterizado por uma enorme variedade de necessidades elaboradas que são o resultado do planejamento corporativo e da propaganda em massa. Disto decorre que as firmas, ao invés de buscar a maximização do lucro, estão preocupadas, primeiramente, em sobreviver no ambiente concorrencial e positivamente buscam o crescimento corporativo. As firmas não limitam o nível de produção no ponto de otimização de seus recursos, mas continuam aumentando sua produção, aumentando gastos em propaganda e/ou até mesmo fundindo-se a outras – mesmo que isto não seja lucrativo – com o objetivo estratégico e planejado de aumentar seu *market share*.

Segundo Brue (2005, p.368), “na ‘sequência modificada’ de Galbraith, os produtores decidem o que devem ser produzido e, então, moldam as preferências dos consumidores de modo oara consumirem estas mercadorias”. Desta forma, os consumidores não são soberanos na decisão do que consumir, mas são induzidos ao consumo de massa pela propaganda que cria necessidades. Isto leva a uma importante implicação política: há sublocação de recursos para a produção de bens públicos. Estes bens (por exemplo, segurança, educação e saúde) têm maior valor inerente, sendo necessário que o governo opere para resolver este “desequilíbrio social” (BRUE, 2005). Isto deve ser feito, por exemplo, por meio da transferência de recursos da tributação sobre renda e propriedade – que são mais progressivos, recaindo com maior peso sobre os que tem maior capacidade de pagamento, para investimento e custeio que aumentem a disponibilidade de bens e serviços públicos.

Em se tratando dos autores neoinstitucionalistas (por exemplo, HODGSON (1993; 1998) e SAMUELS (1995)), deram continuidade ao desenvolvimento do pensamento institucionalista, preservando a abordagem multidisciplinar do sistema econômico – entendido como um processo contínuo, histórico –, e colocando as instituições como centrais para o entendimento de seu funcionamento. De acordo com Conceição (2002, p.86), o principal elo que une os “velhos” aos “neo” institucionalistas é “a negação do funcionamento da economia como algo estático, regulado pelo mercado na busca do equilíbrio ótimo”. Destaca-se ainda a

rejeição do “individualismo metodológico” neoclássico em prol do “coletivismo metodológico”, ressaltando que o mercado deve ser analisado do ponto de vista da coletividade, pois os indivíduos são culturalmente e mutuamente interdependentes (CONCEIÇÃO, 2002, p.85).

Os neoinstitucionalistas criticam a essência da teoria neoclássica de conceber o mercado como mecanismo guia da economia. Ao contrário, estes autores defendem que a estrutura organizacional (ou seja, suas instituições) é o determinante legítimo da real alocação econômica, sendo que o mercado (uma das instituições que são construídas) apenas confere a realização desta estrutura. Desta forma, os neoinstitucionalistas entendem a economia como um sistema mais complexo e abrangente do que o mercado, sendo necessário atentar para a sua organização e controle, pois o nível de renda agregada e sua distribuição decorre do processo de causação cumulativa¹⁹ (em que pesa, por exemplo, a distribuição de poder na sociedade e a forma de operação dos mercados).

2.1.2 A Nova Escola Institucional (“NEI”)²⁰

A NEI nasce com o trabalho seminal de Ronald Coase – *The Nature of the Firm*, de 1937, no qual são questionados os motivos para a existência da firma e o potencial de o mercado ser eficiente na alocação de recursos e na geração de bem-estar. Seu principal objeto de análise são as transações, cujos custos podem ser minimizados por meio de instituições formais e informais (“as regras do jogo”, tomadas como dadas). Pressupõe ainda que as instituições importam e são suscetíveis de análise (CONCEIÇÃO, 2008). Diferentemente dos velhos institucionalistas, a NEI adota o método analítico de escolha racional – mesmo que limitada – do indivíduo, aproximando-se, portanto, do “individualismo metodológico neoclássico”.

O principal objetivo é a superação da “microteoria” tradicional, mostrando que a existência de fatores como custos de transações, incerteza e complexidade, racionalidade limitada, assimetria de informações, oportunismo e ativos especializados, fazem com que o arcabouço neoclássico não consiga explicar de maneira suficiente e satisfatória o

¹⁹ Segundo Samuels (1995,p.571, *apud* Conceição, 2008, p.8), o processo de causação cumulativa “faz com que esses fenômenos [instituições sociais] interajam entre si, tal que cada um deles exerce impacto uns sobre os outros”, que explicam os processos da dinâmica econômica, incluindo o processo de (sub)desenvolvimento.

²⁰ Esta subseção apresenta as contribuições de Ronald Coase, precursor da NEI, de Oliver Williamson – seu principal expoente – e de Douglas North.

funcionamento real da economia. Portanto, apesar de partir de um conceito abstrato de indivíduo que toma as decisões mais racionais “possíveis”, a NEI parte de hipóteses mais realistas do que as neoclássicas – que defende, por exemplo, a racionalidade ilimitada. De acordo com Conceição (2002, p.86),

“a NEI preocupa-se, fundamentalmente, com aspectos microeconômicos, com ênfase na teoria da firma em uma abordagem não convencional, mesclada com história econômica, economia dos direitos de propriedade, sistemas comparativos, economia do trabalho e organização industrial. Todos os autores reunidos enfatizam um ou outro desses aspectos.”

Coase (1937) sugere que as análises econômicas não devem ser restritas apenas aos custos de produção. Para este autor, os custos de transações (CTs) também devem ser observados, o que viabilizaria a compreensão do fato de que no sistema econômico coexistem e concorrem relações de mercado e hierarquizadas (firma). Os custos de transação (CTs) são aqueles necessários para se realizar os processos de compra e venda das mercadorias na economia, abrangendo os custos de negociação e estabelecimento dos contratos, de mensuração e fiscalização dos direitos de propriedade, de monitoramento do desempenho, além daqueles envolvidos na avaliação da relação comercial (FIANI, 2002). Eles representam, segundo Williamson (1985), as “fricções” que existem nas transações econômicas.

Quando os CTs são baixos ou moderados, a coordenação de mercado pode ser a maneira mais eficiente de realizar a produção e a distribuição. No entanto, quando tais custos são consideráveis (por exemplo, para a fabricação e venda de um automóvel), seria econômico estabelecer uma organização centralizada na qual as decisões relacionadas à produção sejam planejadas e coordenadas por meio da hierarquia estrutural de uma firma que verticaliza a produção (BRUE, 2005, p.290).

A firma tem a função de coordenar a atividade econômica, assim como o mercado. No entanto, o faz de maneira interna à uma estrutura centralizada, em um ambiente no qual predomina a incerteza sobre o futuro. No entanto, na medida em que a firma cresce e se torna mais complexa, os custos internos de coordenação e distribuição da produção vão crescendo, e é a concorrência que ditará o tamanho ideal das empresas. Será a comparação entre as economias de escala (oferecidas pela operação do mercado) e os custos de transação (que são reduzidos dentro das firmas) que levará à decisão final quanto à forma institucional mais adequada para a organização da transação, seja via mercado ou hierarquia (FIANI, 2002).

Este tipo de análise permitiu com que Coase superasse analiticamente a ênfase no papel do mercado. Para Conceição (2002, p.88), “o conceito de custos de transação está intimamente associado à racionalidade limitada e ao oportunismo, ambos inerentes à organização econômica e que pressupõem a existência de falhas de mercado”. A partir de seu trabalho, no âmbito da NEI, o campo de análise se constituiu na ênfase nos aspectos internos à firma, o reconhecimento da existência de falhas de mercado e noções de “mercados e hierarquias”. Nota-se, portanto, a ênfase que a NEI dá ao estudo da microeconomia.

Dando aprofundamento às ideias de Coase, Oliver Williamson pode ser considerado um dos principais fundadores do que se conhece por Teoria dos Custos de Transação. O autor mostrou que a hipótese de CTs nulos ou desprezíveis só poderia existir no caso de haver simetria de informações, em que, para qualquer transação, tanto compradores quanto vendedores conhecessem todas as características relevantes do objeto da troca. No entanto, na realidade econômica, estas situações são exceções à regra.

A grande contribuição de Williamson foi a adoção das seguintes hipóteses comportamentais, que determinam a existência e o tamanho dos custos de transação: incerteza, racionalidade restrita/limitada, oportunismo e especificidade dos ativos. Destas hipóteses decorrem a interdependência e a importância da construção de reputação, que gera laços de confiança entre os *stakeholders*²¹.

O reconhecimento de que o sistema econômico está imerso em um ambiente de incerteza quanto ao futuro vai de encontro ao pressuposto neoclássico de que se pode tomar decisões racionais a partir da distribuição probabilística de risco sobre os acontecimentos vindouros. Os contratos estabelecidos jamais são capazes de atender a todas as hipóteses passíveis de ocorrência no futuro. Além disso, quanto mais abrangentes e complexos forem os contratos, maiores serão os custos de transação relacionados a elaboração e *enforcement*. Neste contexto, a realização de adaptações contratuais pode ser proibitivamente dispendiosa. E, além de incerto, o ambiente socioeconômico é complexo e as decisões dos agentes econômicos são interdependentes, existindo, portanto, elevados custos no processo de se tentar prever o que acontecerá no futuro (FANI, 2002).

²¹ De acordo com Freeman (1984), *stakeholder* é qualquer indivíduo ou grupo de indivíduos que pode afetar ou é afetado pelo alcance dos objetivos de uma organização.

Williamson também adota a hipótese da racionalidade restrita de Herbert Simon (1957), postulando que a mente humana é incapaz de processar otimamente todas as informações necessárias em um mundo incerto e complexo. Esta limitação leva à adoção de um conjunto de rotinas para responder às situações do mundo real, dada a incapacidade de se alcançar decisões ótimas em todas as ocasiões. Simon, segundo Fiani (2002, p.269), reconhece

“que o comportamento humano, ainda que sendo intencionalmente racional, enfrenta limitações. Estas limitações possuem fundamentos neurofisiológicos (que limitam a capacidade humana de acumular e processar informações) e de linguagem (que limitam a capacidade de transmitir informações). Caso a racionalidade humana fosse ilimitada, os contratos poderiam incorporar cláusulas antecipando qualquer circunstância futura.”

A existência de racionalidade limitada, incerteza e complexidade ambiental geram assimetria de informação, ou seja, os atores envolvidos na transação têm diferentes graus de informação que podem afetar o resultado final. Isto cria o ambiente necessário para a existência de iniciativas oportunistas, nas quais o indivíduo, buscando satisfazer seu autointeresse, passa informações insuficientes e/ou distorcidas aos demais *stakeholders*, manipulando o acesso a informações importantes com vistas à apropriação do maior montante possível de ganhos econômicos (CONCEIÇÃO, 2002; FIANI, 2002). Podem haver dois tipos de oportunismo: *ex-ante* (também chamado de seleção adversa, em que o indivíduo demonstra ter capacidades irreais na concepção do contrato) e *ex-post* (ou *moral hazard*, no qual, após assumir um compromisso contratual, o indivíduo acaba cumprindo de maneira insatisfatória suas obrigações, implicando em perdas para as demais partes envolvidas). A presença de atitudes oportunistas, possibilitada pela desigual distribuição de informações necessárias, potencializa a importância da interdependência entre os atores.

A especificidade dos ativos é uma característica essencial que eleva os CTs. Ativos específicos são aqueles que têm pouca flexibilidade de adaptação a outras atividades e firmas, sendo que a decisão de adquiri-los envolve um investimento que dificilmente será recuperado em caso de revenda dos mesmos. Na maioria das vezes, as transações envolvendo estes ativos abrangem um número limitado de agentes habilitados a participar, pois “a especificidade dos ativos transacionados reduz, simultaneamente, os produtores capazes de ofertá-los e os demandantes interessados em adquiri-los” (FIANI, 2002, p.271). Com isto, os estreitos vínculos entre comprador e vendedor podem gerar uma situação em que um se torna “refém” do outro, já que os investimentos do último em produção depende do horizonte temporal em que o primeiro irá funcionar.

Há diferentes fontes de especificidade de ativos, como, por exemplo, a localização (em que há um enorme custo de deslocamento para outra localidade), física (que implica na produção de produtos sob encomenda, com *design* específico) e de capital humano (já que os indivíduos agregam certos tipos de conhecimentos realizando atividades (“*learning-by-doing*”) que dificilmente são adquiridos por outros meios).

As empresas tendem a se verticalizar, internalizando várias etapas do processo produtivo. Quanto maiores forem as especificidades dos ativos, a frequência com a qual necessitam destes produtos e a incerteza (que aumenta à incompletude dos contratos, tornando maiores os custos *ex-ante* e *ex-post*), maiores serão as chances de uma firma optar pela verticalização de suas atividades. Desta forma, uma estrutura econômica em que exista grandes corporações não implica, necessariamente, em uma estrutura oligopólica ineficiente. Isso porque a verticalização das empresas pode aumentar a eficiência econômica a partir da diminuição dos custos de transação por meio da hierarquia empresarial, aperfeiçoando-se, assim, a alocação de recursos.

Quanto mais recorrentes forem as transações, maior é a necessidade de construção de reputação das firmas envolvidas de modo a minimizar o comportamento oportunista. Uma alternativa plausível é a constituição de redes comparáveis a mercados organizados que atenuam os efeitos da incerteza comportamental por meio da construção de contratos de longo prazo nos quais são essenciais os laços de confiança.

Douglass North (1990), por sua vez, analisa o desenvolvimento das instituições ao longo do tempo e suas implicações sobre o desenvolvimento socioeconômico das diferentes nações. O autor critica a economia neoclássica por falhar “em reconhecer a importância das limitações institucionais no processo de tomada de decisão econômica e sua incapacidade de explicar a permanência de diversas instituições econômicas pelo mundo” (BRUE, 2005, p.389). Por outro lado, ele segue o método teórico de escolha neoclássico, enfatizando o processo racional – porém, limitado – de tomada de decisões e defendendo que a teoria deve começar com o indivíduo. Ressalta, porém, que as instituições põem limites universais a tais escolhas.

North afirma que as instituições são as “regras do jogo”, ou seja, regras formais e informais que governam o comportamento econômico e político dos agentes. Para este autor, elas são moldadas de acordo com o poder de negociação dos indivíduos e dos grupos que os representam, o que faz com que as instituições sejam formadas por meio de correlação de

forças e de interesses representados socialmente. Uma vez estabelecidas, os indivíduos reforçam ou modificam sua presença contínua, sendo mais comum o seu desenvolvimento gradual em função de mudanças de oportunidades e interesses do que quebras abruptas e repentinas de uma determinada estrutura institucional (BRUE, 2005).

Por fim, North defende que as limitações impostas pelas instituições variam de acordo com o tempo e o contexto em que cada sociedade se encontra. Afirma, ainda, que as instituições oferecem estruturas que estimulam de maneira distinta as atividades econômicas e políticas. Isso explica porque dois países em situação semelhante e que tomam decisões diferentes podem ter resultados econômicos e sociais totalmente distintos. Explica também a existência das trajetórias de dependência (*path dependence*), cuja lógica admite relações de dependência entre as decisões pretéritas e as vias de desenvolvimento atual numa espiral de cumulatividade em que a influência das instituições e as idiossincrasias de cada sociedade sempre estão presentes.

Segundo Brue (2005, p.390), “o talento de North veio para unir a análise neoclássica tradicional à análise das instituições. Fazendo isso, ele explica como as instituições afetam as preferências econômicas e como as preferências econômicas mudam gradativamente as instituições”.

Em suma, a NEI se aproxima do neoclassicismo pela adoção do modelo de comportamento individual maximizador. Ao mesmo tempo, porém, afasta-se da abordagem convencional ao utilizar um *framework* que explícita os custos de transação a partir de uma perspectiva analítico-histórica. Como isso, a NEI oferece uma mudança fundamental em relação à prática usual de apenas se agregar os custos de transação aos de produção, ou meramente desprezá-los. Além disso, a visão de oportunismo de Williamson como elemento central nas relações econômicas é coerente com a “busca por *status*” vebleniana. Para Foster (1991, p.226), “o que é mais importante é que Williamson oferece uma dimensão para a escola neoclássica que torna possível realmente acontecer a construção de diálogo com economistas institucionais”.

2.1.3 Os evolucionários

A partir de sua influência darwiniana, os evolucionários retomam vários pontos discutidos por Veblen. Colocam maior ênfase, porém, no papel do progresso tecnológico e da inovação na dinâmica econômica, assim como fez Schumpeter com suas premissas de “destruição criativa” e inovação como motor do progresso econômico. No entanto, diferentemente deste último autor, os evolucionários não reconhecem as ideias individuais inovadoras como o cerne da análise. Ao contrário, admitem que os atores centrais são as firmas, que, por sua vez, determinam as ações dos indivíduos que as integram. Destaca-se, nesta escola, trabalhos como Nelson (1995), Nelson e Winter (2005) e Dosi (1982), que analisam os padrões tecnológicos e sua evolução ao longo do tempo.

Estes autores adaptam conceitos da biologia evolutiva darwiniana e lamarkiana, como, por exemplo, seleção por meio da competição e sobrevivência dos mais adaptados para explicar o processo de evolução institucional e progresso socioeconômico. Nesta perspectiva, as instituições são resultado de um processo evolucionário no qual há *path dependence*, retornos crescentes dinâmicos da utilização de determinada tecnologia, coevolução sistêmica, eventos randômicos e elementos sistêmicos, e existência de equilíbrios pontuais.

Para Van den Bergh e Gowdy (2000, p.38), o conceito de evolução pode ser caracterizado como “desequilíbrio e mudança qualitativa (estrutural) que é irreversível e imprevisível, pode ser gradual ou radical, e é baseada em diversidade (variação) em nível micro e seleção, assim como tendências em nível macro e choques (‘acidentes em larga escala’). Portanto, noções neoclássicas como de gradualismo (“melhorias marginais”) e existência de equilíbrio único e estático são importantes pontos a se debater.

Outra característica que une os evolucionários é o reconhecimento de que há diversidade (variação) no comportamento individual, ao invés de homogeneidade. Além disso, o comportamento humano é consistente com algum nível de racionalidade restrita (VAN DEN BERGH ; GOWDY, 2000). Fica evidente, portanto, o grande distanciamento destes autores do caráter estático e “equilíbrista” das premissas da escola neoclássica. Sobre este respeito, tem-se que,

“para os evolucionários, a linguagem do desenvolvimento ou da evolução não acredita que as noções de ‘otimização’ e ‘equilíbrio’ possam explicar, convenientemente, os fenômenos, uma vez que o processo de evolução é, por definição, fortemente *path dependence* e não comporta uma única situação de equilíbrio. Daí seu caráter não ortodoxo.” (CONCEIÇÃO, 2002, p.97)

Faz-se necessário acrescentar que, dentro da abordagem evolucionária, há um expressivo foco na microeconomia, no sentido da análise comportamental das organizações (CONCEIÇÃO, 2002, p.97). As instituições não estão no centro da análise, mas são

elementos inseparáveis do processo dinâmico de crescimento e de mudança tecnológica. Para Conceição (2002, p.101), deve-se entendê-las “como parte de um processo dinâmico, contínuo e relativamente incerto, indissociável de mudanças tecnológicas e sociais”.

As firmas precisam se adaptar às circunstâncias no meio concorrencial. É dentro delas que são geradas e transportadas as novas tecnologias (“inovações técnicas”) que determinam o que elas fazem e o quanto produtivas são. Para enfrentar o contexto de incerteza sobre o futuro, as empresas constroem rotinas²² para a tomada de decisão como guias das ações dos indivíduos e das instituições. E quanto mais uma empresa se especializa no uso de determinada tecnologia, maior será sua produtividade em relação à essa tecnologia (*path dependence*) e mais confortável será sua posição em relação às suas congêneres no ambiente de mercado. Com isto, as últimas passam a imitá-la num processo de *spill over* que afeta uma gama de empresas e, portanto, conduz a retornos crescentes dinâmicos. Há, desta forma, uma considerável heterogeneidade entre as firmas no que concerne à habilidade no uso da tecnologia, à produtividade e à lucratividade.

Van den Bergh e Gowdy (2000) elencam um conjunto de elementos que tornam a economia evolucionária semelhante à biologia. Há uma noção de adaptação biológica darwiniana, em que as firmas se adaptam às circunstâncias de forma gradual e sob pressão da seleção natural. O ambiente econômico está imerso em mudanças desequilibradas, pois o processo constante de evolução torna impossível a manutenção de qualquer ponto de equilíbrio. Por outro lado, há sucessão de longos períodos em que o sistema não sofre grandes mudanças e curtos períodos de disruptão, nos quais “mutações” (inovações) ou “eventos externos” (crises) provocam mudanças estruturais na economia. Tais mudanças são sustentadas, irreversíveis e imprevisíveis, dadas as considerações de incerteza ambiental, *path dependence* e tempo histórico.

Há também um processo de evolução lamarckiana, em que os indivíduos e firmas influenciam consistentemente na mutação e hereditariedade, o que demonstra o poder que políticas podem ter em direcionar os rumos da evolução do sistema econômico.

Norgaard (1988) introduz o conceito de coevolução na discussão da interrelação entre a estrutura econômica e a biosfera, demonstrando a interdependência entre estes sistemas, já que mudanças fundamentais e irreversíveis decorrem do modo como geram impactos entre si. Segundo Van den Bergh e Gowdy (2000, p.42), coevolução, na biologia, refere-se

²² Segundo Foster (2001, p.224) “Nelson e Winter argumentam que os hábitos e rotinas exercem um papel crucial em permitir que padrões de comportamento sejam passados de uma instituição para outra”.

“a evolução simultânea de espécies interativas relevantes, ou espécies e ecossistemas, e atividades econômicas análogas e seus ambientes naturais. Ela enfatiza que a pressão seletiva não é meramente exercida por fatores abióticos, mas também por outras espécies vivas”.

Em suma, ao enfatizarem a relevância de se comparar as evoluções biológica e econômica para a construção de uma teoria consistente do crescimento das firmas e das transformações sociais, os evolucionários recuperam um ponto importante para os velhos institucionalistas. Uma diferença, porém, está no fato de que o debate está relativamente mais focado na microeconomia das firmas do que nas instituições propriamente ditas. Muito embora não tenham como unidade de análise a ação individual, mas sim o que acontece no interior das firmas, os evolucionários são conhecidos como neoschumpeterianos, já que centram suas análises no protagonismo da tecnologia e inovações para compreensão das mudanças estruturais no sistema econômico.

2.1.4 Contribuições do institucionalismo à discussão ambiental

Na busca de sumarizar as contribuições das abordagens institucionalistas na discussão sobre a relação da produção econômica e da conservação dos recursos naturais, utilizar-se-á os argumentos de Elinor Ostrom, autora laureada com o Prêmio Nobel de Economia de 2009, juntamente com Oliver Williamson. As contribuições de Ostrom mais significativas para a Ciência Econômica estão relacionadas à gestão de recursos comuns (*common-pool resources* (CPRs)), defendendo a possibilidade de coexistência do desenvolvimento econômico das sociedades e a gestão sustentável destes recursos.

Quanto ao gerenciamento dos CPRs – por exemplo, recursos pesqueiros, florestais e hídricos para irrigação) –, Ostrom (1990) desenvolve uma abordagem alternativa às soluções mercadológicas (“coaseanas”) e estatais (“pigouvianas”). A autora argumenta que há inúmeras experiências por todo mundo que demonstram que nem todos os recursos de uso comum, que são rivais em consumo mas de difícil exclusão de *free-riders*, estão fadados à exaustão em função da racionalidade curto-prazista do *homo economicus* – modelo do indivíduo da Economia Ambiental Neoclássica (EAN). É, portanto, necessário olhar a realidade e ver que há até mesmo sistemas milenares eficientes de gestão de CPRs em comunidade, com os seus usuários criando os próprios sistemas de governança.

Elinor Ostrom, assim, questiona o argumento de que a relação entre os homens e os recursos naturais comuns têm o destino de acabarem em um jogo do “dilema dos prisioneiros”, em que o equilíbrio de Nash – ou seja, resultado final das estratégias que os *players* assumem – seja a superexploração dos mesmos. De acordo com Garrett Hardin (1968), no caso dos CPRs – como não há a dotação de direitos privados de propriedade sobre o uso –, a racionalidade maximizadora dos agentes econômicos os levam a extrair a maior vantagem possível do recurso. Isto será feito de forma acelerada enquanto os CPRs estiverem disponíveis, pois em sendo “gratuitos”, todos os demais agentes envolvidos tomariam a mesma decisão. É neste sentido, pois, que o autor popularizou a expressão “tragédia dos comuns”, uma vez que esta perspectiva não enxerga incentivos para a implantação de sistemas de gestão destes recursos por seus usuários.

No entanto, tal resultado é prejudicial a todos, pois o manejo sustentável dos recursos – em que a resiliência ecossistêmica é respeitada – é mais lucrativa quando se expande o horizonte temporal dos períodos de produção, pois neste caso continuariam gerando fluxos de renda de forma gratuita por gerações e gerações. Para Hardin (1968), as únicas soluções eficientes seriam as “*coaseanas*”, ou seja, as instituições da privatização ou estatização²³ destes recursos, tornando-os passíveis de serem excludentes por meio da designação clara de direitos de propriedade. Nesta lógica, percebe que somente por meio destas vias, isto é, *enforcement* (imposição de força coercitiva externa aos usuários), seria possível gerir os CPRs de forma a evitar a sua exaustão.

Ostrom (1990) procura analisar casos reais de gestão comunitária de CPRs para contra-argumentar os argumentos de Hardin (1968). Primeiro, a autora defende que o resultado a que Hardin chega diz respeito a áreas de acesso irrestrito, em que não há instituições dirigindo a exploração dos recursos ambientais. Posteriormente, Ostrom (1990) defende que há uma solução alternativa de gestão de CPRs, além da privatização ou estatização dos mesmos. Tal alternativa seria a retenção do recurso como uma propriedade comunal a fim de que os usuários criem seus próprios sistemas de governança, colocando em xeque, portanto, a hegemonia do Teorema de Coase. Para que isto ocorra, é essencial que seja reconhecido legalmente o direito dos usuários se auto-organizarem.

Ostrom (1990) faz profundas análises de casos que têm sido historicamente bem-sucedidos na gestão de CPRs. Analisa também casos que, por um ou outro motivo, têm

²³ Defende-se a adoção da primeira alternativa (privatização) quando os custos de transação são insignificantes e vice-versa.

falhado em sua missão, levando à superexploração dos recursos. A autora detectou que, para que haja boa gestão dos recursos, dentre vários outros fatores, é essencial que a correlação de forças entre os agentes – usuários e os líderes comunitários – seja justamente distribuídas, e que eles se relacionem no sentido de formarem instituições sociais participativas em que os processos de decisão são democráticos. Em tais instituições os agentes veem seus interesses sendo justamente representados e atuam ativamente na elaboração, implementação e monitoramento do cumprimento das regras e normas estabelecidas conjuntamente. Assim, o dever de um indivíduo para manter o recurso deve estar em proporções razoáveis com os benefícios obtidos por meio dele.

O desenvolvimento histórico deste relacionamento é central, pois somente a partir do processo de tentativa-e-erro (“*trial-and-error*”) é que os agentes aperfeiçoam as instituições que coordenam o uso dos CPRs. Nas palavras de Ostrom (1990, p.202), “*to understand institutional-choice processes, one must view them as historical processes whereby current decisions are built on past decisions. Prior decisions may open up some future options for development, and close out others*”.

Também é necessário que haja instâncias comunitárias que resolvam os conflitos que possivelmente venham a surgir. Deste modo, os agentes envolvidos reconhecem a soberania das instituições formadas e dão legitimidade ao sistema de gestão de recursos. A interferência estatal, nestes casos, nem sempre melhora o funcionamento destes sistemas, pois desestabiliza o equilíbrio de direitos vigente, além de ser menos legítima e ter menor conhecimento sobre as condições locais, comparativamente às instituições auto-organizadas.

Ostrom (1990) argumenta que, neste tipo de relacionamento, sendo o “jogo” de rodadas repetidas e havendo comunicação ao longo do tempo, existe a construção de confiança entre os *stakeholders* e a possibilidade de procedimentos de aprendizagem inherentemente coletivos. Este contexto leva a resultados mais eficientes até mesmo do que as opções “*coaseanas*” de privatização ou estatização dos recursos, defendidas por Hardin (1968). Todo este processo prevê, ainda, a criação de sanções graduadas (moderadas para uma primeira violação e mais rígidas em caso de reincidências) para aqueles que desrespeitam as regras estabelecidas.

Desenha-se, portanto, uma espécie de relação “olho por olho, dente por dente”, na qual aquele que infringir as instituições são penalizados. Ostrom (1990) ainda argumenta que resultados mais efetivos são mais frequentes nos casos em que o monitoramento é feito de

forma direta, com os próprios usuários – ou profissionais por eles designados – avaliando a atuação dos demais quanto ao respeito das regras e normas coletivamente instituídas.

Neste contexto, o “jogo” sempre é conduzido no sentido de um equilíbrio de Nash em que o resultado é a gestão sustentável dos CPRs. Isto acontece porque ao longo do tempo há o desenvolvimento e aperfeiçoamento das relações sociedade-economia-ecossistemas, para as quais os agentes apresentam uma “curva de aprendizado”. Esta curva lhes fornece, por exemplo, noções acerca dos limites biofísicos que devem respeitar para que não seja comprometida a resiliência de cada ecossistema. Como a institucionalidade vigente impõe punições significativas aos infratores por meio de uma espécie de “autogoverno”, os agentes não têm incentivos a adotarem a racionalidade maximizadora curto-prazista, e assim o sistema biofísico permanece com sua estabilidade respeitada.

Para que as instituições de gestão dos CPRs tenham longa duração, Ostrom (1990) expõe um conjunto de elementos comuns à maioria dos casos de sucesso estudados (quadro 2.1). O primeiro passo para a criação de instituições coletivas para o uso dos CPRs é a definição da escala sustentável de uso, visto que os ecossistemas têm, por natureza, uma dada capacidade de suporte aos impactos antropogênicos. Isto feito, o direito de uso destes recursos deve ser justamente dividido entre os agentes, e normas e regras surgem para o autogoverno dos recursos. Também são estabelecidas a participação ativa dos agentes nas várias etapas deste uso (elaboração, implementação, avaliação, monitoramento e resolução de conflitos), além da aplicação de sanções graduadas para os possíveis infratores. Por fim, cada agente, tendo definida sua cota de uso, combinará da maneira mais eficiente possível – dada a vigência de racionalidade limitada – seus fatores de produção, realizando, assim, o processo econômico.

Em trabalhos mais recentes – por exemplo Ostrom (2009) e Ostrom *et al.* (2007) –, a autora trabalha com o conceito de sistemas socioecológicos (SSEs), que são os ambientes complexos em que estão imersos todos os recursos usados pelo homem. Os SSEs são compostos por subsistemas múltiplos e suas variáveis internas em níveis múltiplos analogamente a organismos compostos por órgãos, órgãos compostos por tecidos, tecidos por células, células por proteínas, etc. Em um SSE complexo, subsistemas como um sistema de recursos (por exemplo, um pesqueiro costeiro), unidades de recursos (lagostas), usuários (pescadores), e sistemas de governança (organizações e regras que governam a pesca naquela costa) são relativamente separados, mas interagem para produzirem resultados no nível do

SSE, o qual por sua vez tem efeito de retroalimentação para afetar estes subsistemas e seus componentes, assim como outros SSEs maiores ou menores (OSTROM, 2009, p.419).

Quadro 2.1: Princípios de *design* comuns a instituições de longa-duração de CPRs

Princípios	Descrição
Limites claramente definidos	Os indivíduos ou famílias que têm direitos a explorar os CPR devem ser claramente definidos, assim como devem também ser os limites dos próprios CPR.
Congruência entre regras de apropriação e provisão e condições locais	Regras de apropriação que restrinjam tempo, lugar, tecnologia, e/ou quantidade de unidades de recursos são relacionadas a condições locais e regras de provisão que requerem trabalho, materiais, e/ou dinheiro.
Arranjos de escolha coletiva	A maioria dos indivíduos afetados pelas regras operacionais podem participar na modificação das mesmas.
Monitoramento	Monitores, os quais ativamente audita as condições dos CPRs e o comportamento dos apropriadores, são responsáveis perante os apropriadores ou são eles mesmos os apropriadores.
Sanções graduadas	Apropriadores que violem as regras operacionais são susceptíveis a serem avaliadas sanções graduadas (a depender da seriedade e do contexto da ofensa) por outros apropriadores, por oficiais responsáveis pelos apropriadores, ou por ambos.
Mecanismos de resolução de conflitos	Apropriadores e seus oficiais têm acesso rápido a arenas locais de baixo custo para a resolução de conflitos entre apropriadores ou entre apropriadores e oficiais.
Reconhecimento mínimo de direitos à organização	Os direitos dos apropriadores a desenvolver suas próprias instituições não são contestados por autoridades governamentais externas.

Fonte: adaptado de Ostrom (1990, p.90).

Ostrom (2012) destaca a necessidade de conhecimento científico para melhorar os esforços em prol da sustentabilidade dos SSEs, mas argumenta que as ciências sociais e ecológicas têm se desenvolvido de maneira independente e de difícil compatibilidade/combinação. O que se vê é o desenvolvimento de modelos teóricos simples pelos acadêmicos para analisar aspectos de problemas de recursos e a tentativa de prescrição de soluções universais, vistas como “panaceias” – ou seja, estratégias de governança (por exemplo, propriedade governamental, privatização ou propriedade comunal) que seriam aplicáveis a qualquer tipo de problema, como um remédio capaz de curar qualquer enfermidade (OSTROM, 2007; 2009).

Ostrom adverte para os prejuízos que a falta de um *framework* comum às ciências sociais e ecológicas trazem ao estudo dos SSEs. Esta separação dificulta a acumulação de conhecimento científico, fator essencial para facilitar esforços multidisciplinares na direção de um melhor entendimento destes sistemas. Em sistemas complexos, não se deve buscar isolar as variáveis e analisá-las separadamente; pelo contrário, é necessário conhecimento sobre cada variável específica e como suas partes componentes interagem entre si. Este *framework* deve ser, portanto, abrangente e aprofundado o suficiente para o estudo dos SSEs, organizando variáveis relevantes identificadas em pesquisa teórica e prática.

Em suma, por meio do estabelecimento de instituições adaptativas contextualizadas a cada realidade social, ambiental e econômica, seria possível às comunidades de indivíduos a autogestão eficaz de seus recursos. Nesta abordagem, as complexidades locais inerentes a cada ambiente socioecológico têm valor fundamental para a determinação de soluções que são construídas dentro do contexto institucional local e que estão em constante evolução. Deve-se reconhecer que não existe “*blueprint recommendation one-size-fits-all*”, ou seja, cada caso de relacionamento entre o sistema biofísico e socioeconômico deve ser analisado de maneira aprofundada de acordo com um *framework* multidisciplinar. Este processo tem por objetivo precípua compreender as variáveis internas essenciais que determinam as formas mais eficientes de governança dos recursos naturais de modo a conduzir a relação sociedade-economia-ambiente de maneira sustentável ao longo do tempo.

2.2 Contribuições da Economia Ecológica

Dado o caráter transdisciplinar dos problemas ambientais e a insuficiência do tratamento da Economia Ambiental Neoclássica (EAN) em explicar o real relacionamento que há entre o sistema econômico e o meio ambiente, a Economia Ecológica (EE) surge como um arcabouço teórico-metodológico reconhecidamente plural que busca ampliar, por meio de uma visão sistêmica da relação capital natural-economia, o escopo de análise dos problemas ambientais, incorporando, para tanto, contribuições de outras disciplinas (MANGABEIRA *et al.*, 2011).

A EE parte da visão pré-analítica de que o sistema econômico é um subsistema aberto e totalmente dependente de um sistema maior e fechado, qual seja: a biosfera, em seu conjunto de ecossistemas e seus bens e serviços. O problema principal a ser tratado é a

sustentabilidade das interações entre estes dois sistemas (econômico e ecológico), o que impõe a necessidade de uma visão holística. Sendo assim, sua principal tarefa é buscar a unificação, “sobre bases biofísicas, dos sistemas ecológicos e econômicos como formas interdependentes e coevolutivas” (CAVALCANTI, 2004, p.154). E para isso tem-se como pano de fundo a consideração de que tais sistemas são vivos, complexos e adaptativos, características que exigem com que os mesmos sejam estudados como sistemas integrados em coevolução e a partir de uma visão biológica da relação entre economia e biosfera (CAVALCANTI, 2004; MUELLER, 2007; ÖZKAYNAK *et al.*, 2012).

Na busca pelas contribuições que esta escola do pensamento econômico tem a dar à conceituação, elaboração e implementação de mecanismos de PSA, primeiro serão expostas as características gerais unificadoras da EE. Em seguida, serão diferenciadas as tendências do objeto de análise mais primárias (de Georgescu-Roegen e Boulding) e as mais recentes (de Daly, Ayres e Holling).

2.2.1 Princípios fundamentais da Economia Ecológica

A EE reconhece que o sistema econômico, para levar a cabo seus processos de produção e de consumo, precisa irreversivelmente de matérias-primas e energia. Ao mesmo tempo, é obviamente essencial a existência de um espaço físico em que possa se desenvolver, e também onde seja permitido fazer a deposição seus resíduos de produção e os bens consumidos já degradados. Como não poderia deixar de ser, este espaço – fonte de recursos e “pia” para matéria e energia degradada – é constituído pelo ecossistema global (representando, aqui, o conjunto de ecossistemas individuais e de suas relações, que geram bens e serviços ecossistêmicos). Portanto, é impossível, se se quer analisar de forma realista o funcionamento do sistema econômico e sua sustentabilidade ao longo do tempo, abordá-lo de forma independente à consideração de seu ambiente biofísico (MUELLER, 2007). De acordo com Özkaynak *et al.* (2012, p.1125),

“Ecological economics embraces a view of the natural world that acknowledges the centrality of interdependence, complexity, uncertainty and dynamism, and as such has a distinct pre-analytic vision, implying a fundamental change in how problems are perceived and addressed. [...] ecological economics situates economic analysis within thermodynamic and coevolutionary frameworks, and introduces post-normal science, procedural rationality and deliberative institutions into decision-making processes as a means to manage uncertainty and complexity.”

Como já foi dito, a EE parte da visão pré-analítica de que a esfera econômica é um subsistema aberto de um sistema maior e fechado, que é a biosfera. Segundo Farley (2010, p.13), “nós precisamos entender e disseminar um novo paradigma econômico de que a economia humana é sustentada e contida pelo ecossistema global, e que juntas elas formam um único sistema complexo sujeito às leis da entropia e ecologia”. A EE, desde seus primórdios, critica a “epistemologia mecanicista” da economia convencional, que enxerga os processos econômicos e também sua relação com o ambiente biofísico como previsíveis e passíveis de serem revertidos, sempre podendo ser recuperadas suas características iniciais. De forma oposta, os economistas ecológicos defendem uma “epistemologia evolucionista”, em que se vê o sistema econômico e a ecosfera como organismos vivos e auto-organizados, complexos e que coevoluem ao longo do tempo (BOULDING, 1966; GEORGESCU-ROEGEN, 1971).

Özkaynak *et al.* (2012) argumentam que a perspectiva coevolucionária adotada pela EE reconhece que todos os diferentes aspectos de um sistema holístico são interdependentes e evoluem conjuntamente: uma mudança em um afeta e causa mudanças em todos os outros, o que pode detonar, ainda, mecanismos de retroalimentação. Reconhece-se a instabilidade, multidimensionalidade e complexidade crescente dos sistemas naturais e sociais, como o meio ambiente, a tecnologia, população e cultura (NORGAARD, 1984; KALLIS ; NORGAARD, 2010). Todos estes elementos são vistos em termos de sua conexão a um equilíbrio dinâmico, em que a mudança em um dos sistemas requer adaptação dos outros (AMAZONAS, 2002).

A coevolução é pensada como um conjunto de mecanismos em equilíbrio pontual entre sociedade – seu sistema econômico – e ecossistema global. Uma observação essencial a ser feita é entender a forma como a ciência, o conhecimento, a tecnologia, a organização social e o meio ambiente têm coevoluído em função do consumo de hidrocarbonetos como combustíveis. Isto é consequência do processo de industrialização pelo qual o sistema capitalista passa desde fins do século XVIII. Portanto, a economia de mercado e a “economia do carbono” emergiram juntamente, e a Humanidade se tornou essencialmente dependente de fontes altamente poluidoras para realizar o desenvolvimento econômico das diversas nações.

A industrialização trouxe, consigo, o avanço do desenvolvimento capitalista, que promoveu o individualismo e os valores materialistas, e favoreceu o desenvolvimento do entendimento reducionista ao invés do sistêmico (SÖDERBAUM, 2008; ÖZKAYNAK *et al.*, 2012). A perspectiva coevolutiva pressupõe uma análise histórica do desenvolvimento da

relação entre os sistemas social, econômico e biofísico, uma vez que a interdependência que impera nesta relação causa pressões recíprocas de seleção natural. E é fato que o desenvolvimento capitalista requer, de algum modo, crescimento econômico²⁴, e que o “lock-in” tecnológico em torno do processo de industrialização via utilização de combustíveis fósseis tem levado a taxas sem precedentes de depleção dos recursos naturais e degradação ambiental.

De acordo com Mueller (2007), esta escola de pensamento refuta a hipótese ambiental tênue de que o sistema biofísico é uma “cornucópia”. Na perspectiva convencional, o meio ambiente é neutro aos impactos causados pelo sistema econômico, apresentando reações previsíveis e reversíveis, podendo assim se recuperar satisfatoriamente de impactos antropogênicos.

De forma oposta, a EE adota a hipótese ambiental aprofundada, em que o sistema biofísico é caracterizado por uma organização complexa e tem sua estabilidade regulada por sua capacidade de suportar impactos externos e se recuperar sem rupturas, ou mudanças abruptas – que é mensurada por sua resiliência. Neste sentido, a depender do tamanho e da gravidade da interferência antropogênica, o meio ambiente pode reagir de maneira inesperada e abrupta, o que pode desencadear mudanças irreversíveis e potencialmente catastróficas para as espécies humanas e não humanas.

O entendimento da importância da visão pré-analítica diferenciadora da EE e de sua hipótese ambiental aprofundada exige o esclarecimento de alguns conceitos-chave, como o de sistemas, leis da entropia, escala e resiliência. Nas palavras do *Oxford English Dictionary*, sistema é “um grupo, conjunto ou agregado de elementos, naturais ou artificiais, interconectados formando um todo orgânico e complexo”. O elemento é o componente mínimo do sistema e, por si só, tem importância reduzida. No entanto, devido às relações que há entre os elementos, um sistema não é apenas um aglomerado destes, mas um complexo de componentes que interagem entre si.

Quando considerado no contexto de funcionamento do sistema, os elementos ganham maior importância. Além disso, é necessário ressaltar que há uma organização entre estes

²⁴ Por crescimento econômico entende-se a expansão física do sistema econômico viabilizada pelo incremento dos fluxos de produção de bens e serviços. Este fenômeno é verificado única e exclusivamente pelo aumento do Produto Interno Bruto (PIB) de uma nação e não deve ser confundido com desenvolvimento econômico. A EE possui uma visão cética da pretensa capacidade de aumentos do PIB serem capazes de propiciar evolução socioeconômica e prosperidade para a espécie humana.

elementos e suas relações, ou seja, existe um arranjo de relações entre eles, o que torna o organismo um “todo” diferente da “soma” de seus componentes. A noção de complexidade no conceito de sistema é essencial, e depende do número de elementos e de tipos de relações entre estes, dentro do sistema. Sistemas complexos têm a característica de grande variedade de elementos, que estão interligados e produzem *feedbacks* entre si. De acordo com Mueller (2007, p.154),

“Empregada no estudo de *seres vivos*, do *habitat*, da *sociedade*, a teoria dos sistemas considera essas entidades não como meros aglomerados de partes encaixadas, funcionando como máquinas, e sim como conjuntos organizados e inter-relacionados de elementos, passíveis de mudanças, de evolução e involução. Ou seja, o *ser vivo*, o *habitat*, a *sociedade* são vistos como organizações intrinsecamente dinâmicas e primordialmente ativas.”

Os sistemas podem ser classificados como isolado, fechado e aberto em função de sua capacidade de trocar matéria e energia com seu meio externo. Os sistemas isolados são aqueles que não intercambiam nem matéria e nem energia com seu meio externo, sendo o Universo seu único exemplo hipotético. Já os sistemas fechados não trocam matéria (não podendo crescer em escala física), mas apenas energia com o exterior. Um bom exemplo deste tipo de sistema é o ecossistema global/biosfera, já que o planeta Terra troca energia com o Espaço, mas não troca matéria (desconsiderando-se os insignificantes fluxos de meteoritos e de espaçonaves/satélites).

Por fim, os sistemas abertos intercambiam matéria e energia com o meio externo, e assim têm a capacidade de se expandirem ou contraírem. Exemplos desta classificação são o sistema econômico, o próprio organismo humano e os ecossistemas (analizando de forma individual) (MUELLER, 2007). Visto que o sistema econômico tem um funcionamento entrópico (ou seja, é importador de energia) e que está em constante crescimento escalar (ou seja, produz cada vez mais bens e serviços por meio da extração de bens e serviços fornecidos pela Natureza) e o ecossistema global é finito, faz-se necessário uma análise da importância das leis da termodinâmica nesta relação, sendo essenciais os conceitos de escala e de resiliência.

Termodinâmica diz respeito à movimentação de calor dentro de um sistema, que somente se movimenta quando há potencial energético disponível para realizar trabalho. Segundo Özkaynak *et al.* (2012, p.1125), a termodinâmica “envolve uma visão de economia como imersa em um ecossistema, implicando em limites ao fluxo biofísico de recursos desde o ecossistema para o sistema econômico e então de volta como resíduos”.

A Primeira Lei da Termodinâmica versa que, em um sistema isolado, a quantidade de matéria e energia é sempre constante (não podendo ser internamente criadas nem destruídas), variando apenas na forma como está apresentada (seja em calor, energia química, elástica, trabalho, etc.). Já de acordo com a Segunda Lei da Termodinâmica – também conhecida como Lei da Entropia –, em qualquer processo termodinâmico a quantidade de energia de baixa entropia (ou seja, organizada, disponível para realizar trabalho) diminui com o uso, aumentando, por conseguinte, a quantidade de energia não disponível²⁵. Em outras palavras, quando há realização deste potencial energético por meio do trabalho, o sistema tende, irreversivelmente, ao equilíbrio termodinâmico (em que toda a energia foi dissipada, não estando disponível para realizar trabalho, e não podendo ser reciclada). Destaca-se que este movimento de degradação energética é unidirecional e irreversível, o que sugere a existência de mudança qualitativa irrevogável em qualquer processo de produção (GEORGESCU-ROEGEN, 1971).

A partir desta conceituação, pode-se ver que o sistema econômico – sendo um subsistema aberto imerso na biosfera – é um veículo de aceleração entrópica e que mantém sua estabilidade interna às custas da insustentabilidade do seu meio exterior. Seu funcionamento se dá por meio do consumo de matéria e energia de baixa entropia, importadas do ecossistema global, e deposição de matéria e energia de alta entropia não mais disponíveis para realizar trabalho. Portanto, “*environmental externalities are the rule, not the exception*” (GOWDY ; ERICKSON, 2005).

Um aspecto interessante é que as leis da termodinâmica dizem respeito ao funcionamento de sistemas isolados. Foi visto anteriormente que o sistema econômico, assim como o organismo humano e todos os ecossistemas, são sistemas abertos. Em sendo assim, qual a sua importância para a discussão da relação sistema econômico e biosfera?

Para responder a pergunta acima, é preciso compreender que o ecossistema global é um sistema fechado e dotado de uma estabilidade longe do equilíbrio termodinâmico²⁶. A

²⁵ De maneira mais simples, a primeira lei da termodinâmica trata do aspecto quantitativo da energia (ela é indestrutível) e a segunda lei da termodinâmica (lei da entropia) trata de aspectos qualitativos (ela sofre transformações irreversíveis).

²⁶ O equilíbrio termodinâmico é o estágio final em que todos os sistemas dissipativos tendem. Nele, toda energia de baixa entropia já se transformou em energia de alta entropia, desorganizada, sem capacidade de realizar trabalho. Portanto, nesta fase, não há fluxos de matéria e energia pois não há potenciais desequilibrados para haver tal movimentação.

quantidade de energia de baixa entropia que ele importa (da renda energética²⁷) é muito próxima da energia de alta entropia (já que os ecossistemas também consomem energia de baixa entropia e a degrada) que exporta de volta ao Espaço, em forma de radiação ultravioleta e da dissipação lenta e natural de gases de efeito-estufa (MUELLER, 2007).

No entanto, o sistema econômico, com a utilização do capital energético acumulado – disponível na forma de combustíveis fósseis e que viabiliza os instrumentos exossomáticos produzidos pela espécie humana –, acaba acelerando fortemente o aumento de entropia no planeta, num nível muito além da captação de energia de baixa via fluxo de energia solar. Com isto, a estabilidade do ecossistema global pode ser rompida com aumentos suficientemente fortes na escala do sistema econômico (gerando efeitos desestabilizadores, abruptos, imprevisíveis e provavelmente irreversíveis). Isto pode ocorrer caso a sua capacidade de suporte – que é indicado pelo conceito de resiliência – seja transposta. Nas palavras de Mueller (2007, p.510-511), as abordagens da EE

“... partem da abstração conveniente de um ecossistema global, um sistema fechado, dinâmico e auto-organizado, composto de um conjunto interdependente e vulnerável de subsistemas. ... graças ao fluxo contínuo de energia solar, esse sistema é mantido em um estado estável longe do equilíbrio. A energia solar impulsiona uma série de processos bioquímicos vitais no sistema global; tais processos compreendem um conjunto inter-relacionado “de ciclos materiais nos quais a matéria é continuamente reciclada. Esses ciclos de materiais são propulsionados pela dissipação de energia captada do sol que, no final, é irradiada para o universo” (BINSWANGER *et al.*, 1993, p.221). Os ciclos materiais biologicamente assistidos – os ciclos de nutrientes – contribuem para a circulação de materiais e para a auto-regulação do sistema global. São essenciais para que haja vida no nosso globo.”

O ecossistema global – composto por um conjunto de ecossistemas individuais, cada um com sua resiliência – é a base material sobre a qual o sistema econômico se desenvolve e é irremediavelmente afetado pelas ações antropogênicas. Os ecossistemas que o constituem têm evoluído ao longo do tempo através da captura de energia solar e construção de “ordem” nas formas de plantas, animais e suas relações, cada vez mais complexas. Ele é um sistema não linear e auto-organizado em um estado de quase-equilíbrio; impactos suficientemente fortes podem deslocá-lo para outra região de “quase-equilíbrio”, em que sua estrutura é reorganizada. Nas palavras de Farley (2010, p.3),

“Nós dependemos dos ecossistemas não apenas devido à regeneração de matérias-primas úteis (“bens ecossistêmicos”), mas também pela geração de funções ecossistêmicas de valor à Humanidade (“serviços ecossistêmicos”). A maioria das matérias-primas – plantas, animais, água, minerais, e assim por diante –

²⁷ A renda energética é a fonte energética primária – via captação da energia solar – que depois é transportada por todas cadeias alimentares, as quais movimentam os ciclos de nutrientes e que são essenciais para a regulação climática.

transformados em produtos econômicos alternativamente servem como elementos da estrutura ecossistêmica (ou seja, “*the building blocks*” dos ecossistemas). Quando nós removemos a estrutura ecossistêmica, nós também perdemos funções ecossistêmicas, incluindo funções de suporte vitais. A sobrevivência humana requer ecossistemas saudáveis capazes de converter energia de baixa entropia e matérias-primas disponíveis em bens e serviços ecossistêmicos.”

A escala do sistema econômico se refere ao tamanho relativo deste perante o sistema biofísico – biosfera – que o circunda, que é limitado. O sistema econômico capitalista é movido pelo crescimento econômico, que tem sua base no aumento real da produção de bens e serviços na economia. Neste processo, a escala da economia vai crescendo progressivamente, o que exige maior retirada de matéria e energia de baixa entropia e despejo de maior quantidade de matéria e energia de alta entropia de volta. Os fluxos agregados de entrada e saída também recebem o nome de transumo (“*throughput*”) (DALY, 1990) e, em última instância, sua magnitude define o tamanho da escala do sistema econômico.

A magnitude do transumo (escala do sistema econômico) é, por sua vez, função do tamanho da população e de sua renda *per capita*. Espera-se que quanto maior a escala do sistema econômico, maior será a pressão exercida sobre a capacidade de suporte dos ecossistemas, seja na provisão, manutenção e absorção dos “frutos” dos processos econômicos. O crescimento econômico, na perspectiva de expansão da escala, é inherentemente insustentável no longo prazo. Por definição, um subsistema jamais poderá ser maior que o sistema que o envolve. Embora tautológica, esta consideração não é levada em conta no esquema analítico convencional, dentro do qual o crescimento econômico foi promovido como o objetivo maior a ser alcançado.

Reconhece-se, portanto, a essencialidade do conceito de escala dentro da abordagem da EE. Ao incorporar essa ideia, os economistas ecológicos enfatizam a importância de mecanismos que sinalizam, por meio de pesquisa científica e institucionalização pelo poder público, as fronteiras seguras para que os limites biofísicos não sejam atingidos (DALY, 1991; ROCKSTRÖM *et al.*, 2009; MAY, 2011). O conceito de resiliência é chave para o entendimento desta relação.

Segundo Arrow *et al.* (1995), uma forma de se pensar a resiliência dos ecossistemas é focar em suas dinâmicas, nas quais há equilíbrios estáveis múltiplos (locais/pontuais). “*Resilience in this sense is a measure of the magnitude of disturbances that can be absorbed before a system centered on one locally stable equilibrium flips to another*” (p.521). Estes

autores seguem justificando que a perda de resiliência ecossistêmica é potencialmente importante por pelo menos três razões.

Primeiro, a mudança descontínua em funções ecossistêmicas que ocorrem com a migração de um ponto de equilíbrio a outro podem gerar perdas de produtividade biológica, e também reduzir a capacidade de suporte à vida humana. Segundo, pode levar a mudanças irreversíveis que restringem as opções de qualidade de vida das futuras gerações. Terceiro, mudanças descontínuas e irreversíveis para pontos desconhecidos/imprevisíveis de equilíbrio aumentam as incertezas associadas aos efeitos ambientais da atividade econômica. Portanto, faz-se necessário assegurar que os sistemas ecológicos – dos quais o sistema econômico é dependente – sejam resilientes (ARROW *et al.*, 1995).

As relações biológicas, físicas e químicas dos ecossistemas geram padrões não lineares de respostas destes às intervenções antropogênicas. Como os estudos científicos ainda não evoluíram o suficiente para se conhecer exatamente a resiliência de cada ecossistema em específico – havendo, desta forma, incerteza fundamental a respeito da relação entre os impactos econômicos e a sustentabilidade do capital natural no longo prazo – a EE recomenda a adoção do Princípio da Precaução para que a expansão do sistema econômico não comprometa de maneira irreversível a capacidade de oferta de bens e serviços ecossistêmicos (ÖZKAYNAK *et al.*, 2004; 2012).

O objetivo último de qualquer atividade econômica, em princípio, é o aumento da qualidade de vida humana. Para a EAN, isto só é possível através da realização das preferências dos consumidores soberanos e racionais. Estas, por sua vez, são realizadas por meio do consumo, que, por seu turno, é viabilizado pela produção contínua de bens e serviços. Nesta lógica, quanto maior for a produção, maiores são as opções de escolha do consumidor e, portanto, maior é o bem-estar de um indivíduo.

A dinâmica acima requer que o sistema econômico proporcione as condições mínimas de atendimento das necessidades humanas via aumento ininterrupto da produção de bens e serviços²⁸. Percebe-se, portanto, que a engrenagem econômica prevista pela teoria convencional está exclusivamente voltada para o aumento contínuo da escala do sistema econômico como pré-requisito fundamental para o incremento do bem-estar humano. Tudo

²⁸ Sabe-se, pois, que as necessidades humanas são infinitas e os recursos disponíveis para a produção de bens e serviços que as satisfaçam são finitos (ou escassos). Daí a necessidade de realização de escolhas e alocação dos recursos, conforme o conceito tradicional de ciências econômicas. Para uma discussão crítica sobre este conceito, ver ANDRADE *et al.* (2012).

isso é concebível graças à neutralidade do ecossistema global frente às interferências antropogênicas.

A EE rechaça veemente esta visão, ao afirmar que

“a qualidade de vida depende da satisfação de uma ampla variedade de necessidades humanas, em que se incluem a subsistência, reprodução, segurança, afeição, entendimento, participação, lazer, espiritualidade, criatividade, identidade, e liberdade, poucas destas são estreitamente relacionadas com bens e serviços de mercado. A publicidade nos leva a acreditar que nós podemos satisfazer estas necessidades através do consumo material, e quando nós não as satisfazemos, acreditamos erroneamente que é porque nós não estamos consumindo o suficiente (FARLEY, 2010, p.2).

Outra característica diferenciadora da EE é que ela adota a visão de sustentabilidade forte, que reconhece que o capital natural e o artificial (aquele criado pelo homem por meio de descobertas científicas, melhoramentos de gestão de processos e inovações tecnológicas) são complementares, ao invés de substitutos perfeitos. Portanto, a sustentabilidade do capital natural é essencial – em especial, de seus serviços.

Há recursos naturais e, principalmente, serviços ecossistêmicos que só podem ser parcialmente substituídos com elevadíssimos custos (como despoluição da água e recuperação da fertilidade do solo), ou que não podem ser substituídos por maior que seja a evolução tecnológica (por exemplo, a regulação climática). Em função do caráter complementar dos tipos de capital, a EE possui uma posição cética com relação ao alcance do critério de sustentabilidade. Além disso, advoga que é preciso um tratamento especial da teoria econômica em relação aos ecossistemas em função das peculiaridades inerentes à sua dinâmica (ANDRADE ; ROMEIRO, 2011).

Pode-se diferenciar o capital natural entre bens e serviços ecossistêmicos. Segundo Farley (2010, p.4)²⁹,

“Bens ecossistêmicos são as matérias-primas ofertadas pela Natureza que são essenciais para todos produtos econômicos. Estão incluídos alimentos, fibras, água, minerais e assim por diante, e alternativamente servem como elementos da estrutura ecossistêmica. Serviços ecossistêmicos são aquelas funções ecológicas que contribuem para a qualidade de vida. Estão inclusos:

- Regulação do clima, da água, de distúrbios, e dos gases atmosféricos (serviços de regulação).

²⁹ Alternativamente, pode-se considerar que o capital natural é constituído por duas categorias: capital natural tangível e capital natural intangível. A primeira é composta pelos bens ecossistêmicos e a segunda pelos serviços ecossistêmicos. Autores como Mueller (2007) afirmam que a maior dificuldade de substituição do capital natural está na sua categoria de serviços, o que reforça, portanto, a sua natureza complementar ao capital construído. Mas é justamente a categoria de capital natural intangível que tende a ser negligenciada nas análises convencionais.

- A capacidade dos ecossistemas de reproduzir alimento, fibras, combustível, e água (serviços de provisão).
- Habitat, ciclagem de nutrientes, e polinização (serviços de suporte).
- Recreação, informação genética, e valores espirituais (serviços culturais).³⁰

Georgescu-Roegen (1971), para analisar melhor a capacidade de substituibilidade entre capital natural e produzido pelo homem, desenvolveu uma conceituação diferenciada, segundo suas características físicas e papéis desempenhados no processo produtivo. Para o autor, os fatores de produção devem ser divididos entre fatores de fundo e fatores de fluxo (MUELLER, 2007; FARLEY, 2010). Os fatores de fundo são os agentes do processo (econômico ou biofísico), ou seja, prestam “serviços” para a realização deste, mas não são incorporados ao produto final, mantendo-se inalterados. Já os fatores de fluxo são aqueles que funcionam como matérias-primas e insumos de produção e para manutenção da qualidade dos fatores de fundo, e portanto, são incorporados ao produto final; outra diferença é que podem ser estocados ao longo do tempo.

Os fatores estoque-fluxo do capital natural são constituídos pelo estoque de insumos fornecidos pela Natureza. Estes estão divididos em dois grupos: os recursos condicionalmente renováveis (que podem ser extraídos/usados e que, sob manejo adequado, podem se renovar, como, os cardumes, água e biocombustíveis) e recursos não renováveis (que estão disponíveis em quantidade fixa na Terra e, portanto, diminuem com o uso, como os combustíveis fósseis). Esta última categoria pode até ser substituída por capital produzido pelo homem em algum grau, mas, em última instância, sempre será necessário extrair do ecossistema global os recursos naturais usados como insumos no seu processo produtivo³⁰.

Diferentemente, quando os ecossistemas ofertam serviços, eles atuam como “fundos” que não são transformados no ato da produção. Tais serviços, dos quais toda a humanidade e demais seres vivos depende, são espontaneamente renovados pela energia solar (FARLEY, 2010). A fim de que haja continuidade na sua oferta, “é necessário que não haja ruptura na atual estabilidade longe do equilíbrio termodinâmico do ecossistema global” (MUELLER, 2007, p.210).

Além daqueles citados acima, os agentes de transformação do processo produtivo (fundos de serviços ou simplesmente recursos fundo-serviços) compreendem a energia solar, as chuvas e os elementos químicos “naturais” que dão fertilidade ao solo, a capacidade

³⁰ Por exemplo, o plástico pode substituir tábuas de madeira na montagem de uma mesa; no entanto, para produzir-se o plástico, são necessários vários componentes derivados do petróleo, que é um insumo provido pela Natureza e não renovável.

ambiental de assimilação dos resíduos emanados pelo sistema econômico e a capacidade de regeneração que é conferida pela sua resiliência. Eles são gratuitamente fornecidos pela biosfera, o que faz com que seus valores não sejam capturados automaticamente pelo sistema de preços. Em função disso, a EAN os trata como externalidades (falhas de mercado) que impedem a obtenção do ótimo pareteano.

O capital produzido também tem seus fatores de fundo, como as máquinas, força de trabalho e “terra ricardiana”, que prestam serviços à transformação econômica, mas não são incorporadas ao produto final. Já os fatores de fundo do capital natural são de difícil – e na maioria das vezes, impossível – substituição por fatores do capital humanamente produzido em larga escala. Isto decorre do fato de que os primeiros dependem das complexidades inerentes ao funcionamento dos ecossistemas para serem gerados, desde que sua resiliência seja respeitada, pois esta é responsável por manter a estabilidade. Há também grande incerteza sobre o funcionamento de vários de seus componentes, não sendo prudente que sejam explorados ao ponto de gerarem ruputras que geralmente são irreversíveis (AMAZONAS, 2002; MUELLER, 2007).

A partir desta argumentação, conclui-se que a visão da sustentabilidade forte – de que ao invés de substitutos, os capitais natural e produzido são complementares – é mais apropriada cientificamente. Esta visão enfatiza a necessidade de conservação do capital natural e respeito à sua capacidade de suporte e resiliência, com especial ênfase aos serviços ecossistêmico, já que estes são absolutamente essenciais para o funcionamento do sistema econômico e para a vida na Terra. Também não é prudente pressionar a resiliência do ecossistema global acreditando que futuramente o desenvolvimento tecnológico será capaz de suprir as funções por ele desempenhadas. Nas palavras de Mueller (2007, p.215),

“Se a expansão da escala da economia mundial ameaçar produzir danos irreversíveis sobre componentes básicos do fundo de serviços naturais, se seu potencial de prestação desses serviços for irreparavelmente danificado, a sustentabilidade dessa expansão de escala simplesmente não existe. Se os serviços desses componentes forem fundamentais, uma vez irreversivelmente danificados os fundos de prestação de tais serviços, eles tendem a não poder ser substituídos nem pelo capital produzido, nem por outros fundos de serviços. Com isso, fica prejudicada a expansão sustentável do sistema econômico; e se a humanidade insistir nela, o próprio funcionamento do sistema pode vir a ser prejudicado.”

Por fim, a EE se preocupa, fundamentalmente, com o conceito de sustentabilidade, desde que atenda a três aspectos basilares: ambiental, social e econômico (DALY ; FARLEY, 2010; DALY, 2005; FARLEY, 2010). Primeiro, é necessário definir, com base em evidências científicas e soluções socialmente acordadas, a escala ecologicamente sustentável. Como foi

visto, a visão pré-analítica da EE admite que o sistema econômico está contido e é sustentado por um sistema maior finito, o que impossibilita o crescimento exponencial e contínuo da produção econômica.

Segundo, as dotações de direitos dos agentes e os critérios e noções de justiça devem ser construídos e definidos de forma equitativa, de maneira que a pluralidade de contextos ambientais, sociais e econômicos seja respeitada e as decisões públicas sejam legitimamente reconhecidas pelos *stakeholders*. Por exemplo, sem ter o suficiente para comer, populações miseráveis irão sacrificar a um futuro sustentável para se alimentar, enquanto que os mais ricos consomem mais do que sua “fatia justa” de recursos limitados do planeta.

Terceiro, deve-se propiciar um ambiente institucional e incentivos econômicos apropriados para que os mercados aloquem eficientemente os recursos dentro dos parâmetros previamente definidos (escala ecológica sustentável e distribuição social justa). Reconhece-se que o mercado, desde que regulado e monitorado por agentes e instituições apropriadamente empoderados, pode cumprir papel importante nesta etapa.

2.2.2 Principais contribuições dos fundadores da Economia Ecológica

Tanto Boulding quanto Georgescu-Roegen focam a discussão sobre a escassez de fontes disponíveis de recursos ambientais – em especial, energéticos – para a manutenção do desenvolvimento econômico da humanidade. Ambos apontam para a crescente escassez de energia acessível de baixa entropia, estocada na forma de capital energético, visão esta que ganhou proeminência dado, por exemplo, o contexto de crise do petróleo na década de 1970.

Pode-se dizer que o trabalho inaugural para a conformação da EE foi o texto “*The economics of the comming spaceship earth*”, de Kenneth Boulding, de 1966. Parte-se de uma perspectiva evolucionária da humanidade frente ao sistema biofísico com o qual se relaciona. Nas palavras de Amazonas (2002, p.199), “o autor estabelece um marco para o conjunto dos autores que se sucederam e para a conformação posterior da EE, uma vez que ali já delineia de forma articulada o conjunto de questões que conformaram a agenda”. Neste trabalho, Boulding chama atenção para a necessidade de deixar de lado

“a economia do *cowboy* – economia da fronteira, que não acredita em limitações de recursos naturais – em favor da economia do *astronauta* – que reconhece como absolutamente prioritário, para assegurar a sobrevivência da “espaçonave Terra”, um manejo prudente de recursos naturais.” (MUELLER, 2007, p.498-499).

Assim, tem-se o mundo como uma “nave espacial”, que é um sistema fechado em termos materiais e aberto para entradas e saídas líquidas e energia. Enquanto que na “economia do *cowboy*” o homem busca aumentar seu bem-estar por meio do crescimento do consumo material, na “economia do astronauta” o sistema econômico é visto como um sistema circular autorenovável em termos materiais, que necessita ser alimentado energeticamente para funcionar. Como se desenvolve dentro de um sistema biofísico limitado, o bem-estar não pode estar baseado neste tipo de crescimento (AMAZONAS, 2002).

Boulding recorreu à utilização do conceito de entropia para a análise da relação economia-ecossistema global, mas numa conceituação menos precisa: de “entropia como perda de potencial” (MUELLER, 2007, p.499). Desta forma, a evolução futura da sociedade seria determinada por sua capacidade de reduzir a perda de potencial gerada pelos processos econômicos, e, por outro lado, por sua eficiência em recriar potencial. Boulding adota uma postura esperançosa de que há a possibilidade de recriação de potencial – princípio da autopoesie –, diferentemente do que a Segunda Lei da Termodinâmica entende por processo unidirecional e irreversível de aumento de entropia nos sistemas, que posteriormente será defendido por Georgescu-Roegen em toda sua obra.

O autor também é bastante lembrado por alertar que não é missão da humanidade salvar a Terra, pois esta está fadada a ter um fim, com a morte do Sol. Não obstante a isto, a forma como o sistema econômico tem evoluído no pós-Revolução Industrial não é sustentável, não tendo como fugir do esgotamento dos recursos do capital energético passível de ser utilizado; e isto funciona como uma pressão seletiva no seu processo de evolução. Seria necessário, portanto, que os recursos escassos e finitos de baixa entropia passassem a ser manejados com prudência, redirecionando a evolução no sentido da sustentabilidade.

Em suma, vê-se que Boulding tem uma visão esperançosa de que, apesar do sistema econômico aumentar a entropia do sistema, a sustentabilidade seria possível por meio da recriação de potencial que vai esgotando. No entanto, o autor argumenta que o princípio da autopoesie pressupõe a passagem de um período de tempo que pode ser muito longo. Logo, há a possibilidade de que quando a Humanidade descobrir uma forma de recriar este potencial energético, a degradação entrópica – causada pelo uso perdulário de fontes de baixa entropia – seja tamanha que tal recriação não faça mais sentido (CECHIN, 2008; MUELLER, 2007).

Por sua vez, Nicolas Georgescu-Roegen também parte de uma perspectiva evolucionista para analisar o funcionamento do sistema econômico frente à escassez de fontes energéticas para seu abastecimento (CECHIN; VEIGA, 2010). Ademais, ele é extremamente

pessimista em suas conclusões sobre a possibilidade de sustentabilidade ambiental (AMAZONAS, 2002; MUELLER, 2007). O autor, focando sua análise – como já foi exposto no tópico anterior – na atuação das leis da termodinâmica sobre a relação sistema econômico-ecossistema global, demonstra que as tecnologias que são desenvolvidas pela sociedade tendem a consumir cada vez mais energia e matéria de baixa entropia. Tais tecnologias aumentam o poder exossomático da espécie humana, degradando de forma irreversível o capital natural existente (AMAZONAS, 2002).

Esta entropia é invariavelmente despejada no ecossistema global, comprometendo a capacidade do meio ambiente e tornando-o mais frágil frente aos impactos das atividades econômicas. É importante ressaltar que Georgescu-Roegen defende que a Lei da Entropia também se aplica à matéria, pois esta, sendo constantemente degradada, só é possível de ser reordenada com o aumento de entropia no sistema total³¹. Assim, não existe a reciclagem material integral, e nem é possível a recriação de potencial energético a partir de energia de alta entropia. Portanto, não deve-se tratar o funcionamento da economia apenas como um “fluxo circular” e autoalimentado de moeda, mas é necessário considerar, ao mesmo tempo, o fluxo físico unidirecional que ocorre na dimensão real (da produção e do consumo).

Georgescu-Roegen centra sua preocupação na diminuição crescente do estoque de capital energético disponível para realização dos processos econômicos, mostrando que não há indicativos de que uma nova tecnologia “prometeana”³² está em vias de substituir a economia movida por hidrocarbonetos fósseis. De acordo com o autor, dada a natureza entrópica do processo econômico, sob a ótica estrita da física, seu funcionamento parece não fazer sentido. Para ele, o verdadeiro produto do processo econômico não é um fluxo material de rejeitos, mas um fluxo imaterial: o desfrute da vida, que pode ser derivado deste processo (MUELLER, 2007, p.203-204).

Georgescu-Roegen (1971) destaca que duas tecnologias revolucionaram a forma como os seres humanos e suas organizações econômicas lidavam com os limites energéticos impostos pelo meio ambiente. A primeira foi o advento do controle do fogo (“*Prometheus I*”), que possibilitou à humanidade acelerar os processos de produção por meio da conversão da energia contida na biomassa em calor – que substitui força muscular com maior

³¹ Esta suposição, posteriormente, foi considerada por autores da EE como um equívoco cometido por Georgescu-Roegen.

³² Mueller (2007, p.502) define tecnologia “prometeana” como aquela que cumpre a condição crucial de “gerar fluxos líquidos positivos de energia e de matéria para abastecer outros setores”, “repassando o excedente às demais tecnologias da matriz”.

produtividade, o que permitiu, por exemplo, o desenvolvimento de forjas para fabricação de instrumentos de trabalho e de guerra e a fabricação da cerâmica.

Quando as florestas em vários lugares na Europa (como na Inglaterra) já se tornavam escassas, o desenvolvimento da máquina a vapor (“*Prometheus II*”) permitiu a conversão do capital energético acumulado no subsolo (por exemplo, carvão mineral, petróleo e gás natural), em energia cinética para movimentação das máquinas, o que tem elevado exponencialmente a escala de produção econômica (MUELLER, 2007).

Por meio desta explanação, vê-se que estes adventos tecnológicos resultaram em uma degradação cada vez maior de energia e matéria de baixa entropia, acelerando a depleção da base de suporte do sistema econômico. Georgescu-Roegen mostrava-se especialmente preocupado com a crescente depleção do capital energético de combustíveis fósseis, que, segundo ele, conduziria a espécie humana a uma nova crise energética e a uma busca incansável por baixa entropia. Assim, dado o caráter de aceleração do processo entrópico do ecossistema global, é impossível que o sistema econômico seja sustentável no manejo do capital natural. Apenas um *Prometheus III* poderia atenuar o peso da crescente escassez imposta pela Lei da Entropia, mas nunca reverter sua lógica de funcionamento.

2.2.3 Contribuições mais recentes da Economia Ecológica

Herman Daly, um dos principais discípulos de Geogescu-Roegen, tem seu principal problema de análise na determinação da escala sustentável para o funcionamento do sistema econômico, o que implica na visão otimista de que seria possível determinar um tamanho ótimo para que o funcionamento deste não extrapole os limites da capacidade de suporte da biosfera.

Segundo Amazonas (2002, p.211), “o trabalho de Herman Daly caracteriza-se fortemente por uma ênfase na inconsistência entre o *crescimento* econômico e a realidade ambiental e energética, o que faz deste autor um dos críticos mais ferrenhos ao crescimento econômico”. O autor se preocupa principalmente com o transumo crescente requerido pelo crescimento econômico acelerado (principalmente no pós II Guerra Mundial) e o impacto disso na capacidade do meio ambiente em fornecer baixa entropia e receber alta entropia.

Daly (1968) entende o sistema econômico funcionando como um sistema vivo, com um metabolismo próprio, que é sustentado pela entrada de energia e matéria de baixa entropia, e tem como *output* material – após processos de produção e consumo – o rejeito, que

funciona com o propósito de aumentar o bem-estar dos indivíduos. O autor também destaca a economia como um subsistema do sistema ecológico, que é a base para o seu funcionamento (sendo sua fonte de recursos, seu espaço de funcionamento e sua “pia” para disposição de rejeitos).

Segundo Daly, o crescimento escalar da economia traz benefícios – na forma de aumento de bem-estar através do desfrute de bens materiais –, mas, ao mesmo tempo, implica em um custo ambiental (ou seja, uma espécie de custo de oportunidade da expansão do sistema econômico) em função da degradação gerada pelo aumento da entropia do ecossistema global. Derivado disto, o autor defende a necessidade de encontrar o ponto em que o benefício marginal e o custo marginal do crescimento escalar da economia se igualam, pois somente neste ponto é possível maximizar o desenvolvimento das possibilidades de produção e consumo sem ameaçar a resiliência de cada ecossistema. Este ponto define a escala macroeconômica ótima do sistema econômico. A partir deste ponto, a insistência no crescimento escalar da economia traz maiores custos marginais do que benefícios, o que caracteriza, portanto, um crescimento “deseconômico”, pois não atinge aos interesses de geração de bem-estar e satisfação para a sociedade de maneira ambientalmente sustentável.

Faz-se oportuno expor a didática exposição de Amazonas (2002, p.213-2014) para o entendimento das contribuições de Daly. Segundo este autor,

“Daly propõe não uma economia ‘estancada’, aquela em que ‘nada aconteça’, mas sim uma economia que se define por: uma *população constante*, em um nível populacional que possa desfrutar o bem-estar de maneira sustentável no longo prazo; um estoque de artefatos ou *capital constante* (que o autor também chama por ‘capital exossomático ou extensões do corpo humano’); um *throughput* de matéria e energia que se mantenha no nível mais baixo possível para a manutenção dos dois primeiros itens constantes.

Três seriam assim, para Daly, as variáveis sistêmicas chaves: em uma ponta, o *throughput*; como variável intermediária, o *estoque* ou capital; na outra ponta, o ‘*serviço*’ final ao homem (a ‘renda psíquica’ ou ‘fluxo psíquico’). Segundo Daly, os serviços são os benefícios finais líquidos do processo, o *throughput* os custos líquidos, e os estoques as variáveis intermediárias de interação entre estes fluxos de benefícios e custos. A uma SSE [economia em estado estacionário] caberia então: estabelecer um nível de estoque suficiente para promover o bem-estar de maneira sustentável no longo prazo; maximizar o serviço, dado o estoque constante; minimizar o *throughput*, sendo o estoque constante”.

Objetiva-se, portanto, aumentar a relação “serviços/transumo”, através do aumento da eficiência na geração de serviços a partir de um mesmo estoque de capital, e de manutenção de um mesmo estoque de *throughput*, a um nível que não comprometa a resiliência do ecossistema global. Portanto, numa economia em estado estável, o desenvolvimento se dá qualitativamente, e não quantitativamente: busca-se diminuir ou controlar o efeito antrópico através da minimização do transumo.

Na EE, a importância da justiça distributiva e da conservação da “saúde” dos ecossistemas antecede a preocupação com a alocação eficiente dos recursos econômicos, o que é essencial na promoção de políticas. Segundo Daly (1993, p.22),

The way to get prices to reflect the values of just distribution and sustainable scale is to impose quantitative restrictions on the market that limit the degree of inequality in distribution of income and wealth to a just range; and that limit the scale of physical throughput from and back to nature to a sustainable volume. These imposed macro scale limits reflect the social values of justice and sustainability, which are not personal tastes and cannot be reflected in the market by individualistic actions.

Segundo Daly (*apud* Victor, 2010), um conjunto útil de princípios que podem ser utilizados para a limitação do uso de recursos finitos da biosfera inclui: a exploração de recursos renováveis não pode exceder a sua taxa de regeneração; a taxa de extração de recursos não renováveis não pode exceder a taxa de criação de substitutos renováveis; e que a taxa de emissão de poluentes não pode exceder a capacidade dos ecossistemas os assimilarem.

A noção de sustentabilidade deve partir da aceitação da operação real da Segunda Lei da Termodinâmica na relação economia-ecossistemas, pressupondo limites para a expansão biofísica do sistema econômico (DALY, 1991). Tendo em vista que o ecossistema global não cresce; que o sistema econômico reduz a disponibilidade de matéria e energia de baixa entropia; e que o capital natural é apenas marginalmente substituído pelo capital produzido pelo homem; faz-se necessário que políticas públicas sejam desenhadas no sentido de criar limites biofísicos para a expansão do sistema econômico, ou seja, delimitar “*thresholds*” a partir dos quais o crescimento escalar da economia se torna antieconômico e proibitivo (DALY, 2005).

Segundo Daly (2005), isto seria possível de ser institucionalizado através de políticas de “*cap-and-trade*”. Por meio destes mecanismos, os limites de transumo são estabelecidos, e a partir de uma distribuição equitativa de direitos de propriedade, as forças de mercado atuam. Há flexibilidade suficiente para que os agentes econômicos alocam melhor os recursos, por meio de negociações de seus direitos de consumo dos recursos naturais e de eliminação de resíduos. Estas políticas ajustariam, entre outras variáveis: a durabilidade e qualidade dos produtos; o mito do crescimento econômico; a irracionalidade do sistema financeiro; as políticas comerciais; o sistema tributário; problemas de emprego; e a geração de bem-estar, medido pela felicidade dos indivíduos.

Por fim, destaca-se que, recentemente, a discussão da EE também tem abrangido temas debatidos no âmbito da economia industrial. Ayres (*apud* MUELLER, 2007, p.514) trabalha com a noção de metabolismo industrial:

“O sistema econômico é visto como um organismo que emprega energia de baixa entropia para processar materiais ordenados, gerando manifestações interiores e exteriores de vida. Ou seja, ‘o metabolismo industrial compreende todas as transformações de matéria e energia que tornam possível ao sistema econômico funcionar, isto é, produzir’ (AYRES ; SIMONIS, 1994, p. xi)”.

Esta analogia destaca que o metabolismo industrial expele para a biosfera rejeitos que a intoxicam e podem desestabilizar seus ciclos naturais (de nutrientes, por exemplo), comprometendo sua capacidade de neutralizar as emanações tóxicas.

Já Holling *et al.* (1995) destacam a importância da biodiversidade para a manutenção da resiliência do ecossistema global, visto que ela possibilita a variabilidade necessária para suportar as pressões seletivas derivadas do aumento de entropia das atividades econômicas. De acordo com Mueller (2007, p.523), “suspeita-se que, se a destruição da biodiversidade for ampla e generalizada, a resiliência do ecossistema global também poderá ser afetada de forma crítica, provocando sua desestabilização. E esta pode ter consequências dramáticas para a Humanidade”.

Entendendo que o ecossistema global é um sistema não linear e auto-organizado em um estado de “quase equilíbrio”, a diminuição da biodiversidade, ao desestabilizar a resiliência ecossistêmica, aumenta sua vulnerabilidade a impactos externos (desde ações antropogênicas à catástrofes naturais). Deste modo, ao ser pressionado por estes impactos, o sistema pode migrar de um estado de quase-equilíbrio a outro, com biodiversidade mais pobre e, muitas vezes, com características piores para o interesse econômico e, potencialmente, para a própria manutenção da vida humana.

Percebe-se a mudança gradativa de foco das contribuições da EE. Inicialmente, com Boulding e Georgescu-Roegen, a análise estava mais concentrada nos efeitos catastróficos da crescente escassez de recursos naturais para abastecimento do processo econômico. Nas últimas abordagens, a preocupação maior passou a ser a sustentabilidade do fluxo de matéria e energia, o depósito de rejeitos tóxicos para os ecossistemas e a desestabilização que tais impactos podem desencadear por meio da perda de biodiversidade. Independente da ênfase adotada, as premissas fundamentais do pensamento econômico-ecológico permitem um tratamento mais concreto e menos sofista das relações entre sistema econômico e meio ambiente.

Notas Conclusivas

Este capítulo apresentou uma revisão bibliográfica de trabalhos-chave para as escolas institucionalistas e econômico-ecológicas. De maneira específica, o conteúdo deste capítulo serve como base para a sustentação da hipótese de que as abordagens da Economia Ecológica e Institucionalista são úteis e necessárias para o debate sobre PSA. Foi possível formalizar uma síntese de ambas as abordagens teóricas com o objetivo final de que elas auxiliem na ampliação e adequação à realidade do conceito de PSA. Portanto, este capítulo compõe, juntamente com o capítulo 1, o embasamento teórico para a discussão e comparação dos estudos de caso selecionados para o trabalho.

O capítulo 3 a seguir traz a discussão de algumas experiências de PSA amplamente reconhecidas em nível internacional, quais sejam: o caso da marca de água Vittel (França), a experiência da bacia hidrográfica de Catskill-Delaware (Estados Unidos da América) e o *Programa Pagos por Servicios Ambientales* (Costa Rica). Foram selecionadas experiências mais voltadas à oferta de serviços ecossistêmicos hidrológicos, com remuneração a produtores rurais que prestarem alguns serviços ambientais enfocados.

CAPÍTULO 3 – PSA NA PRÁTICA: ANÁLISE DE EXPERIÊNCIAS INTERNACIONAIS SELECIONADAS

Introdução

Após serem discutidos os aspectos teóricos da Economia Ambiental Neoclássica, da Economia Institucionalista e da Economia Ecológica, faz-se necessário o exame de experiências práticas dos mecanismos de PSA como meio de se averiguar se a sua teorização tradicional é capaz de sustentar a análise prática. Este capítulo busca apresentar as similaridades e divergências que a realidade de implantação de políticas públicas e negociações privadas impõem comparativamente ao conceito tradicional de PSA. A partir desta análise, tornar-se-á possível a identificação de pontos fortes e fracos da conceituação e implantação destes mecanismos, provendo assim insumos para uma nova abordagem que se adeque melhor às experiências reais (o que será realizado no capítulo 5).

Em primeiro lugar, são analisados dois casos de experiências de PSA que se adequam bastante ao conceito “*coaseano*”, quais sejam: o caso da marca de água mineral Vittel, na França, e do sistema da bacia hidrográfica de Catskill-Delaware, no estado de Nova York, Estados Unidos da América. Em ambos os casos, os serviços hidrológicos de purificação da água ofertados pelos ecossistemas locais são essenciais para a oferta de água de alta qualidade para consumo humano, sendo determinantes para a viabilidade dos negócios em questão. De acordo com esta constatação, foram desenvolvidos incentivos econômicos na forma de pagamentos por serviços ambientais aos produtores rurais destas bacias hidrográficas, de acordo com mudanças nas formas de uso da terra e equalização dos problemas causados pela poluição difusa. Como estes acordos foram estabelecidos por meio de processos de negociação visando vantagens mútuas, eles assemelham-se às chamadas negociações *coaseanas*.

Em seguida, analisa-se o programa do governo costarriquenho *Pagos por Servicios Ambientales (PPSA)*, considerado como o pioneiro e mais bem-sucedido caso de PSA. Este programa, fruto de um longo processo de aperfeiçoamento institucional, foi instituído por meio de uma lei federal após serem proibidos novos desmatamentos de vegetação nativa em todo o país. Neste sentido, o programa é visto por muitos autores como um incentivo econômico para a adequação dos imóveis rurais à legislação nacional.

3.1 PSA hidrológico “coaseano”: os casos de Vittel (França) e Catskill (EUA)

De acordo com Postel e Thompson (2005), uma bacia hidrográfica é uma área de terra que drena os recursos hídricos para uma fonte de água comum, conectando e contendo ecossistemas terrestres, de água doce e costeiros. Assim, oferta grande variedade de serviços ecossistêmicos valiosos – por exemplo, a retenção e purificação da água, e o controle do processo de erosão dos solos (quadro 3.1). No entanto, os mercados convencionais falham na valorização destes serviços ou os valoram apenas de forma parcial.

Quadro 3.1: Bens e serviços ecossistêmicos ofertados por bacias hidrográficas saudáveis

Provisão de água para usos da agricultura, indústria e doméstico;
Filtração/purificação da água;
Regulação do fluxo;
Controle de enchentes;
Controle de erosão dos solos e sedimentação de cursos d’água;
Proteção e manutenção de pesqueiros;
Madeira e outros produtos florestais;
Turismo/recreação;
Habitat para preservação da biodiversidade;
Contemplação cênica;
Estabilização climática;
Valores culturais, religioso, inspiracionais.

Fonte: Postel e Thompson (2005, p.98).

Esta falha no reconhecimento de seu real valor leva à crescente escassez de serviços hidrológicos frente à sua crescente quantidade demandada. Mudanças de uso do solo – por exemplo, por meio da conversão de florestas em plantações ou pastos, e de usos agrícolas para assentamentos urbanos – diminuem a habilidade de uma bacia hidrográfica desempenhar seu papel ecológico (POSTEL ; THOMPSON, 2005). Ao mesmo tempo, os custos econômicos da perda destes serviços são cada vez mais significativos, quando se analisa os riscos à saúde humana derivados de água de baixa qualidade, maiores custos de filtração e purificação

artificial para abastecimento público e uso industrial, e elevação dos custos de manutenção e diminuição da vida útil das barragens de usinas hidrelétricas.

As florestas desempenham importantes funções para a oferta dos serviços hidrológicos. De acordo com Veiga e Gavaldão (2011, p.129), elas

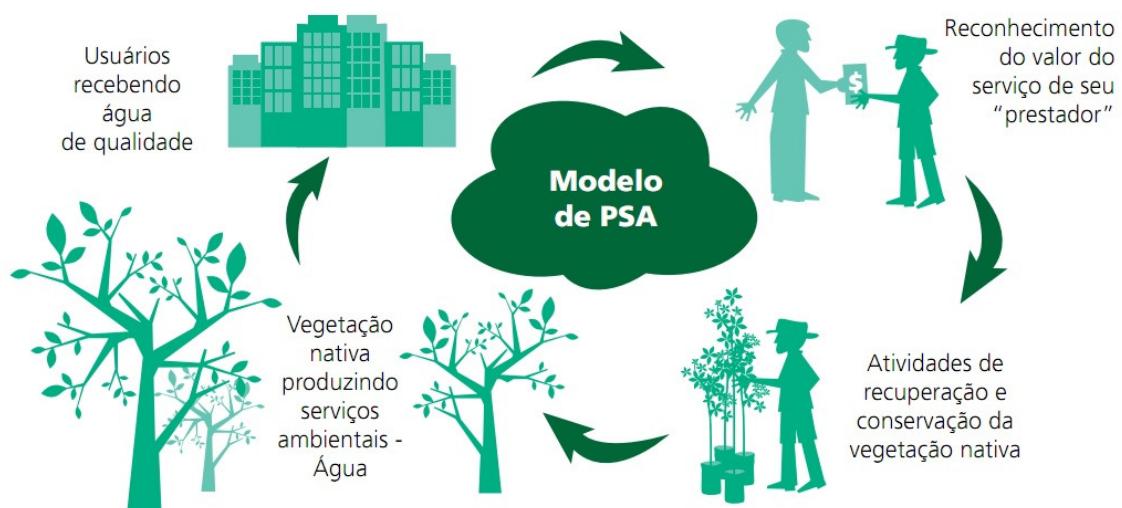
“protegem os solos contra a erosão, favorecem a infiltração, reduzindo o escorramento superficial e garantindo a recarga dos mananciais e aquíferos, assim como ajudam a regular a vazão entre as épocas das cheias e da seca. As florestas, especialmente as matas ciliares, filtram poluentes químicos e produzem condições favoráveis para a biodiversidade aquática. Para além dos benefícios relacionados aos recursos hídricos, as florestas são fundamentais para a conservação da biodiversidade e para a regulação climática do planeta”.

Outro ponto importante para proteção destes serviços ecossistêmicos é a implantação de práticas mecânicas e saneamento básico adequados nas propriedades rurais. Formação de curvas de nível e implantação de fossas sépticas modernas são, respectivamente, exemplos destas ações ambientalmente “amigáveis”.

Nos esquemas de PSA hidrológicos, os proprietários rurais que adotam práticas agrícolas adequadas e bom saneamento de suas propriedades, ou que preservam áreas de cobertura florestal em mananciais são recompensados por estas ações por meio de incentivos financeiros e/ou apoio técnico. A figura 3.1 mostra um exemplo em que o produtor rural é recompensado pelo serviço ambiental de preservação de vegetação nativa, que propicia a oferta de serviços ecossistêmicos relacionados à água. Assim, as externalidades positivas – por exemplo, a melhor qualidade da água e abundância de sua oferta – que são captadas pelos consumidores dos recursos hídricos são parcialmente internalizadas (seja por empresas de abastecimento urbano, de saneamento, centrais hidrelétricas, empresas privadas intensivas em água, ou mesmo os consumidores individuais).

Partindo para a análise das experiências, um dos casos mais discutidos de oportunidade de negociação privada de SAs é o caso do programa de proteção de serviços ambientais hidrológicos instituído pela Nestlé, para produção utilizando a marca de água mineral Vittel. Outro famoso exemplo é o da bacia hidrográfica de Catskill, nos Estados Unidos da América.

Figura 3.1: Modelo de Pagamentos por Serviços Ambientais Hidrológicos



Fonte: Veiga e Gavaldão (2012, p.129).

3.1.1 Vittel, França³³

A Nestlé Waters, departamento da Nestlé Corp. responsável por suas marcas de água mineral engarrafadas, possui tais marcas ligadas a determinadas nascentes d'água específicas. A água mineral Vittel provém de dois grandes aquíferos localizados nas bases do conjunto de Montanhas Vosgues, no nordeste da França. A legislação nacional impõe padrões bastante rígidos às empresas no que tange à qualidade d'água, não permitindo que elas pratiquem qualquer tipo de tratamento (filtração, purificação), ou seja, a água mineral engarrafada deve ser captada da forma como surge nas nascentes (PERROT-MAÎTRE, 2006). Portanto, qualquer perda de qualidade da água afeta de modo central o funcionamento do negócio, já que há o risco do negócio, ou seja, o risco de perda do rótulo “Vittel”, responsável por agregar um grande bônus de preço ao produto e que é restrito à água extraída estritamente desta localidade, não havendo substituto aceitável.

Desde a década de 1970, os produtores rurais que estão situados nas terras que compõem o território destes aquíferos investiram em técnicas produtivas mais intensivas em insumos agrícolas (tais como defensivos e fertilizantes), e na intensificação produtiva da pecuária, visando aumentar a rentabilidade das terras. No entanto, em fins dos anos 1980, este

³³ Baseado em Désprés *et al.* (2005), Wunder *et al.* (2008) e Perrot-Maître (2006, 2010).

cenário passou a preocupar a Vittel, pois as projeções sobre a concentração de nitratos da água subterrânea ameaçavam a continuidade do negócio. Tais poluentes eram provenientes de fontes de poluição não pontuais, derivadas de várias propriedades rurais que tinham como principais atividades econômicas a pecuária leiteira intensiva e o cultivo de milho intensivo em insumos para produção de alimentação animal.

O alto nível de fertilizantes nitratados utilizados e o acúmulo excessivo e gestão precária dos resíduos animais levaram a um aumento do risco de contaminação por nitrato além dos níveis aceitáveis sob o rótulo Vittel. A legislação francesa (FRANÇA, 1992) determina que a taxa máxima de nitrato permitida é de 15 e 50 miligramas por litro para água mineral e de uso doméstico, respectivamente. Já para levar o rótulo Vittel, não pode haver mais de 4,5 miligramas de nitratos por litro água, além do que não pode haver a ocorrência de pesticidas.

Vê-se que o funcionamento da empresa é totalmente dependente do serviço ecossistêmico hidrológico de purificação da água, que só pode ser obtido de forma a atender os padrões impostos pela legislação francesa com a gestão ambiental apropriada das áreas rurais que ficam situadas neste perímetro. Ou seja, se não houvesse mudança nos padrões de uso da terra por parte daqueles produtores rurais, o negócio da Nestlé Waters estava fadado ao fracasso em alguns anos. Esse serviço era, para ambas as partes, considerado como externalidade, pois são prestados como resíduos das variadas alternativas de uso da terra, e são apenas marginalmente beneficiados por eles, enquanto que a Vittel, que está “a jusante”, derivava grande valor econômico a nenhum custo.

A partir do momento que as condições adequadas para a Vittel foram se degradando, seu negócio passou a ser ameaçado pela externalidade negativa da poluição, que significava um custo futuro enorme que impossibilitaria a continuidade do negócio. Por outro lado, a poluição era inevitável para o sistema de produção vigente na agricultura local, e os produtores ali residentes não sofriam os impactos dos custos do aumento da concentração de nitratos.

Segundo Désprés *et al.* (2005), a Nestlé Waters considerou cinco alternativas para assegurar a qualidade da água para os próximos 50 anos: i) não tomar nenhum tipo de ação; ii) realocar-se para uma nova fonte de captação em que os riscos são baixos; iii) comprar todas as terras na bacia hidrográfica da fonte; iv) requerer que os produtores mudassem suas práticas através da ação legal; e v) prover incentivos aos produtores a mudarem

voluntariamente suas práticas. O quadro 3.2 abaixo dispõe a viabilidade de cada uma destas opções.

Quadro 3.2: Opções consideradas para proteção das nascentes

Opções	Viabilidade
Não tomar nenhum tipo de ação	Muito custoso e arriscado já que mudanças nas características da água podem implicar a derrocada do negócio
Realocar-se a uma nova fonte de captação em que os riscos são baixos	Implicaria na perda do rótulo “Vittel” e no prêmio de preço que provém dele.
Comprar todas as terras na bacia hidrográfica da fonte	Inviável. A legislação francesa não permite venda de terras agrícolas para propósitos não agrícolas e a Vittel não teria a capacidade de gerir todas as terras. Protestos sociais também seriam prováveis se muita terra é vendida a não produtores.
Uso da ação legal para assegurar a mudança de práticas por parte dos produtores	Não há razão para impor estas mudanças aos produtores. Legitimidade da ação legal altamente questionável porque não há caso nenhum (níveis de nitrato ainda estão em níveis aceitáveis) e porque não é tecnicamente possível atribuir responsabilidade de produtores individuais. Transformar voluntariamente terra agrícola em pastagens julgado inviável por produtores e rejeitado.
Ofertar incentivos para produtores a mudarem voluntariamente suas práticas	<i>Única alternativa restante. O desafio é fazer os interesses da Vittel e dos produtores rurais coincidirem de modo que é de interesse dos últimos cooperarem.</i>

Fonte: Perrot-Maitrê (2006, p.10).

Tal como está explícito no quadro acima, o contexto permitiria encontrar uma solução “coaseana” caso fosse alcançado um acordo que beneficiasse ambas as partes, por meio de um processo de negociação voluntária e com estabelecimento de direitos de propriedade previstos em contrato. Já que não havia outra alternativa, tal acordo foi estabelecido.

Em um primeiro instante, houve resistência substancial por parte da comunidade rural e somente após 10 anos de negociações a Vittel conseguiu transformar o conflito em uma parceria de sucesso, convencendo todos os produtores a ativamente se engajarem nas mudanças propostas. Este longo período se deveu essencialmente à heterogeneidade de situações das propriedades e à dificuldade de alcançar um acordo sobre como valorar o custo das mudanças e o tamanho das compensações. Isto demonstra que mesmo em um contexto “local”, os custos de transação envolvidos são enormes, dificultando a implantação de um instrumento puramente mercadológico.

A empresa adotou abordagem proativa, investindo US\$ 24,5 milhões em um projeto de 7 anos de duração para apoiar a transição de práticas de produção rural intensivas

espacialmente para práticas extensivas, com menor concentração de fertilizantes e de gado por área. Mas, o desafio prático para a implantação do mecanismo era o de como fazer com que os interesses dos produtores rurais coincidissesem com os da Vittel.

Antes de lançar o esquema, uma companhia subsidiária da Vittel, juntamente com o apoio do Instituto Agronômico Nacional Francês (INRA), que tinha experiência em desenvolver pesquisas com a agricultura local, desenvolveu pesquisa histórica, sociológica, agronômica e cultural sobre a produção rural a fim entender realmente o perfil do produtor daquela localidade, seu comportamento e as oportunidades de negociação que poderia haver. Objetivava-se avaliar mecanismos de incentivos possíveis e ligações entre as práticas agrícolas e a qualidade da água, estabelecendo um *baseline* para implantação de incentivos.

A partir desta pesquisa, identificou-se um conjunto de requerimentos necessários para manter taxas reduzidas de contaminação por nitrato e um nível zero de pesticidas, sem os quais haveria pioras contínuas da qualidade da água. Por exemplo, seria necessário o abandono do cultivo de milho para alimentação animal, adoção de pecuária extensiva (inclusive com manejo/rotação de pastos), abandono do uso de agroquímicos (como a substituição de fertilizantes químicos por estrume compostado e banimento do uso de pesticidas), além de compostagem de resíduos animais com aplicação otimizada nos campos, dentre outras medidas. No lugar da utilização destes insumos químicos, práticas agroecológicas foram incentivadas. Como exemplo, joaninhas foram introduzidas para controlar naturalmente as populações de pulgões, e a utilização de aves de rapina para limitar a população de ratos, cuja presença atrapalhava a produção de forragem.

Um ponto de essencial importância foi a criação por parte da Vittel, em 1992, da Agrivair, um organismo que atuaria como intermediário nas negociações entre a empresa e os produtores rurais, e na implantação do programa, oferecendo, inclusive, assistência técnica para os últimos. A Agrivair foi estrategicamente localizada na zona rural, próxima aos produtores rurais e suas associações, e seu diretor era bem conhecido por todos naquela área. Esta relação foi essencial para a construção de confiança entre os *stakeholders*, uma vez que possibilitou o alcance de um acordo voluntário mutuamente benéfico entre as partes, além do que também auxiliou para diminuição dos custos de transação. Destaca-se que, mesmo em um uma experiência local, foi preciso de órgão externo (Agrivair) para minimizar os custos de transação. Esta atitude por parte da empresa mostra que um mercado não se cria artificialmente, pois são necessárias instituições para viabilizar as negociações.

O diretor era bem conhecido pelos produtores e *stakeholders* locais, e este fato, juntamente com a própria instituição da Agrivair, assegurou continuidade entre o desenho e a implementação do projeto e, também, para a comunicação dos resultados científicos aos produtores. Posteriormente, a Nestlé Waters utilizou abordagem similar com nascentes que servem às marcas Perrier e Contex, também na França. O quadro 3.3 abaixo mostra como foram estabelecidas as obrigações de ambas as partes após o estabelecimento do acordo.

Quadro 3.3: Principais obrigações assumidas pelos produtores rurais e pela Vittel

Produtores rurais	Vittel
Eliminar plantações de milho.	Segurança a longo prazo por meio de contratos de 18 a 30 anos.
Banimento de pesticidas.	Abolição de débito ligado a aquisição de terras, e aquisição de terras pela Vittel deixada em usufruto por até 30 anos.
Fertilização de nitrogênio por esterco compostado (uma contribuição de nitrogênio adicional menor do que 30 unidades por hectare é tolerada).	<i>Compensação de, em média, €200/ha/ano durante 5 anos. O montante exato é negociado com cada produtor. Os subsídios se justificam, principalmente, por serem fonte segura de fluxo de renda durante o período de transição para as novas práticas agrícolas.</i>
Compostagem de todo dejeto de origem animal.	<i>Investimento em equipamento de até €150.000 por fazenda (materiais para fabricação de feno, celeiro de secagem, construções, etc.).</i>
Limitação de uma cabeça de gado por hectare de área de pastagem e balanceamento da alimentação animal.	Oferta e uso gratuito de tratamento e de mão de obra para aplicação de compostos nos lotes de produção de modo a superar o gargalo de trabalho e assegurar o emprego de quantidades ótimas por unidade de espaço.
Asseguramento de que as construções rurais estão de acordo com os padrões impostos pela a Agrivair.	Assistência técnica gratuita, inclusive planos anuais individuais e introdução de novas redes sociais e profissionais (para assegurar a viabilidade de mudanças de práticas agrícolas).

Fonte: Adaptado de Déprés *et al.* (2005) e Perrot-Maitrê (2006).

A respeito da distribuição do poder de barganha na negociação, os produtores rurais situados naquela localidade possuíam forte posição, pois conheciam o fato de deter poder de monopólio porque suas propriedades eram ativos altamente específicos, insubstituíveis e vitais para o negócio da Vittel. Houve, assim, comportamento oportunista (que fez aumentar significativamente os custos de transação). Ao mesmo tempo, os produtores também reconheciam a importância da empresa para a localidade, já que era a maior empregadora da região. Entenderam, portanto, que a proteção das nascentes, na realidade, era legítima e traria benefícios mútuos.

Uma realidade dos produtores enfocados para a negociação era de que estavam fortemente em débito (e em muitos casos nem mais possuíam suas terras), como um resultado de aquisição de equipamentos para intensificação dos cultivos, promovida pela Política

Agrícola Comum (PAC) da União Europeia. Sob o acordo final, a propriedade da terra foi retirada dos credores e os produtores foram providos com direitos de uso da terra de longo prazo (de 19 a 30 anos). Por fim, 26 do total de 37 produtores na bacia hidrográfica assumiram contratos de longo prazo com a Vittel, comprometendo-se a continuar produzindo na área. Os demais produtores que não acordaram possuíam pequenas propriedades (menos de 100 ha) e estavam próximos da aposentadoria com baixa probabilidade de sucessão. O quadro 3.4 sumariza os custos e benefícios para ambas as partes envolvidas.

Quadro 3.4: Custos e benefícios do programa de PSA de Vittel.

Agentes	Custos	Benefícios
Produtores rurais	Nenhum custo financeiro direto, mas altos custos de transação: custo de aprender novas práticas e participação na identificação e teste de práticas e sistemas de incentivo, e negociações. Primeiros sete anos: Aquisição de terras: €1,14 milhões. Equipamentos: €3,81 milhões. Compensação financeira: €11,3 milhões. Não inclui custos ligados ao estabelecimento e operação da Agrivair (que é pelo menos parcialmente financiada).	Agricultura garantida a longo prazo (30 anos). Cancelamento de débitos de curto e longo prazo. Terras adicionais.
Vittel-Nestlé Waters		Eliminou-se o risco de negócio (de 1 bilhão de garrafas por ano).

Fonte: Perrot-Maître (2006).

O programa foi finalmente bem sucedido. Em 2004, 1.700 ha de produção de milho já tinham sido eliminados e 92% da sub-bacia já estava protegida. O programa também acelerou a aposentadoria dos produtores marginais os quais venderam suas terras à Agrivair. O número de fazendas diminuiu de 37 para 26, enquanto que os requerimentos adicionais por terra de produção extensiva significou que o tamanho médio da propriedade aumentou para 150 ha.

O mecanismo de PSA implementado oferecia cobertura dos custos iniciais com investimento em equipamentos para mudanças de práticas agrícolas em até €150.000, além de pagamento de, em média, €200,00ha/ano por um período de 5 anos, e de assistência técnica e custos de trabalho agrícola. Estes valores foram suficientes para cobrir os custos de oportunidade da terra para aqueles produtores ali situados. O pagamento é focalizado na qualidade da água, remunerando os produtores por melhores práticas na criação de gado e nos cultivos agrícolas, não existindo qualquer objetivo colateral. Há diferenciação do montante individual de pagamento, que muda de acordo com cada produtor em função, por exemplo, da localização da propriedade. A escala espacial é referente à sub-bacia da fonte de onde a água

Vittel é engarrafada (aproximadamente 5.100 ha). O custo total, somando todas as formas de pagamento acima ditas, correspondeu a US\$24,5 milhões de 1993 a 2000, ou aproximadamente US\$600/ha/ano. A adicionalidade do esquema é considerada alta, pois a qualidade da água foi claramente melhorada, demonstrando ligação explícita das práticas agrícolas locais com o serviço comprado pela Vittel (WUNDER *et al.*, 2008).

Os pagamentos são baseados no cumprimento das condições pré-estabelecidas, ao invés da oferta de serviços estritamente, já que é impossível ligar as mudanças de qualidade da água a práticas individuais dos produtores. Os subsídios anuais por hectare, juntamente com os recursos disponíveis para investimento em equipamentos, são incentivos suficientes para induzir a mudança definitiva de práticas por parte dos produtores. Portanto, mesmo com o encerramento dos pagamentos ao final de 5 anos, a Vittel não se preocupa se os fazendeiros continuarão produzindo da forma desejável, pois não há incentivo algum no sentido da reversão às práticas antigas, já que as atuais são mais rentáveis (PERROT-MAÎTRE, 2006). Presume-se que, apesar de o acordo não ter sido determinado por um processo competitivo de negociação, a instituição dos contratos figura o alcance de um resultado mais eficiente no sentido de Pareto do que a situação sem o acordo, visto que a participação é voluntária e o resultado, tanto agregado quanto individual, é melhor do que o na situação anterior.

A respeito do potencial de replicabilidade da experiência de Vittel para outros casos de participação do setor privado em PSAs relacionados à água, é essencial que o esquema se desenvolva dando mais atenção ao contexto do que a busca de condições ideais, buscando sempre a transformação de uma situação conflituosa em uma parceria bem-sucedida. Segundo Perrot-Maître (2010, p.59),

É mais provável que seja replicável em lugares em que a água não pode ser tratada, a terra não pode ser comprada e separada para conservação, em que o risco para o negócio é alto, a ligação entre saúde dos ecossistemas e práticas agrícolas é bem entendido e em que benefícios esperados são suficientemente altos para justificar o investimento.

Dentre as lições aprendidas com esta experiência, pode-se destacar algumas ditas principais. É necessário que se complemente a estratégia de PSA com outras abordagens (por exemplo, assistência técnica gratuita) e avaliação periódica para tratar de fontes não pontuais de poluição. Deve-se analisar, também, antes da implementação do projeto, se há alternativas mais custo-eficazes do que a estratégia de PSA (como a aquisição de terras para conservação) e soluções politicamente aceitáveis, como a remoção de incentivos perversos (por exemplo, a intensificação produtiva promovida pela PAC, o que demonstra que pode haver descolamento

fundamental entre políticas agrícolas e ambientais, com uma concorrendo contra a outra). Portanto, é necessário realizar uma análise *ex-ante* para ver se o PSA é complementar e funcional ao conjunto de políticas (*policymix*) existente. Outro ponto de destaque é que o processo de negociação é baseado em um “*learning-by-doing*” e na construção de confiança entre os *stakeholders*, e que a instituição de um intermediário confiável é fundamental para “azeitar” os processos de negociação, reduzindo os custos de transação.

Por fim, é fundamental que se procure entender a realidade dos produtores locais (estratégias de subsistência, perspectivas e restrições) do ponto de vista de que é necessário encontrar uma solução não apenas de equalização da poluição (ou seja, perspectiva técnica), mas também de desenvolvimento rural, criando alternativas produtivas rentáveis e ambientalmente sustentáveis. No caso de Vittel, o que está em questão, por parte dos produtores rurais, não era apenas os pagamentos anuais, pois a PAC também concede esta modalidade de subsídio para a intensificação produtiva; além disto, os pagamentos feitos pela empresa refletiam um compromisso de viabilidade de longo prazo da produção, além de ser uma alternativa de baixo risco e incerteza.

3.1.2 Catskill-Delaware, cidade de Nova York³⁴

A cidade de Nova York situa-se no estado homônimo, no nordeste dos Estados Unidos da América. É uma das maiores metrópoles do mundo, sendo a maior cidade de seu país e principal praça financeira mundial. Além disso, é destino de turismo tanto de negócios quanto de lazer a milhões de pessoas anualmente. Devido à escassez hídrica local, a cidade optou por, desde o século XIX, buscar água de boa qualidade a grande distâncias da cidade, em áreas até então não antropizadas, ao invés de utilizar fontes locais de qualidade duvidosa. Por isto, utiliza-se de um grandioso sistema que faz a captação de água em dois conjuntos de bacias hidrográficas: Catskill-Delaware (Cat-Del), e Croton (figura 3.2). Este sistema fornece aproximadamente 4 bilhões de litros de água potável por dia para mais de 9 milhões de pessoais, das quais 8,3 milhões residem em Nova York e a demais nos condados de Ulster, Orange, Putnam e Westchester (WATERSHED AGRICULTURE CONCIL, 2013).

³⁴ Baseados principalmente em Appleton (2002).

Figura 3.2: Sistema de abastecimento hídrico da cidade de Nova York



Fonte: Watershed Agriculture Concil (2013).

A área de drenagem somada das bacias equivale a mais de 490 mil hectares. O sistema de abastecimento de água é composto por 19 reservatórios e 3 lagos de vazão controlada, além de um emaranhado de túneis e aquedutos. A bacia de Croton, situada à leste do Rio Hudson (no estado de Nova York) e com aproximadamente 97 mil hectares, é normalmente responsável pela oferta de 10% do total de água potável para a região. Até o início do século XX foi a única fonte de abastecimento da cidade de Nova York. Esta região apresenta áreas florestadas e um intenso desenvolvimento rural, com instalação de complexos agroindustriais, e que sofre intensa pressão por suburbanização (WACa, 2013).

Por sua vez, a bacia de Cat-Del fica a oeste do Rio Hudson, já no estado de Delaware (a 208 km de distância da cidade de Nova York), abrangendo 393 mil hectares, e abastecendo 90% da região com água de – internacionalmente reconhecida – ótima qualidade, e não tratada convencional com compostos químicos e biológicos (que são feitas em estações de tratamento de água), sendo apenas filtrada para retirar sólidos suspensidos³⁵. A bacia abrange a maior parte das Montanhas Catskill, uma área rural de fazendas, florestas e pequenas cidades e crescente número de casas de veraneiro. Mais de 75% desta área é coberta por florestas, componente ecossistêmico essencial para a produção de serviços hidrológicos. Mais de 70% da mesma área estão em mãos de proprietários privados.

Assim como no estudo de caso da marca de água Vittel, a preservação da cobertura florestal, a forma de manejo nos usos da terra por parte dos produtores rurais e as condições de saneamento das propriedades que estão situadas nas cabeceiras dos mananciais, ou seja, nas áreas mais sensíveis do ponto de vista hídrico nas bacias hidrográficas, interferem diretamente na qualidade e quantidade dos recursos hídricos. Portanto, os consumidores desta água de elevada qualidade – e, em especial, a empresa que fornece o serviço de abastecimento público deste bem – são beneficiados pelos serviços ambientais hidrológicos prestados pelos agentes “*upstream*”, mas que não são remunerados por estas ações através da estrutura convencional de mercados.

Em 1993, a legislação que regula a qualidade da água para abastecimento urbano foi recrudescida com o “*US Safe Drinking Water Act*”, que exige o tratamento da água potável a não ser que seja demonstrada suficiente proteção das bacias hidrográficas para que a água atinja certos padrões de qualidade. Para não ter que arcar com os custos de tratamento, é necessário que o sistema de abastecimento obtenha uma Resolução para Evitação de Tratamento (*Filtration Avoidance Determination – FAD*) – concedida pela Agência de Proteção Ambiental federal (*Environmental Protection Agency – EPA*).

Dentre os requisitos necessários para obtenção da *FAD*, o sistema não pode ser fonte de surto de doenças transmitidas pela água, deve se ater aos limites de qualidade da água quanto a coliformes e a turbidez, e respeitar os níveis máximos de contaminação por coliformes e trihalometanos. Também é necessário que se mantenha a capacidade de desinfecção de níveis residuais e um programa de controle da bacia hidrográfica para

³⁵ Segundo Appleton (2002), a água oferecida publicamente aos residentes de Nova York é até mesmo exportada para Inglaterra para apreciação de chás, sendo considerada a “*champagne of drinking waters*”.

minimizar a contaminação microbial nos mananciais. Este programa deve identificar, monitorar e controlar as atividades humanas e naturais correntes que deterioram a qualidade da água (EPA, 2013).

Apesar de todas estas exigências, a cidade de Nova York é a maior cidade dos Estados Unidos a escolher proteger suas bacias hidrográficas ao invés de instalar unidades de filtração. A decisão tomada foi puramente econômica: optou-se por investir na gestão dos ecossistemas naturais no lugar de permitir desenvolvimento que degrada os recursos hídricos, para posteriormente ter custos crescentes em tratá-los, visto que esta é a alternativa mais custo-eficaz a longo prazo (APPLETON, 2002). No caso de Croton, inevitavelmente, houve a imprescindível necessidade de instalação deste mecanismo, enquanto que em Cat-Del, foi implantado um amplo conjunto de medidas gestão integrada dos mananciais e da economia rural e local.

Desde os primeiros anos da década de 1980, a bacia hidrográfica Croton foi rapidamente se transformando em área residencial, com o crescimento da poluição por fontes dispersas (por exemplo, má estrutura de saneamento básico). Isto levou à necessidade de instalação de unidade de filtração de seus recursos hídricos, para dar cumprimento aos padrões seguros de água potável. Esta unidade começou a operar em 2012, com custo de mais de US\$ 500 milhões para construção, além de US\$ 50 milhões anuais para operação. Em Croton, segundo Appleton (2002), o PSA não era a alternativa mais custo-eficaz, visto que os ecossistemas já se encontravam bastante deteriorados, e os custos e o tempo necessário para a recuperação dos serviços ecossistêmicos hidrológicos eram impeditivos para esta opção de política.

Por sua vez, a região de Cat-Del tradicionalmente é devotada à agricultura de pequenas propriedades familiares, exploração florestal em pequena escala, turismo baseado em recreação paisagística e pequenos povoados. No entanto, na década de 1980 a viabilidade destas atividades rurais tradicionais estava continuamente em declínio, o que deixava os residentes temerosos quanto ao seu futuro econômico (APPLETON, 2002). Na ânsia de se manterem nos seus negócios, os produtores rurais passaram a adotar técnicas de cultivo mais intensivas – especialmente em insumos agroquímicos – o que aumentou a poluição dispersa, contaminação dos cursos d’água e erosão do solo.

Com a perda de produtividade do solo, algumas áreas passaram a ser vendidas para estabelecimento de moradias de veraneio, que desde o processo de construção à estadia dos

residentes gerou significativo aumento da poluição na área. A construção de novas estradas e aumento da exploração florestal tornou o manejo florestal insustentável. Todos estes fatores de mau uso dos recursos naturais, em conjunto, levaram a aumento sem precedentes na poluição dispersa e maior perigo de contaminação por efluentes domésticos pelo mau uso de sistemas de saneamento. Este processo de piora da qualidade do meio ambiente demonstrava que a abordagem de comando e controle em vigência – com legislação específica a respeito do controle de poluição dispersa – era ineficaz para manter a qualidade inigualável da água que abastecia a região e a cidade Nova York.

Para se obter a *FAD* e, assim, evitar a instalação de unidades de tratamento de água orçadas, em valores de 2006, entre US\$ 8-10 bilhões, com investimento de US\$ 6 bilhões para construção e custo anual de funcionamento de US\$ 250 milhões, seria necessário que os *stakeholders* (a *EPA*, a cidade e o estado de Nova York, produtores rurais da área de Cat-Del, residentes dos vilarejos locais, economistas e ambientalistas) procurassem uma solução integrada, que tornasse a alternativa de preservar mais economicamente viável do que a de poluir e, posteriormente, remediar (APPLETON, 2002).

Era necessário convencer os residentes de que as mudanças necessárias para adaptação a um estilo de produção e de moradias “sustentáveis” não era imposição da cidade de Nova York nem algo arbitrário, mas que era imprescindível e uma chance de melhorarem suas condições de vida. Estimou-se que o investimento no capital natural custaria US\$ 1,5 bilhão, por sua vez (APPLETON, 2002).

Em 1993, a cidade de Nova York obteve a *FAD*, que seria reavaliada em 1996, e a *EPA* estabeleceu uma série de condições – 150 no total, relacionadas à proteção, monitoramento e estudos da bacia hidrográfica. No entanto, a cidade encontrou grandes obstáculos para implementação de um grande programa de proteção da bacia. A cidade não conseguiu permissão do estado para aquisição de terras e nem revisão da legislação a respeito das bacias hidrográficas, também não foi capaz de modernizar as estações de tratamento de água já existentes. Em 1996, com a revisão da permissão, a *EPA* não estava segura de que a cidade de Nova York conseguiria levar a cabo o grande programa que se propôs a estabelecer. Para conseguir nova *FAD*, foi necessário estabelecimento de um acordo conjunto de todos os *stakeholders*.

Após anos de negociação, já em 1997, tais agentes assinaram o Memorandum de Acordo da Bacia Hidrográfica da cidade de Nova York. Este acordo conseguiu remover os

empecilhos para o estabelecimento de um programa abrangente de proteção dos recursos hídricos, e foram estabelecidos vários mecanismos de implantação, tanto de medidas corretivas quanto protetivas (quadro 3.5). Através deste documento, a cidade assumiu o compromisso de investir cerca de US\$ 1,5 bilhões ao longo de 10 anos para restaurar e proteger a bacia hidrográfica, assim como para medidas financeiras e outras que melhorassem as economias locais e qualidade de vida dos ali residentes. Assim, a *EPA* renovou a *FAD* para mais 5 anos (POSTEL; THOMPSON, 2005).

Quadro 3.5: Ações implementadas no programa nova-iorquino de proteção da bacia hidrográfica de Cat-Del

Aquisição de terras ambientalmente sensíveis na bacia hidrográfica, desde que haja anuência dos proprietários privados (iniciativa que posteriormente foi abandonada);
Compra de “servidão de conservação” (<i>conservation easements</i>) em terras dentro da bacia hidrográfica em troca da entrega de direitos de desenvolvimento do uso do solo;
Programa agrícola para a bacia hidrográfica para redução do escoamento derivado de práticas agrícolas (implantação do <i>Whole Farm Planning</i>);
Programa florestal, envolvendo uma parceria com proprietários rurais, madeireiras, lenhadores e madeireiras em prol de melhor manejo florestal;
Um programa de gestão dos cursos d’água, por meio do qual a cidade de Nova York trabalha junto com comunidades locais para combater o desbarrancamento dos cursos d’água e a degradação do habitat ciliar;
Modernização da infraestrutura de águas residuais (unidades de tratamento e sistemas de saneamento doméstico) para reduzir a poluição dos mananciais;
Construção de uma unidade de desinfecção ultravioleta para inativar certos elementos patogênicos que surgem na água.
Nova regulação e mecanismos de <i>enforcement</i> para assegurar que o desenvolvimento e uso de terras na região é consistente com a proteção da qualidade da água.

Fonte: adaptado de Postel e Thompson (2005, p.104).

Para implantar o programa, os proprietários rurais locais se reuniram e criaram o Conselho Agrícola da Bacia Hidrográfica (*Watershed Agricultural Concil*). No acordo, eles se propuseram a incorporar ao menos 85% de todos os produtores da região em 5 anos, em troca de ter o direito da adesão voluntária ao programa. Um dos principais instrumentos foi a aquisição do direito de uso das terras – pelo devido valor de mercado, e apenas nos casos em que há anuência dos proprietários – e os *conservation easements*, pois ambos garantem a preservação da qualidade ambiental – inclusive dos recursos hídricos – para as futuras gerações. Segundo WAC (2013b),

Generally, conservation easements are either sold or donated by a landowner to a qualified conservation organization and constitute a legally binding agreement that may limit or condition certain types of uses or activities from occurring on a property in perpetuity or prevent development from taking place on a property in perpetuity in order to fulfill the conservation purposes of the easement. Conservation easements function as non-possessory, legal covenants on a property. As such, land owners still possess the property and may sell or transfer a property encumbered by an easement.

Conservation easements protect land for future generations by restricting or conditioning certain rights or uses necessary to protect specific conservation values, such as water quality, while allowing for the retention of other rights and uses by a landowner (including the right to sell or transfer). As such, a conservation easement restricted property can continue to provide economic benefits for an area in the form of jobs, economic activity and property taxes.

Portanto, os *conservation easements* são uma forma de garantir a preservação ambiental conjuntamente com a manutenção dos residentes no campo, de modo a não inviabilizar sua relação produtiva com a terra. Além disso, a permanência destes residentes evita o loteamento destas áreas para construção de casas de veraneio, o que potencialmente levaria à queda na qualidade da água.

Os “vendedores de SAs” são os produtores rurais situados no perímetro da bacia, e os pagamentos por serviços ambientais se dão tanto por meio de apoio financeiro quanto técnico. Os proprietários são resarcidos pelos custos incorridos para adaptação da estrutura de saneamento das propriedades, cercamento das áreas florestadas e demais adaptações, além de serem remunerados por protegerem a cobertura de floresta nativa por meio, por exemplo, dos *conservation easements*. Foi instituído o “Planejamento Integral da Propriedade” (*Whole Farm Planning*), um programa abrangente e integrado que busca tornar a propriedade rentável do ponto de vista econômico e simultaneamente sustentável do ponto de vista ambiental.

Dentre outros mecanismos, tudo isso é possível por meio da educação ambiental e da promoção de “melhores práticas agrícolas” (*best management practices*). Alguns exemplos destas práticas são: aplicação otimizada de esterco nos lotes produtivos, construção de pontes para que o gado não passe nem chegue até os cursos d’água, etc. De acordo com WAC (2013c), o

Whole Farm Planning is a holistic approach to farm management used to identify and prioritize environmental issues on a farm without compromising the farm business. Potential risks to the water supply are identified and addressed through careful structural planning to reduce or avoid the transport of agricultural runoff into farm streams. This is important because this water eventually flows into New York City's water supply reservoirs.

A participação no programa é voluntária e feita por meio de contrato. É estabelecido um conjunto de “melhores práticas agrícolas” conjuntamente com uma equipe de planejamento e implementação multidisciplinar. Assim, procura-se combater os focos de problema, ou seja, em sua origem, e não buscar soluções que o remediem. É um plano de iniciativa e coordenação dos produtores rurais que visa à viabilidade no longo prazo das unidades produtivas familiares, inseridas num contexto de desenvolvimento rural sustentável.

Nas palavras de Appleton (2002, p.6),

Instead of selecting a top down menu of best management practices to be applied to each farm, the program, with the full participation of each farmer, would custom design pollution control measures for each farm, to maximize their effectiveness and

minimize their cost. A particularly important feature of this custom design was that the measures would be selected not only for their pollution control benefits, but they would also be designed into and integrated with the farmer's business plan and management practice for his farm.

Todo o programa, desenhado para capturar tanto o lado ambiental quanto o econômico das propriedades rurais, é financiado por recursos da cidade de Nova York e de seu estado, caracterizando um esquema de pagamento por serviços ambientais: há transferência de recursos vindo dos consumidores dos recursos (habitantes da região que pagam pelo serviço de abastecimento) para os ofertantes dos mesmos (produtores rurais de Cat-Del), remunerando os serviços hidrológicos de qualidade da água, tanto por incentivos financeiros quanto por apoio técnico. O monitoramento é feito por instituições acadêmicas independentes.

Em 5 anos de implantação – até 2002 – 93% das propriedades locais já participavam do programa. Inicialmente, apenas a bacia Cat-Del foi beneficiada; em um segundo momento, propriedades de Croton também aderiram ao programa. Também há um *trust fund* de mais de US\$ 60 milhões que oferta empréstimos e financiamentos para projetos que desenvolvem a economia economicamente sustentável nas comunidades locais.

Os mais de 9 milhões de habitantes situados foram beneficiados com água de melhor qualidade e por um custo significativamente menor em um horizonte temporal de longo prazo. Por sua vez, os produtores rurais modernizaram suas práticas, tornaram suas atividades econômicas mais rentáveis e ambientalmente responsáveis. Receberam, ainda, recursos para modificarem o desenvolvimento que era intensivo em insumos agrícolas agroquímicos em prol de um desenvolvimento econômico sustentável.

Em suma, tanto o caso de Vittel quanto de Cat-Del são exemplos de experiências de sucesso de implantação de PSA hidrológicos a nível local. No entanto, pode-se perceber que mesmo sendo experiências locais, para que o PSA seja uma alternativa mutuamente benéfica economicamente para os demandantes e ofertantes de SEs, o estabelecimento deste mecanismo não se deteve em apenas buscar um resultado economicamente eficiente. Os custos de transação são significativamente elevados, e o arranjo institucional e o período de tempo necessário para chegar a uma solução “ganha-ganha”, juntamente com fatores contextuais determinantes (por exemplo, as políticas agrícolas presentes e crescimento da urbanização destas áreas) são essenciais para a análise do sucesso destas experiências. Portanto, a complexidade e engenhosidade destas experiências demonstram a necessidade de uma abordagem que abranja não apenas os fatores econômicos envolvidos, mas também os sociais e ambientais, sendo necessário, para tanto, abordagens teóricas mais holísticas para a análise.

3.2 “Programa Pagos por Servicios Ambientales” (PPSA), Costa Rica: um *benchmark* em experiência internacional de PSA como política pública

Vários motivos justificam a escolha de discutir o caso do *PPSA* da Costa Rica. Este é considerado o primeiro programa de PSA instituído como uma política pública, tendo sua lei de institucionalização datada de 1996. Esta abordagem foi capaz de reunir diversos *stakeholders* nacionais e internacionais para apoiar o projeto, tornando-se uma vitrine mundial de incentivo econômico como política ambiental.

Outro fator importante é que a Costa Rica é um país de clima tropical e de predomínio de vegetação caracterizada por florestas úmidas, com ecossistemas megadiversos, além de situar-se na América Latina, características estas que assemelham o país ao Brasil (ou pelo menos a algumas de suas regiões). Por fim, é necessário destacar que o programa costarriquenho é, se não a primeira, mas certamente uma das experiências de PSA mais bem retratadas e avaliadas na literatura especializada, dispondo de extensa gama de material para análise.

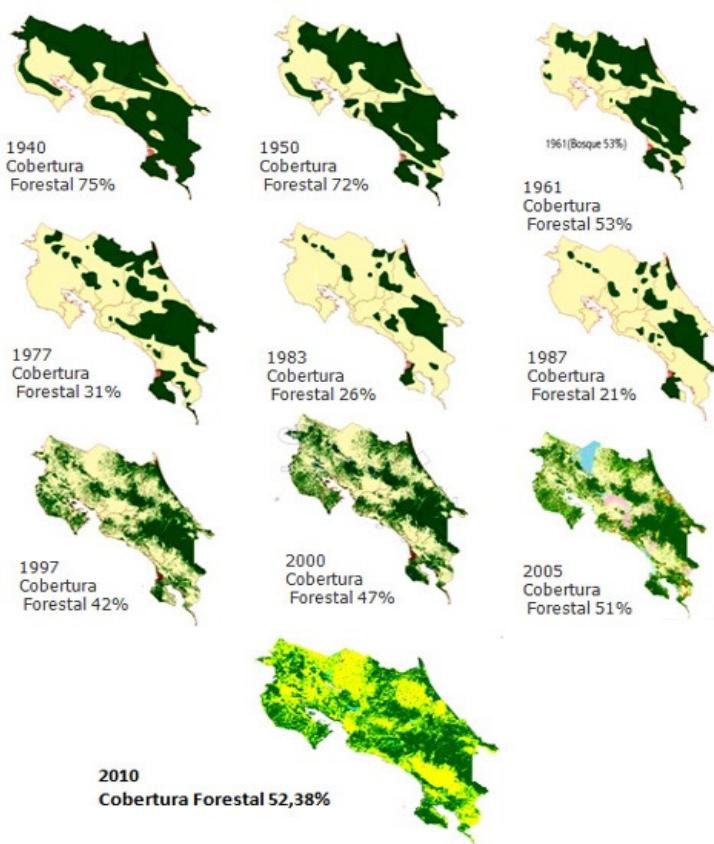
Antes de discutir-se o programa em si, faz-se necessário uma breve explanação sobre o contexto ambiental e econômico em que o país se encontrava quando do estabelecimento do *PPSA*, e qual foi o caminho institucional e demais incentivos que levaram a sua criação. A despeito dos reconhecidos esforços na direção da conservação de seus ecossistemas, a Costa Rica presenciou uma das maiores taxas de desmatamento do mundo, mesmo em um passado recente. Sua cobertura florestal decresceu de 72% do território, em 1950 para 26% em 1983 (PORRAS ; NEVES, 2011), e no período entre 1986 e 1992, o país perdeu, anualmente, em média 4,2% de sua cobertura florestal remanescente (DANIELS *et al.*, 2010). No entanto, em 2002, tinha-se recuperado para 42% do território, o que demonstra o sucesso do conjunto de políticas ambientais (figura 3.3).

O histórico de política ambiental costarriquenho voltado para as florestas começa nos anos 1970, quando o país começou a constituir um sistema nacional de parques e reservas privadas que atualmente totaliza mais de um quarto do território nacional. Nesta mesma década, a preocupação a respeito da diminuição da oferta interna de madeira impulsionou o governo a oferecer incentivos para a promoção de plantações de árvores, inicialmente através de um subsídio fiscal (descontos sobre os impostos devidos). Em 1986 criou-se o Certificado de Crédito Florestal (*Certificado de Abono Forestal, CAF*), que ampliou a participação de

interessados na silvicultura, a qual anteriormente era limitada a maiores companhias com passivos fiscais significantes.

Vê-se que o setor florestal, de representatividade significativa para a economia do país, recebia generosos subsídios vindos dos cofres públicos. Algumas variantes do CAF foram introduzidas ao longo dos anos. Destaca-se a introdução, em 1995, do Certificado de Proteção Florestal (*Certificado para la Protección del Bosque, CPB*), visto que apoiou a conservação de florestas ao invés da produção de madeira. Mais de 150.000 ha receberam financiamento através deste sistema de certificação (PAGIOLA, 2006).

Figura 3.3: Processo de desflorestamento e recuperação da cobertura vegetal na Costa Rica



Fonte: Ministerio de Ambiente y Energia (2012).

No entanto, o país conviveu com aguda crise financeira nas décadas de 1980 e 1990, sendo o primeiro de muitas nações latino-americanas a declarar o “*default*” aos empréstimos internacionais. O terceiro empréstimo do Banco Mundial, realizado em 1995, negociado durante a busca de ajuste estrutural de orientação neoliberal e assinado com o Fundo Monetário Internacional (FMI), aboliu os subsídios florestais (como o sistema de certificados) (WÜNSCHER *et al.*, 2006). Tornou-se necessário, portanto, encontrar instrumentos alternativos de incentivo econômico para se continuar financiando a conservação e ampliação das florestas no país, processo que contou com o *lobby* do setor florestal.

Tal setor buscou apoio dos movimentos ambientalistas, fortalecidos pela Rio-92, e teve o apoio político de figuras decisivas na ocasião, como o titular do Ministério do Meio Ambiente (MINAE), Rene Castro³⁶, e o presidente da nação, Jose Figueres, além de um time de consultores ambientais (PORRAS ; NEVES, 2011). Este processo resultou no lançamento, em 1996, do *PPSA*, com a criação de uma lei que reconhece os serviços ambientais e do compromisso governamental de destinação de 5% do imposto sobre combustível para este fim. Sua implementação aconteceu a partir de 1997. É necessário destacar que este processo teve contribuições de alguns fatores favoráveis daquele contexto socioeconômico, quais sejam: a queda do preço da carne bovina (já que a pecuária de corte é um importante concorrente no uso da terra), o crescimento da importância do setor de turismo na economia, e mudanças na estrutura geral de ativos possuídos pela população, que estava se tornando mais urbana.

No âmbito da legislação vigente, as três leis dispostas abaixo constituem a base legal sobre a qual o *PPSA* foi estabelecido (SÁNCHEZ-AZOFEIFA *et al.*, 2007):

- Lei Ambiental nº 7554, de 1995: ordena um “meio ambiente equilibrado ecologicamente orientado para todos”;
- Lei Florestal nº 7575, de 1996: ordena o “uso racional” de todos os recursos naturais, proíbe mudanças na cobertura vegetal das florestas e reconhece explicitamente os serviços ecossistêmicos.
- Lei de Biodiversidade, de 1998: promove a conservação e “uso racional” dos recursos da biodiversidade.

A Costa Rica construiu, formalmente, a legalidade do programa através da citada Lei Florestal nº 7575, de 1996. Ela trouxe para o cenário legal quatro características inovadoras, quais sejam: i) uma definição nacional para floresta; ii) a proibição de conversão de florestas para qualquer outro uso de terra; iii) a desregulamentação da gestão de plantações de árvores; e iv) um programa de pagamentos por serviços ambientais.

O programa foi instituído em escala espacial nacional de modo a atender áreas prioritárias para a geração de um conjunto de serviços ecossistêmicos que são ofertados de forma conjunta, ou não (WUNDER *et al.*, 2008). Outro ponto importante é o caráter voluntário de participação, tendo como objetivo compensar proprietários de terra ou comunidades indígenas – ou seja, os “vendedores” – pela oferta de quatro serviços ambientais

³⁶ Detalhe importante a se destacar é o fato de que o ministro Rene Castro havia avaliado, em sua tese de doutorado, a viabilidade do esquema de PSA. Após isto, o “rascunho” da estratégia circulou por diversas arenas de discussão por 5 anos, tendo inclusive contribuições de conservacionistas. Somente após este período a proposta foi aprovada.

“em pacote” (*bundled*) providos pelas florestas dentro de suas propriedades, quais sejam: i) seqüestro de carbono; ii) proteção de mananciais (incluindo a oferta de água para consumo humano, irrigação, e produção de energia); iii) proteção de biodiversidade; e beleza paisagística para recreação e turismo.

As atividades que tais “vendedores” de SAs contratados devem executar a fim de receberem os pagamentos são os seguintes tipos de uso da terra: conservação florestal, reflorestamento com espécies exóticas ou nativas, e atividades agroflorestais (como exemplos, cafeicultura consorciada com floresta, o chamado “café de sombra”, e pecuária com plantio de árvores no pasto). Portanto, o valor do incentivo não é diretamente proporcional nem calculado pela quantidade real de SAs entregados, mas sim pela opção de uso da terra escolhida, que serve como *proxy* para indicar o benefício que tais áreas causam para os agentes externos à propriedade. A seleção dos ofertantes de SAs é feita com base em áreas prioritárias, em que pesam, em especial, critérios de riqueza da biodiversidade e pobreza dos agentes, mas também critério de necessidade de proteção dos serviços hidrológicos.

Segundo Porras e Neves (2011), as atividades promovidas pelo *PPSA* são a conservação florestal (áreas prioritárias e áreas de proteção de recursos hídricos) e plantações de florestas (espécies comerciais ou espécies nativas em áreas de regeneração natural). Uma categoria mais recente (a partir de 2003) são os sistemas agroflorestais, em que os proprietários rurais recebem pagamentos proporcionalmente ao número de árvores que eles plantam como parte destes sistemas (por exemplo, quebra-ventos, cercas-vivas, sombreamento, etc.). Por sua vez, a gestão sustentável de florestas foi uma categoria originária, mas abandonada em 2003. Uma nova modalidade de regeneração natural, chamada “terras de Kyoto”³⁷, começou a partir de 2006.

A mesma lei 7.575/96 também criou o Fundo Nacional para Financiamento Florestal (*Fondo Nacional para Financiamiento Forestal, FONAFIFO*), agência estatal semiautônoma com *status* legal independente. Tal característica lhe confere relativo grau de autonomia na tomada de decisões particulares e na gestão dos recursos, mas permanecendo sujeita a possíveis ingerências governamentais (por exemplo, cortes nas fontes de recursos) (PAGIOLA, 2006). O *FONAFIFO* descreve da seguinte forma sua missão: “*Somos una entidad pública encargada de financiar a pequeños y medianos productores de bienes y*

³⁷ O termo “Terras de Kyoto” se refere as terras em que são praticadas atividades que reduzem a emissão de poluentes derivados da mudança de uso da terra e de atividades florestais, redução essa acordada também no Protocolo de Kyoto, tratado internacional de compromissos assinado por algumas nações em 1.999.

servicios forestales, gestionando y administrando los recursos financieros de origen nacional e internacional para apoyar el desarrollo del sector forestal” (FONAFIFO, 2013).

O FONAFIFO é o principal intermediário do sistema, tendo a incumbência de distribuir os pagamentos aos proprietários de terras que concordam na troca por empenhar suas terras seja para conservação ou para reflorestamento. Tais agentes cedem os direitos sobre os SAs a esta agência, que então “vende”, quando possível, estes serviços para companhias locais demandantes de serviços hidrológicos ou de beleza cênica, ou para a comunidade global interessada no sequestro de carbono ou conservação da biodiversidade.

Do lado da demanda de SAs, o FONAFIFO é capaz de oferecer um pacote pré-definido de serviços totalmente garantidos aos compradores, enquanto que, do lado da oferta, apesar de os proprietários rurais poderem solicitar diretamente ao FONAFIFO, muitos deles recebem assistência de intermediários de segunda ordem (como o *Sistema Nacional de Areas de Conservación (SINAC)*, organizações não governamentais – por exemplo, a FUNDECOR – e engenheiros florestais privados) (PORRAS ; NEVES, 2011). Os principais beneficiários diretos da oferta de SAs são os usuários de água, a indústria do turismo e as empresas de bioprospecção (WUNDER *et al.*, 2008).

De acordo com Morse *et al.* (2009) e Zbinden e Lee (2005), estes intermediários de segunda ordem atuam na facilitação dos acordos contratuais com proprietários de terras, sendo conhecidos como *regentes forestales*. Eles estabelecem o plano de manejo para cada área proposta a ser incluída no programa e também atuam no controle de seu desenvolvimento e execução de tarefas durante a vigência do contrato. Além disso, desempenham outras funções, como a busca por agrupar pequenos proprietários sob um mesmo contrato, no intuito de diminuir os custos de transação, apoio na forma de assistência técnica e auxílio aos agentes rurais para superarem a burocacia do processo.

A FONAFIFO utiliza o Sistema de Informação Geográfica (*GIS*) para detectar as áreas de maior prioridade. Tendo estas áreas de prioridade em mãos, os proprietários rurais fazem os requerimentos, que são distribuídos por ordem de chegada. Na categoria de projetos de proteção florestal, são priorizadas áreas localizadas em corredores ecológicos, ou de maior prioridade para o Projeto *EcoMarkets* (Global Environmental Facility); áreas na zona de amortecimento do projeto *Huetar Norte Forestry* (KfW – instituição bancária alemã); renovação de contratos pré-existentes em áreas que cumprem tais prioridades; áreas florestadas estratégicas para proteção dos recursos hídricos; áreas de propriedade privada inseridas em áreas protegidas pelo Estado mas que ainda não foram adquiridas ou expropriadas; e projetos em localidades de baixo índice de desenvolvimento social. O

tamanho dos projetos deve variar entre 2-300 hectares, e o valor pago é discriminado da seguinte forma: casos gerais (US\$320/ha/contrato); dentro de áreas de proteção (US\$375/ha/contrato); proteção hidrológica (US\$400/ha/contrato) (PORRAS ; NEVES, 2011).

As prioridades para os projetos de reflorestamento são terras com aptidão para as plantações de florestas e localizadas em áreas focalizadas por doador (como o KfW), em especial para renovação de contratos em vencimento e áreas de baixo índice de desenvolvimento social. No caso de reflorestamento com espécies nativas em perigo de extinção, ou de regeneração natural, não há priorização, pois é de interesse de todo o país. Requerimentos individuais vão de 1 a 300 ha/ano, enquanto os coletivos são maiores que 50 ha/ano para cada indivíduo. Os valores são assim distribuídos: reflorestamento com qualquer espécie (US\$980/ha/contrato) e espécie nativa (US\$1.470/ha/contrato); regeneração natural, em áreas aprovadas para MDL (Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, instrumento do Protocolo de Kyoto) (US\$320/ha/contrato), e nas demais áreas (US\$205/ha/contrato). Os sistemas agroflorestais priorizados são aqueles submetidos por indivíduos ou organizações comprovadamente capacitadas para lidarem com este tipo de arranjo produtivo e áreas de maior risco de degradação do solo e da água, e de perda de biodiversidade, tendo o valor fixado em US\$1,30 por árvore exótica, e US\$1,95 por árvore nativa, com quantidade de árvores variando entre 350 e 3.500 por proprietário.

Os pagamentos são efetuados com base na área contratada e a duração do contrato de conservação é de 5 anos (renovável), enquanto que para os de reflorestamento é de 10 anos. A duração para os contratos relativos aos sistemas agroflorestais é de 3 anos (DANIELS *et al.*, 2010; PORRAS ; NEVES, 2011).

Segundo Porras *et al.* (2013, p.28), em fevereiro de 2010 o programa cobria aproximadamente 730.000 ha de floresta, resultando na plantação de cerca de 3 milhões de árvores em sistemas agroflorestais. Em 2008, mais de 89% da área de PSA foi contratada via a modalidade de proteção florestal³⁸. A área acumulada de proteção florestal em 2008 somava 668.369 ha (DANIELS *et al.*, 2010).

Os *contratos* de PSA são legalmente formalizados entre proprietários de terras e *FONAFIFO*. A realização de monitoramento é de responsabilidade do *regente*, que por sua vez é fiscalizado pelo Ministério de Meio Ambiente e Energia nacional (MINAE). Em remuneração por todo este trabalho, este intermediário geralmente cobra dos proprietários

³⁸ No entanto, evidências sugerem que a modalidade de regeneração florestal natural foi algumas vezes permitida nos contratos de proteção florestal.

rurais entre 12 a 18% (e não mais que isto) de taxa sobre os valores recebidos (PORRAS ; NEVES, 2011). A divisão de tarefas com agentes fora do governo soma flexibilidade à implementação do programa e reduzem custos de transação ao passo que tornam organizações privadas e profissionais co-responsáveis pelo processo (MORSE *et al.*, 2009).

Caso haja descumprimento com os termos do contrato, as sanções previstas vão de perda de pagamentos futuros até processos judiciais para devolução dos valores já pagos, o que mostra a alta condicionalidade dos pagamentos. É importante destacar que, por lei, os custos administrativos – componente significativo dos custos de transação – do programa não devem superar 7% do valor total dos pagamentos (WUNDER *et al.*, 2008).

As fontes de recursos do orçamento do *FONAFIFO* são variadas, incluindo financiadores nacionais, internacionais e supranacionais. Como dito acima, a primeira fonte perene designada para prover o fundo é o imposto de 5% sobre as receitas da venda de combustíveis fósseis, que posteriormente foi reduzido a 3,5%, totalizando cerca de US\$10 milhões ao ano (PAGIOLA, 2006).

Quanto às fontes externas, de 2001 a 2006 o programa PSA foi apoiado por um empréstimo do Banco Mundial e uma doação do *Global Environment Facility (GEF)*, através do *Ecomarkets Project*. Um novo projeto, *Mainstreaming Market Based Instruments for Environmental Management (MMBIEM)*, continua apoiando o programa desde 2007 (US\$8 milhões anuais). O programa PSA tem também recebido uma doação da agência de apoio alemã *KfW*, através do Programa Florestal Huetar Norte e Sarapiqui (€10,2 milhões por 7 anos para cobrir 70% do investimento governamental em 75.000 ha). Esforços também têm sido feitos para cobrar vários usuários de serviços pelos serviços hidrológicos que recebem, como usinas hidrelétricas (por exemplo, Energia Global (US\$40.000/ano), CNFL (US\$436.000/ano) e Planatar (US\$39.000/ano)) e uma companhia engarrafadora (Florida Ice & Farm, US\$45.000/ano) (PORRAS ; NEVES, 2011).

Segundo Pagiola (2006), em 2006 a Costa Rica expandiu o uso de pagamentos pelos serviços hidrológicos através da revisão da tarifa da água (a qual anteriormente cobrava dos usuários da água taxas nominais de aproximadamente zero) e introduziu uma taxa destinada para a conservação dos recursos hídricos. Do total arrecadado com esta taxa, 1/3 é destinado para projetos de proteção de áreas estratégicas para oferta de serviços hidrológicos. Desta forma, a tarifa sobre a água representa uma vinculação que torna indireta a participação dos usuários de serviços hidrológicos no esquema de PSA. Isto acaba por resultar em um rápido e substancial aumento na quantidade de recursos disponíveis para conservação. Após cinco

anos de esforços, acordos voluntários geraram ao redor de US\$ 0,5 milhões anualmente. Em um período similar, a tarifa sobre a água tem a probabilidade de gerar dez vezes este volume.

Há ainda os Certificados de Serviços Ambientais (*CAS*), um novo sistema em que o setor privado pode comprar de forma mais simplificada e desburocratizada certificados que asseguram, cada um, a proteção de um hectare de floresta que pode ser alocado em um lugar escolhido pelo comprador, ou ir para proteção de outras áreas. A introdução deste sistema visa reduzir o tempo de negociação, permitindo que as firmas executem um pagamento único, válido por 5 anos, e permitindo-as renovarem o certificado no final daquele período. Este mecanismo procura, claramente, emular um mercado de SAs e, de acordo com Porras e Neves (2011), gera aproximadamente US\$1,35 milhões ao ano. Por sua vez, o *Reforesta* é um mecanismo de emissão de obrigações de reflorestamento, para o estabelecimento de plantações de florestas com fins comerciais, gerando US\$5 milhões em sua primeira emissão.

Os pagamentos são feitos em espécie e geralmente são anuais, após serem feitas auditorias sobre o cumprimento dos termos em contrato – apesar de em alguns casos ser realizado apenas um pagamento. O *FONAFIFO* coleta os recursos de compradores (globais e locais), concessões, doações e empréstimos, e os reunem em um fundo comum. Posteriormente, os recursos são distribuídos aos proprietários contratados por meio dos agentes intermediários. Em função dos diferentes compradores e recebedores destes recursos, a ligação entre ambos os lados é fraca, apesar de que iniciativas de escala local (como das hidrelétricas), tem sido encorajadas (PORRAS ; NEVES, 2011).

Segundo Pagiola (2006), o fator mais importante para a manutenção e viabilidade do programa é a sustentabilidade, no longo prazo, dos fluxos de recursos que o *FONAFIFO* recebe para executar o *PPSA*. Neste aspecto, era muito preocupante o fato de que a receita do imposto sobre combustíveis era o único fluxo substancial de longo prazo do fundo, já que pode sofrer ingerências governamentais no futuro (por exemplo, se os preços crescentes da energia conduzirem a uma pressão por redução do imposto). Contudo, a nova tarifa sobre água muda esse panorama, uma vez que representa a oferta de um fluxo financeiro adicional e substancial que, ademais, está mais diretamente ligado à oferta de SAs hidrológicos.

Tendo em vista a discussão realizada acima, é essencial para a compreensão dos efeitos do *PPSA* reconhecer que quando este programa foi criado a Costa Rica já tinha em vigência um sistema de subsídios para reflorestamento e manejo de florestas, além de muitas das instituições necessárias para sua gestão (PAGIOLA, 2006). A Lei Florestal foi construída sobre estas bases, mas com duas mudanças principais. Primeiro, ela deslocou a justificativa para pagamentos de motivos relacionados ao apoio à indústria da madeira para razões

relativas à oferta de serviços ecossistêmicos. Segundo, ela também mudou a fonte de financiamento do orçamento governamental para um imposto destinado e pagamentos dos beneficiários. Outrossim, é importante frisar que esta política foi especialmente moldada para as condições socieconômicas, florestais e de uso da terra costarriquenhas, não sendo exatamente propícia a ter efeitos positivos em outros países (MORSE *et al.*, 2009).

Segundo Daniels *et al.* (2010), uma questão importante em relação à adicionalidade do PSA na Costa Rica é o fato de que a lei que autoriza a criação do *PPSA* também proíbe qualquer desmatamento adicional de mata nativa. De um lado, interpreta-se que na ausência dos pagamentos, 89,1% da área contratada de PSE acumulada, ou seja, a área total de floresta conservada através da modalidade de proteção florestal, seria conservada de qualquer forma devido à proibição expressa na lei se todos proprietários de terras cumprissem a mesma. Por outro lado, uma interpretação alternativa diz que os contratos do *PSA* servem como uma pré-condição necessária para o cumprimento desta proibição, dando-a legitimidade, visto que o tal banimento sem alguma compensação provavelmente não teria sido viável do ponto de vista político.

A respeito da avaliação dos resultados do *PPSA* em relação a sua adicionalidade e capacidade de diminuir a pobreza rural, reuniu-se um conjunto de trabalhos que analisam o impacto do programa em escala nacional e subnacional. Daniels *et al.* (2010) compilam os principais estudos a respeito da eficácia do *PPSA*, sendo os principais os trabalhos de Sánchez-Azofeifa *et al.* (2007) e Pfaff *et al.* (2008) que fazem análises em escala nacional, e Sierra e Russman (2006) e Morse *et al.* (2009), cujas análises são localizadas.

Em nível nacional, o *PPSA* teve virtualmente pouco ou nenhum impacto adicional na diminuição do desmatamento, já que, segundo as estimativas feitas, as florestas teriam sido conservadas nas áreas sob contrato mesmo na ausência do incentivo econômico. Entretanto, nas análises subnacionais – que são metodologicamente e estatisticamente mais rigorosas – conclui-se que o *PPSA* teve um efeito adicional real e significativo na diminuição da taxa de desmatamento em lugares específicos, se comparado com o cenário com opções de uso comercial da terra.

Sánchez-Azofeifa *et al.* (2007), examinando o efeito da primeira fase do programa (1997-2000), chegaram a resultados econôméticos que sugerem pequeno, senão nenhum impacto adicional dos pagamentos sobre a taxa de desmatamento das áreas analisadas. Os autores acreditam que este resultado se deve ao impacto significativo de políticas de conservação florestal prévias ao *PPSA* (por exemplo, a criação de parques nacionais, reservas biológicas e sistemas de certificação madeireira) no país, e também pelo próprio banimento

do desmatamento determinado na mesma lei 7.575/96. Além disso, a mudança nos preços de mercado de produtos gerados por usos de terras concorrentes, como a queda do preço da carne bovina, e o “boom” da indústria de ecoturismo, também deve ser considerada na análise (ROBALINO *et al.*, 2008). O sucesso dos programas antecedentes e este “des”estímulo do mercado, neste sentido, deixaram pouco espaço para o *PPSA* ter efeitos adicionais sobre o desmatamento a ser evitado, restringindo o máximo impacto potencial que o programa poderia ter em outro contexto socioambiental.

Pfaff *et al.* (2008) estimam que os contratos de 5 anos que iniciaram em 1997, 1998 e 1999 evitaram o desmatamento, em seus primeiros anos, de apenas 1% da área contratada, evidenciando que há uma superestimação do real impacto adicional do programa sobre a proteção ecossistêmica³⁹. Os autores justificam este resultado pela falta de focalização na escolha dos beneficiários contratados, já que o programa seguia o critério de “ordem de chegada” para distribuição dos contratos, sem que se priorizasse aquelas áreas com maiores riscos de serem desmatadas. Outro fator que desfavorece a eficácia da política é que os pagamentos são fixos por hectare por todo o país, o que não confere a flexibilidade necessária para se discriminar de maneira melhor aquelas áreas sob maior risco de desmatamento.

Aqueles agentes/produtores com altos custos de oportunidade para receber o pagamento, mas que estão na fronteira do desmatamento, acabam tendo menor incentivo a requerer o pagamento do que aqueles que, de qualquer forma, têm baixos custos de oportunidade. Portanto, o resultado seria muitos recebendo o pagamento, mas que de qualquer maneira manteriam as florestas em pé, enquanto que pagamentos maiores e flexíveis poderiam, de forma concorrencial, pagar menores áreas, mas de maneira mais eficaz na busca pela conservação dos ecossistemas (PFAFF *et al.*, 2008; WÜNSCHER *et al.*, 2006).

Para Pfaff *et al.* (2008), uma forma de melhorar a eficácia do *PPSA* seria focalizar aquelas áreas sob maior risco de desmatamento, e tornar os pagamentos flexíveis de acordo com a área enfocada, tornando a preservação uma atividade mais atrativa onde está sob maior risco. No entanto, os autores alertam que a busca por maior eficiência nos gastos do programa podem causar distorções distributivas, já que aqueles que incorrem em custos de oportunidade maiores têm terras mais rentáveis, e caso recebam os recursos vindos do programa, concentrarão maior parcela de riqueza. Desmonstra-se, assim, o *trade-off* entre equidade e eficiência, e a necessidade de se ter claro qual é o real objetivo do programa: alcançar

³⁹ Robalino *et al.* (2008) também chegaram a um resultado estatístico positivo, relativo ao período de 1997-2000, correspondendo o desmatamento evitado a 0,4% do total das terras contratadas.

resultados eficientes do ponto de vista ambiental, econômico, ou resultados sociais mais equitativos.

Já Sierra e Russman (2006), analisando a aplicação da política na Península Osa, apontam que o *PPSA* é um mecanismo crítico para a decisão de uso da terra, sendo potencialmente eficiente para alcançar a conservação de habitats florestais e os serviços ambientais ali gerados. Com o pagamento, as terras agrícolas são abandonadas e os proprietários rurais usam os pagamentos como capital para outros empreendimentos (frequentemente urbanos), liberando terra para regeneração natural ou reflorestamento. Os autores ressaltam, no entanto, que mesmo se a nova cobertura vegetal for mantida permanentemente, o ganho marginal de cada hectare de floresta deve ser comparado com o valor em serviços que poderiam ser obtidos em outra área crítica, ambas na mesma região ou em outro lugar. Portanto, chama-se, novamente, atenção para a necessidade de focalização dos pagamentos de modo a torná-los mais custo-efetivos.

Daniels *et al.* (2010) concordam na necessidade de focalização espacial para os pagamentos, mas também chamam atenção para o esforço do programa em incluir critérios de priorização para os gastos, como nos corredores ecológicos. Morse *et al.* (2009) chegam à conclusão de que os incentivos do *PPSA* para os proprietários de terra manterem ou replantarem florestas têm influenciado a área de cobertura florestal, a quantidade estocada de carbono e a conectividade entre as áreas, quando analisado o Corredor Biológico San Juan-La Selva. Os autores ainda destacam que 1% da redução da taxa anual de desmatamento pode ser atribuído ao *PPSA*, e que os pagamentos têm sido canalizados para agentes com menor dependência das atividades rurais como fonte de renda. Destacam, também, que no caso de focalização em uma área prioritária, como no Corredor, o PSA, em conjunto com a proibição legal do desmatamento, são eficientes para a preservação dos ecossistemas florestais.

Daniels *et al.* (2010), com base nestes estudos, concluem que o *PPSA* tem maior adicionalidade como influenciador nas escolhas de uso da terra quando se refere às categorias de regeneração natural e reflorestamento, ao invés da preservação (já que, como dito, sobrou pouco espaço para efeito desta política).

Por outro lado, em áreas nas quais os proprietários de terra com algum limite mínimo de renda não agrícola (ou que são aposentados) se deparam com decisões anuais ou semianuais para limpar crescimentos de sucessão através de queimadas e corte de lenha, o *PPSA* inclina a balança em direção a regeneração florestal. Sem os pagamentos, no entanto, as restrições futuras potenciais ao desmatamento e/ou o hábito de desmatamento que remonta à

doutrina de função social iria por outro lado impedir ou retardar a recuperação florestal, apesar da competição de uso da terra estar menor.

Por fim, Zbinden e Lee (2005) desenvolveram um estudo da participação no PSA pela identificação dos fatores que motivam os agricultores, famílias e proprietários de terra a participarem nas três modalidades do programa. Os autores aplicaram uma abordagem baseada em entrevistas para a comparação dos participantes do programa e os não participantes. Os autores afirmam que três maiores influências parecem determinar a participação no programa PSA: tamanho da propriedade, capital humano e fatores econômicos das famílias, além de informação.

O estudo revelou que fatores associados com o sistema agrícola, características das famílias e dos tomadores de decisão, e acesso e disponibilidade de informação significativamente influenciaram a decisão de participar no programa PSA. Os participantes no PSA têm, em média, maiores fazendas dedicadas a atividades agrícolas extensivas em trabalho (porém intensivas em terra) comparados aos não participantes. Na média, participantes no programa possuem maior grau de escolaridade, são mais propensos a morarem nas cidades, têm renda maior, são proporcionalmente mais dependentes de fontes de renda não-agrícolas, e disfrutam maiores rendas agrícolas do que os não-participantes. A idade não pareceu ser um fator importante para a participação. Discussões com proprietários de terra e técnicos do programa sugeriram que a posse e a titulação da terra são críticos para participação. Participantes de proteção florestal e manejo sustentável têm admitido relativamente mais dúvidas do que não participantes. Por fim, a probabilidade de participação um agricultor também tende a aumentar quando seus solos estão degradados, enquanto que as informações a respeito do funcionamento do PSA é limitada entre os não-participantes.

Em suma, o fato de o *PPSA* ser um mecanismo de incentivo econômico para preservação e conservação de florestas (com objetivo de assegurar e aumentar a oferta de um *bundle* de SAs) que foi implantado junto com o banimento do desmatamento é essencial para a análise. Nas palavras de Schomers e Matzdorf (2013), na ausência de pagamentos a oposição dos proprietários de terras às restrições legais poderia ter sido enorme, tornando-as pouco legítimas do ponto de vista deles. Isto implica que o mecanismo de comando e controle se tornou efetivo e que os proprietários rurais podem voluntariamente solicitar a compensação monetária para mudanças obrigatórias de uso da terra (cessação do desmatamento de mata nativa).

Portanto, pode-se afirmar que o mecanismo de PSA engendra uma característica de voluntarismo relativo na prestação de SAs, visto que, apesar de a participação no programa

ser voluntária, a conservação da vegetação nativa é obrigatória por lei. Sob este prisma, o PSA é uma política complementar à proibição ao desmatamento, dentro de um “*policy mix*” que visa o desenvolvimento rural sustentável. Esta é uma peculiaridade do caso da Costa Rica, mas que também está presente nos esquemas brasileiros que remuneram pela prestação de SAs em áreas de Reserva Legal e Áreas de Preservação Permanente (vide capítulo 4).

Notas conclusivas

Este capítulo descreveu brevemente algumas experiências internacionais de PSA. A literatura consultada as reconhece como bem sucedidas, colocando-as ao mesmo tempo sob a denominação genérica de PSA. Buscou-se comparar o mecanismo implantado tanto em Vittel, quanto em Catskill-Delaware e na Costa Rica, a partir de uma ampla revisão bibliográfica de estudos que tratam destas experiências de PSA.

A partir desta exposição, foi possível perceber o quão diverso é o contexto em que tais experiências surgiram, e o essencial papel de determinados agentes – os chamados intermediários – para o sucesso da implantação de um mecanismo de PSA. Além disso, é fundamental a consideração da evolução histórica das iniciativas, o papel das lideranças e aprimoramento institucional pelos quais passaram.

Assim como este capítulo cuidou de descrever algumas experiências internacionais de PSA, o próximo capítulo objetiva apresentar iniciativas brasileiras de implementação de PSA. Da mesma forma, o objetivo será o de analisar tais experiência à luz da conceituação tradicional (esquema analítico “coaseano”) como forma de subsidiar um debate mais aprofundado sobre a necessidade de ampliação e sofisticação conceitual deste tipo de política.

CAPÍTULO 4 – PSA NA PRÁTICA: ANÁLISE DE EXPERIÊNCIAS NO CONTEXTO BRASILEIRO

Introdução

O PSA é um instrumento de política ambiental que está se popularizando com muita velocidade por todo o mundo. No Brasil esta dinâmica não é diferente. Este capítulo tem o objetivo de abordar algumas experiências de PSA que surgiram no país com base no contexto legal em que estão assentados. Desta forma, no primeiro item, busca-se expor de modo geral o crescimento rápido da implantação deste mecanismo pelo país e o contexto normativo sobre o qual eles surgem e com o qual se relacionam.

Posteriormente, e de maneira central no capítulo, são descritas algumas experiências brasileiras de PSA. O contexto brasileiro é diferenciado pela existência de um Código Florestal recém-remodelado (BRASIL, 2012), da Política Nacional de Meio Ambiente (BRASIL, 1981) e da Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997), dentre outros diplomas legais que, conjuntamente, constituem o arcabouço legal brasileiro a respeito do meio ambiente. Este determina um *locus* institucional prévio para o desenvolvimento dos esquemas de PSA, mesmo na ausência de uma lei específica institucionalizando este mecanismo. O Novo Código Florestal já reconhece explicitamente os serviços ambientais, e institui mecanismos que possibilitem a criação de instrumentos econômicos em todas os níveis de governo. O Código já obriga os proprietários rurais a manterem Áreas de Preservação Permanente (APPs) e um percentual da área como Reserva Legal (RL). Como conciliar mecanismos de PSA com tais obrigações? Tentar-se-á explicar este relacionamento.

Em nível local de aplicação do instrumento serão analisados, de iniciativa pública, o Projeto Conservador das Águas de Extrema (MG), que está inserido dentro do Programa Produtor de Águas, da Agência Nacional de Águas, e de iniciativa privada, o Programa Oásis, em São Paulo (SP) e Apucarana (PR). Partindo para análise de políticas ambientais estaduais, tratar-se do programa ProdutorES de Águas, que posteriormente se transformou no Programa Reflorestar (ES), iniciativa inovadora em termos de política estadual, e que tem demonstrado avanços no sentido de ter uma abordagem integrada, com objetivos ambientais, sociais e econômicos.

Para levar a cabo esta análise sobre experiência brasileira selecionadas, será utilizada uma estrutura única de análise, dividindo a abordagem nos seguintes subitens: i)

Contextualização, diagnóstico e antecedentes; ii) Iniciativa, desenho do mecanismo PSA e sua operacionalização; iii) “*Baseline*” e monitoramento; e iv) Escala e resultados. Com isto, busca-se estabelecer uma estrutura de análise lógica e que facilite a posterior comparação das experiências, que será realizada no capítulo 5.

4.1 PSA no Brasil: considerações gerais

As discussões sobre as experiências “*coaseanas*” e de política pública – *PPSA* – foram feitas no sentido de fornecer uma base comparativa para a análise de casos selecionados de PSA no Brasil. Recentemente, nota-se um verdadeiro “*boom*” deste tipo de iniciativa no país, seguindo a tendência de rápida multiplicação que tem ocorrido na maioria dos países da América Latina e Leste Asiático (WUNDER *et al.*, 2008). Para se ter ideia do tamanho da profusão que está havendo no país, a tabela 4.1 demonstra os projetos de PSA nas fases de negociação à de implementação, para os serviços relacionados à água, carbono e biodiversidade, em apenas um bioma brasileiro: a Mata Atlântica.

Tabela 4.1: Projetos de PSA na região da Mata Atlântica

	Carbono	Água	Biodiversidade
Total	33	40	5
Implementação	15	8	2
Desenvolvimento	15	21	
Planejamento/ Negociação	3	11	3

Fonte: Zanella (2011), adaptado de Guedes e Seehusen (2011).

Santos *et al.* (2011) também desenvolvem um importante estudo sobre o marco regulatório de PSA no Brasil, com o objetivo de mapear e analisar iniciativas legislativas em âmbito federal e estadual, enfocando serviços ecossistêmicos ligados às florestas (em especial, sequestro de carbono e quantidade e qualidade da oferta de água). Neste trabalho, os autores analisam 28 iniciativas legislativas sobre PSA e esquemas de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal e o papel da conservação, manejo e aumento de estoque florestal (REDD+), sendo 8 delas circunscritas ao âmbito federal (2 leis, 2 decretos e 4 projetos de leis) e 20 no âmbito estadual (14 leis e 6 decretos). As unidades da federação abrangidas por leis estaduais incluem: Acre, Amazonas, Espírito Santo, Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro, Santa Catarina e Paraná.

No âmbito municipal, a Pesquisa de Informações Básicas Municipais – MUNIC – realizada em 2012 (IBGE, 2013), incluiu na parte de seu Questionário Básico destinado à coleta de informações ambientais, perguntas investigando a adoção ou não de planos e programas específicos de PSA, em que a prefeitura efetua o pagamento ou recebe recursos para isso. A definição de PSA utilizada foi a seguinte: “a retribuição, monetária ou não, às atividades humanas de restabelecimento, recuperação, manutenção, e melhoria dos ecossistemas que geram serviços ambientais e que estejam amparados por planos e programas específicos” (IBGE, 2013, p.185). Exclui-se, portanto, os casos de PSA que ocorrem nos municípios mas que são exclusivamente privados, sendo necessário haver a participação da administração municipal como intermediário ou “comprador” de serviços ambientais.

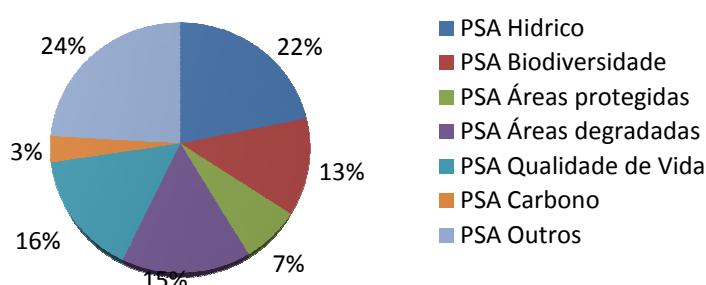
Segundo esta pesquisa, apesar de 977 municípios receberem recursos relacionados a PSA, apenas 418 governos municipais efetuam pagamentos por serviços ambientais prestados por residentes no município, significando 7,5% do universo da pesquisa (5.565 municípios). A região Centro-Oeste é a de maior percentual de municípios com PSA (10,1%), com destaque para pagamentos relacionados à preservação da mata nativa, dado que o norte desta região compõe parte do “arco do desmatamento”, a fronteira agrícola do país. O Sul e o Sudeste, com 8,8% cada, vêm em segundo lugar, destacando-se o fato de ser esta última região a de maior concentração populacional e forte presença de esquemas de PSA que remuneram pela quantidade e qualidade dos recursos hídricos. Já as regiões Norte (6,7%) e Nordeste (5,0%) têm menor participação municipal. O tamanho da população também é uma variável importante para existência de PSA, estando presente em 23,7% dos municípios com mais de 500.000 habitantes (IBGE, 2013).

Quanto às origens dos recursos, a fonte mais informada é o governo estadual (75,0%), e apenas os estados de Amapá, o Distrito Federal, Pará, Paraíba, Piauí, Rio Grande do Norte, Roraima e Sergipe não foram citados como fontes de recursos. Já em relação às finalidades de aplicação dos recursos, a figura 4.1 demonstra a distribuição dos tipos de PSA segundo o que é remunerado. Destaca-se a grande heterogeneidade de finalidades: enquanto que no Sudeste e Centro-Oeste predominam esquemas destinados à conservação de mata nativa e relacionados aos recursos hídricos, nas demais regiões, a rubrica outros é preponderante.

Um ponto essencial para o desenvolvimento dos mecanismos de PSA é lembrar que eles não se estabelecem em um “*institutional vaccum*” (VATN, 2010), sendo que um importante componente do ambiente institucional no qual são emergidos é o arcabouço legal de base. O Brasil é reconhecido internacionalmente como país que tem uma das mais avançadas legislações ambientais em todo o mundo, mas que infelizmente, ao longo dos

últimos 40 anos, não tem conseguido ter o mesmo grau de excelência em sua efetividade de aplicação das regras e normas legais, dado, entre outros motivos, o baixo poder de *enforcement* por parte do poder público (VALLADARES, 2009). Tal legislação é basicamente composta de leis que instituem mecanismos de comando e controle, e a formação de sistemas de gestão dos recursos naturais.

Figura 4.1: Modalidades de PSA utilizadas⁴⁰



Fonte: adaptado de IBGE (2013).

4.1.1 Legislação ambiental de base no contexto brasileiro

Para a discussão sobre PSA, destacam-se, neste contexto, alguns artigos da Constituição Federal de 1988 e as leis que criam a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), o Novo Código Florestal, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), e o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Abaixo, discutir-se-á de maneira resumida os principais pontos da legislação referida que a torna tão importante para o estabelecimento dos mecanismos de PSA, sejam eles públicos ou privados.

A Constituição Federal (CF) (BRASIL, 1988) em vigência atualmente institui a responsabilidade compartilhada entre os entes federativos no que se refere à política ambiental. Em seu artigo 23, fica determinado que a proteção das paisagens naturais notáveis

⁴⁰ (1) Pagamento por ações/iniciativas de conservação e preservação da vegetação nativa e da vida silvestre (não considerar Unidades de Conservação da Natureza). (2) Pagamento por ações/iniciativas que promovam a conservação, recuperação ou preservação do ambiente natural nas áreas de Unidades de Conservação, em suas respectivas zonas de amortecimento e nas Terras Indígenas. (3) Pagamento por ações/iniciativas de recuperação e conservação dos solos e recomposição da cobertura vegetal de áreas degradadas, através do plantio de espécies nativas ou em sistema agroflorestal. (4) Pagamento por ações/iniciativas de conservação de remanescentes vegetais em áreas urbanas, de importância para a manutenção e melhoramento da qualidade do ar, dos recursos hídricos e da qualidade de vida da população. (5) Pagamento por ações/iniciativas de captura e retenção de carbono que contribuam para a mitigação das mudanças climáticas (conservação de remanescentes florestais e demais ecossistemas naturais, de restauração de ecossistemas naturais e de recuperação de áreas degradadas, de adoção de práticas de manejo de sistemas agrícolas, agroflorestais e silvipastoris) (IBGE, 2013).

e de sítios arqueológicos, do meio ambiente e o combate à poluição em qualquer de suas formas, e a preservação das florestas, da fauna e da flora é de competência comum da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios. Em seguida, no artigo 24 determina-se que é de competência dos três primeiros entes supracitados legislar, concorrentemente, sobre as questões relativas ao meio ambiente, como a proteção de sua fauna e flora.

Ainda na CF, o artigo 225 disciplina que: “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”. Deste enunciado decorre a necessidade, por exemplo, de estudo prévio de impacto ambiental para instalação de obra ou atividade potencialmente causadora de significativa degradação ambiental (como uma usina hidrelétrica), e aplicação de sanções penais e administrativas, além da reparação dos danos causados quando há condutas ou atividades lesivas ao meio ambiente (como o desmatamento ilegal).

Por sua vez, a PNMA, instituída pela lei federal nº 6.938/81, é o diploma legal norteador de toda aplicação de normas ambientais no Brasil, ou seja, é a “lei mãe” da legislação ambiental. Nela estão definidos os objetivos, princípios e instrumentos da PNMA, além da definição de conceitos jurídicos essenciais ao tema, como o que vem a ser “meio ambiente”, “poluição” e “poluidor”. Em seu artigo segundo, o objetivo geral da PNMA está definido da seguinte maneira: “... a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no País, condições ao desenvolvimento socioeconômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana” (BRASIL, 1981). Também por meio desta lei fica instituído o Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA) e o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), órgão consultivo e deliberativo.

Dentre os instrumentos estabelecidos na PNMA, encontram-se mecanismos tanto de comando e controle quanto de incentivo econômico. Em relação ao primeiro grupo, a lei determina que sejam estabelecidos padrões de regulação ambiental (disciplinados por resoluções do CONAMA), zoneamento ambiental (também conhecido como zoneamento ecológico-econômico, que disciplinam as formas de uso e ocupação do solo, funcionando como um “plano diretor” da zona rural), prestação de informações ambientais, avaliação de impactos ambientais e o licenciamento ambiental. Já em relação aos incentivos econômicos, no artigo nono ficam estabelecidos o seguro ambiental (ainda pendente de regulamentação), a concessão florestal (em que, mediante licitação, são criadas unidades de manejo nas florestas públicas para exploração dos recursos florestais (por exemplo, madeira, ecoturismo) e

servidão ambiental (em que o proprietário rural renuncia a exploração dos recursos naturais em determinada área, em caráter permanente ou temporário, recebendo em troca isenções fiscais e podendo emitir Cotas de Reserva Legal para compensação – vide discussão a seguir).

O Novo Código Florestal (instituído pela lei federal nº 12.651/12 (BRASIL, 2012)) é fruto da reforma da lei nº 4.771/65 (BRASIL, 1965), que demandou um longo processo de negociação no âmbito do Congresso Nacional e que teve grande repercussão na mídia. De um lado, os agentes mais ligados ao setor agrícola defendem que houve uma modernização da legislação, que se tornou mais flexível e realista de ser aplicada no contexto econômico-ambiental brasileiro. Por outro lado, os ambientalistas reclamam de que ocorreu um grande retrocesso na promoção da conservação e preservação dos biomas brasileiros em diversos sentidos. Em especial na legitimação das ações daqueles que desmataram além do permitido pela legislação sem a devida cobrança das penalidades (ou seja, concessão de anistia aos infratores da legislação antiga).

O objetivo da presente análise não é discutir de maneira aprofundada os detalhes da elaboração do novo Código Florestal. A intenção aqui é ressaltar os principais aspectos desta lei, dentre os quais se destacam a exigência de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Reserva Legal (RL) em todas as propriedades. A legislação torna obrigatório e universal a manutenção de parcela da propriedade coberta por vegetação nativa, com restrição parcial ou total de intervenção econômica.

As APPs são áreas protegidas, cobertas ou não por vegetação nativa, destinadas a preservar as funções ambientais. Estas áreas, seja de propriedade pública ou privada, têm importantes funções ambientais que estão especificadas na lei, contribuindo, por exemplo, para a preservação dos recursos hídricos, estabilidade geológica, manutenção de fluxo gênico, biodiversidade, proteção dos solos e bem-estar humano (VALLADARES, 2009). Elas são divididas em dois grupos: por força de lei (quando a simples localização da propriedade já determina a sua necessidade) e por ato do chefe do poder executivo (que pode declarar uma área como APP de interesse social). Dentre as 11 espécies de APPs determinadas por lei, dentre elas estão às áreas no entorno de águas correntes (rios, córregos e riachos, e sua metragem é determinada pela largura destes cursos d'água), nascentes e olhos d'água, lagos e lagoas naturais, áreas de grande declividade (maior do que 45°), mangues, topos de morro, veredas, restingas, dentre outros.

As APPs podem estar em área urbana ou rural. Conforme disposto na quadro 4.1, as localizações das APPs são definidas por lei, de acordo com a ocorrência de algum dos fatos geradores, independentemente do bioma em que estão localizadas. Estas são áreas de uso

restrito, só podendo sofrer intervenção caso for declarada área de utilidade pública (por exemplo, para proteção sanitária ou segurança nacional), de interesse social (por exemplo, manejo florestal na pequena propriedade ou posse) e de baixo impacto ambiental.

Quadro 4.1: APPs segundo as espécies de fatos geradores

Espécie de APP	Metragem da APP
Águas correntes (faixa marginal – em ambos os lados – de acordo com a largura do curso d’água)	<ul style="list-style-type: none"> - < 10 m → faixa de 30m - 10 a 50 m → faixa de 50m - 50 a 200 m → faixa de 100m - 200 a 600 m → faixa de 200m - > 600 m → faixa de 500m
Nascentes e olhos d’água	<ul style="list-style-type: none"> - Raio de 50m - Zona urbana → 30m
Lagos e lagoas naturais	<ul style="list-style-type: none"> - Zona rural → 100m (exceto se tiver até 20 ha, em que a APP deve ser de 50m)
Terrenos com declividade maior do que 45º; áreas de altitudes maior que 1.800m; topos de morros e montanhas; mangues, salgados e apicuns.	<ul style="list-style-type: none"> - 100% da área de ocorrência

Fonte: elaboração própria, segundo Lei nº 12.651/12.

Esta nova lei reconhece a existência de áreas consolidadas nos limites que deveriam ser ocupados pelas APPs. Elas se caracterizam por serem áreas que são tradicionalmente utilizadas para outros usos de terra (como pastagens e atividades agrícolas), que foram ocupadas até 22 de julho de 2008. Segundo a nova legislação, nestes casos, não há obrigatoriedade de destinação total destas áreas para APPs em alguns casos, como nas faixas marginais de cursos, nascentes e olhos d’água. Assim, é exigida a manutenção de áreas menores e proporcionais ao tamanho da propriedade, segundo o número de módulos rurais que a constitua. Esta regra ficou conhecida como “escadinha”, exigindo áreas de APP menores para propriedades menores de modo a não causar impactos por demais fortes na viabilidade da manutenção das atividades agropecuárias no campo. Permitiu-se também que, nestes casos de APP, fossem cultivadas espécies de ciclo longo (como mandioca, cacau, café, etc.), conformando sistemas agroflorestais.

Já a RL é uma área localizada no interior da propriedade ou posse rural, não contabilizando as APPs nela presentes, necessária para o uso sustentável dos recursos naturais no local e conservação da biodiversidade. Ela deve estar presente apenas em imóveis no território rural. Os índices para o tamanho mínimo da RL em cada propriedade estão dispostos na tabela 4.2, variando de acordo com o bioma em que a área está localizada. No caso da Amazônia Legal, a variação ocorre em função do tipo de vegetação presente. O propósito

original era garantir a oferta sustentável de madeira para os proprietários rurais. Em 2001, o seu papel foi expandido além da produção de madeira, incluindo importantes funções ecossistêmicas e ficando sob proteção da Lei de Crimes Ambientais (lei federal nº 9.605/98).

Tabela 4.2: Índices para Reserva Legal, segundo biomas

Bioma	Índice de cobertura da RL, em relação à área total da propriedade
Amazônia Legal	- Cobertura de florestas: 80%
	- Cerrados: 35%
	- Campos gerais: 20%
Demais biomas	- 20%

Fonte: elaboração própria, de acordo com a Lei nº 12.651/12.

Em relação ao código antigo, uma importante mudança foi que a definição anterior para localização da RL ficava a cargo do próprio proprietário, e ele deveria averbá-la à margem da matrícula do imóvel. Agora, além de não haver mais a obrigatoriedade da averbação, todas as propriedades devem ser inscritas no Cadastro Ambiental Rural⁴¹ (CAR). Além disso, caso a RL ainda não tiver sido averbada, o órgão ambiental estadual ou quem por ele for habilitado definirá a localização da reserva na propriedade e posteriormente o imóvel será inscrito no CAR. Segundo a lei, os critérios que guiarão a definição da localização da RL são: o plano de bacia hidrográfica, o Zoneamento Econômico-Ecológico, a formação de corredores ecológicos (RL, APPs, Unidades de Conservação), áreas de maior preocupação com a biodiversidade e mais frágeis a desastres ambientais.

Um ponto polêmico estabelecido neste novo código é que as propriedades de até 4 módulos fiscais bastam manter as áreas de RL que já tinham na data de 22 de julho de 2008, ficando desobrigadas de cumprirem com os índices acima descritos. Assim, quem desmatou suas propriedades para além do legalmente permitido até esta data, beneficiou-se pelo ilícito cometido. E aqueles que sofreram infrações administrativas e processos criminais por infração destes índices, até a mesma data, ficam livres destas punições desde que assinem termo de compromisso com o órgão ambiental dentro dos Programas de Regularização Ambiental (PRA), que definirão como readequar as propriedades à legislação ambiental vigente. Caso os proprietários cumpram com tais termos, fica extinguida a punibilidade dos processos, enquanto que as infrações administrativas (multas) podem ser convertidas em projetos de melhoria para o meio ambiente. Além disso, é permitida a recomposição de até 50% da área

⁴¹ O CAR é um cadastro público eletrônico, alimentado pelos órgãos ambientais dos estados e dos municípios, em que todos os imóveis rurais deverão ser inscritos, e que será integrado ao Sistema Nacional de Informações do Meio Ambiente (SISNAMA). Neste cadastro, dispõe-se de informações como a área da propriedade, sua localização georreferenciada, e as localizações das APPs e da RL.

de RL com espécies exóticas de forma mesclada a nativas, com possibilidade de exploração sustentável destas espécies.

Por sua vez, a lei federal nº 9.433/97 (BRASIL, 1997) que institui a PNRH também é de suma importância pois determina os fundamentos, objetivos, diretrizes e instrumentos para materializar esta política. Ela é guiada por 6 fundamentos descritos a seguir. O primeiro diz que a água é um bem de domínio público, e portanto, inalienável. Para que seja permitido o uso da água, necessita-se a outorga concedida pelo poder público (destaque à necessidade de algum nível de governo como agente essencial). As hipóteses de outorga são: captação de água diretamente do curso, derivação, lançamento de resíduos tratados ou não, captação de água em aquífero, transporte aquaviário e utilização do potencial hidrelétrico.

O segundo diz que a água é um recurso natural limitado – portanto, esgotável –, dotado de valor econômico. Daí a necessidade de se valorar e cobrar pelo uso dos recursos hídricos, já que a custo zero pode haver a superexploração dos mesmos. Destaca-se que as hipóteses de outorga são passíveis de imposição de cobrança, argumento embasado no princípio do “usuário-pagador”. Por sua vez, o terceiro fundamento diz que em situações de escassez o uso prioritário é para consumo humano e dessedentação de animais (por exemplo, em casos de secas ou demais desastres naturais).

O quarto fundamento diz que a gestão destes recursos deve proporcionar os usos múltiplos da água, tanto como insumo produtivo (agricultura, geração de energia elétrica, indústrias), como para consumo, etc. Segundo o quinto fundamento, a bacia hidrográfica é designada como a unidade territorial para o planejamento da PNRH e atuação do sistema de gerenciamento dos recursos hídricos. Por fim, o sexto narra que a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e feita de modo participativo, com inclusão do poder público, dos usuários e da sociedade civil. Quanto aos objetivos, deve-se garantir a necessária disponibilidade de água em certos padrões determinados para usos múltiplos da água de forma sustentável para a atual e futuras gerações, além de promover a utilização racional e integrada dos recursos hídricos (por exemplo, transporte, geração de energia, consumo humano).

Um ponto de destaque é a instituição do Comitê de Bacia Hidrográfica (CBH), órgão colegiado, definido para a totalidade de uma bacia ou de sub-bacias hidrográficas, que versa sobre questões normativas, consultivas e deliberativas, e lidam com resolução de conflitos. Estes comitês têm o papel de aprovar os planos de recursos hídricos e de definir a cobrança sobre o uso d’água. É uma característica inovadora da lei, pois é uma forma de gestão híbrida (mescla de estrutura hierárquica e de mercado), e lança mão de uma abordagem participativa para a tomada de decisão.

Segundo Valladares (2009), a constituição da bacia hidrográfica como unidade espacial para a implantação da política voltada aos recursos hídricos e a criação dos CBHs criam um contexto favorável para a implantação de esquemas de PSA voltados aos serviços ambientais ligados à promoção do aumento da qualidade e quantidade de água. Além disso, a possibilidade do estabelecimento “regionalizado” de cobrança pelo uso da água cria uma importante fonte de recursos que pode financiar tais esquemas. E apesar de não ser uma estratégia de criação do lado da demanda por SAs de maneira voluntária, a cobrança deve ser vista como uma forma justa de compensação pelos benefícios econômicos advindos do uso dos recursos hídricos, podendo ser utilizada para recompensar aqueles que arcam com custos de oportunidade em favor da proteção dos mananciais.

Por fim, no ano de 2000, a lei federal nº 9.985 (BRASIL, 2000) instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), o qual define a natureza legal das propriedades contidas nos diferentes tipos de Unidades de Conservação (UCs). Uma UC é definida por um espaço territorial e seus recursos naturais que tenham características ambientais especiais e garantias diferenciadas de proteção. Elas são criadas por ato do poder público, mediante estudo técnico e consulta pública. As UCs se dividem em dois grupos:

- Unidades de Proteção Integral (UPIs), compostas de Estações Ecológicas, Reservas Biológicas, Parques Nacionais, Monumentos Naturais e Refúgio de Vida Silvestre; e
- Unidades de Uso Sustentável (UUSs), subdivididas em Área de Proteção Ambiental (APA), Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE), Floresta Nacional (FLONA), Reserva Extrativista (RE), Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS), e Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN)) (VALLADARES, 2009).

O principal objetivo das UPIs é a preservação da natureza, sendo permitido apenas o uso indireto dos recursos naturais, enquanto que o das UUSs é a conservação da natureza (compatibilizando atividades antrópicas com a proteção ao meio ambiente), com a permissão de uso de parcela de seus recursos naturais de maneira sustentável. Após a criação da UC, o poder público deve instituir em até 5 anos desta data um Plano de Manejo⁴² para esta unidade, documento técnico que vai disciplinar o uso da UC, atuando como a “lei” que a rege. O Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) é a autarquia federal

⁴² Em seu conteúdo estarão estabelecidos os limites da UC, sua zona de amortecimento (áreas além de seus limites, mas em que o poder público pode impor limites administrativos – como de usos da terra – aos seus proprietários; exceto para APAs e RPPNs) e, se necessário, corredores ecológicos e medidas socioeconômicas de integração daqueles que porventura habitarem esta localidade.

responsável pela gestão das UCs federais, enquanto que as estaduais e municipais são administradas pelos seus respectivos órgãos ambientais (por exemplo, em Minas Gerais o responsável por esta atividade é o Instituto Estadual de Florestas (IEF)).

Nas UPIs, as áreas devem ser exclusivamente de posse e domínio público, sendo necessária a desapropriação de eventuais propriedades privadas em seu perímetro, com exceção dos Monumentos Naturais e Refúgio de Vida Silvestre (caso os proprietários concordem em cumprir com os termos do plano de manejo instituídos). No caso das UUSSs, enquanto que nas FLONAs, RDSs e REs⁴³ só é permitido posse e domínio público, nas APAs e ARIES podem existir terras públicas e privadas. Depreende-se disto que, no caso de instituição de mecanismos de PSA em áreas de UCs, em alguns casos o provedor de SAs será o governo, que arca com os custos de estabelecimento e gestão destas áreas de importante interesse ecológico, sendo portanto potenciais recebedores dos pagamentos. Já em outros casos, como nas APAs e RPPNs, pode haver propriedade privada e uso da terra comunitário, existindo uma variedade de potenciais “produtores de serviços ambientais” (VALLADARES, 2009).

Analisando-se conjuntamente o Código Florestal e a lei que institui o SNUC, observa-se que no Brasil há uma institucionalização da obrigação de se conservar, tanto do lado da iniciativa privada quanto do setor público. Esta preservação faz com que nestas áreas rurais sejam gerados importantes serviços ecossistêmicos de interesses locais, regionais e até globais, sendo que seus gestores arcaram, sozinhos, com os custos de oportunidade desta preservação. No entanto, em função do uso da terra e até mesmo da necessidade de sobrevivência no campo com alguma renda mínima, muitos proprietários privados de terra não conseguem se adequar à legislação ambiental. Por outro lado, o setor público, com enormes áreas protegidas mas poucos recursos para efetivação da gestão – e, em especial – do monitoramento de suas UCs, muitas vezes não conseguem fazer cumprir com as obrigações de preservação nestes locais.

Tem-se neste ambiente, portanto, a oportunidade e a necessidade de se criar mecanismos que auxiliem os agentes públicos e privados a cumprirem com suas obrigações. O mecanismo de PSA, que pode ser desenvolvido em diversos desenhos institucionais e de incentivo, aparece como um dos instrumentos mais promissores para levar a cabo este fim. É

⁴³ Nas RDSs e REs, é permitida a permanência das comunidades que tradicionalmente utilizam de forma sustentável os recursos naturais dentro de seus limites, como os indígenas, quilombolas, pescadores artesanais e seringueiros. No entanto, a propriedade da terra permanece sendo pública. Já as FLONAs podem ser utilizadas para extração madeireira sob manejo sustentável, nos casos de concessão de direito de uso das mesmas feito por meio de leilões públicos.

possível verificar este argumento pelo grande “boom” de iniciativas citadas no início deste tópico. A partir deste contexto, as próximas seções descrevem algumas experiências nacionais selecionadas para este trabalho.

4.2 Projeto Conservador das Águas – Extrema (MG)

4.2.1 Contextualização, diagnósticos e antecedentes

Extrema é um município mineiro, situado na mesorregião Sul/Sudoeste de Minas (IBGE, 2010) em uma área de relevo bastante montanhoso (com elevações variando de 950 a 1700 m), integrante da Serra da Mantiqueira. O clima da região é tropical úmido, o que favoreceu a presença de uma rica vegetação típica do bioma Mata Atlântica, extremamente biodiversa (ZANELLA, 2011). O perímetro do município é parte da bacia hidrográfica dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ), coordenada pelos Comitês PCJ⁴⁴. Praticamente toda a área do município está inserida na bacia do rio Jaguari, importante afluente do rio Piracicaba.

Nas palavras de ANA (2011, p.137), “Extrema está localizada no Espigão Sul da Serra da Mantiqueira, que em tupi-guarani significa ‘serra que chora’, assim denominada pelos índios que habitavam a região e devido à grande quantidade de nascentes e riachos encontrados em suas encostas”. Por sua localização, é um município de grande importância para o suprimento de recursos hídricos a toda região metropolitana e à Grande São Paulo, centro financeiro e industrial nacional (JARDIM, 2010).

De acordo com o plano de gestão da bacia hidrográfica do rio Piracicaba, Extrema e outros três municípios no estado de Minas Gerais (Camanducaia, Itapeva e Toledo) são responsáveis por dois terços da oferta de água para esta região metropolitana. Sendo assim, Extrema é uma área de alta prioridade para o Sistema Cantareira, responsável pela captação de água desta região (CASSOLA, 2010; JARDIM, 2010). A figura 4.2, abaixo, mostra um mapa com a localização de Extrema e dos limites das Bacias Hidrográficas do Piracicaba, Capivari e Jundiaí.

O Sistema Cantareira é o maior sistema de abastecimento público de água no mundo, constituindo-se de um conjunto interconectado de 6 reservatórios distribuídos ao longo da

⁴⁴ Comitês PCJ é a abreviação para o conjunto de Comitês das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí – Paulista, Mineiro e Federal.

fronteira entre os estados de Minas Gerais e São Paulo. Possui uma área de drenagem de 230 mil hectares distribuídos por 12 municípios, sendo responsável pelo suprimento de mais de 50% da água que abastece a região supracitada (IPE, 2012). Segundo Chiodi *et al.* (2013, p.40), “este sistema ... faz a transposição de 33 m³/s de água da Bacia do Rio Piracicaba para a Bacia do Alto Tiete e é responsável pelo abastecimento de aproximadamente 9 milhões de pessoas”, em especial, residentes da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). O Sistema é importante pois oferta, em grande volume, de água de boa qualidade que nasce em remanescentes de Mata Atlântica, que são cada vez mais ameaçados por usos e ocupações alternativos do solo levando à insuficiência hídrica da RMSP. Tal problema se dá em função da poluição das Represas Billings e Guarapiranga, as quais complementam a oferta de água para a região sul da RMSP.

Figura 4.2: Localização de Extrema, e limite das Bacias Hidrográficas PCJ



Fonte: Agência das bacias PCJ, 2013.

Destaca-se também que Extrema está estrategicamente localizada ao longo da BR-381, entre as capitais de estado São Paulo (SP) e Belo Horizonte (MG), distando pouco mais de 100 km da capital paulista. Recentemente, a cidade tem experimentado um rápido crescimento econômico, derivado em especial pela instalação de novas indústrias, cujos principais atraentes são a proximidade com São Paulo e os incentivos fiscais concedidos pelo estado de Minas Gerais. De acordo com Zanella (2011), em 2008 o PIB *per capita* era de

aproximadamente R\$ 47,4 mil, 198% maior do que a média nacional. Os investimentos industriais contribuíram para a confortável situação financeira do orçamento municipal, o que facilitou o desenvolvimento do mecanismo de PSA.

O território em que Extrema está localizado foi primeiramente ocupado de forma a produzir produtos agropecuários. No entanto, está em curso uma mudança do padrão típico de uso da terra (ZANELLA, 2011; JARDIM, 2010). Na zona rural do município, as pequenas e médias propriedades com uso de mão de obra familiar são historicamente predominantes, havendo elevada densidade populacional no meio rural (aproximadamente 85 habitantes/km²) e grande importância dos laços de tradição e dos costumes no modo de produção.

O uso da terra mais disseminado e tradicional é a pecuária extensiva de leite (62% do solo no meio rural do município é ocupado por pastagens (IPE, 2012 *apud* CHIODI *et al.*, 2013), apesar de ter perdido a dinâmica econômica de outros tempos. No município, observa-se uma crescente substituição das pastagens pelo monocultivo de eucalipto. Mais recentemente, um importante fenômeno em processo é a significativa mudança com relação ao perfil típico do proprietário de terras, já que muitas propriedades têm sido compradas por moradores da zona urbana de cidades do estado de São Paulo, sendo destinada como segunda residência para fins de lazer e recreação (a produção econômica, quando existente, é apenas marginal quando comparada à renda total do proprietário) (CHIODI *et al.*, 2013).

Dada a combinação de relevo montanhoso, pequeno tamanho das propriedades e a tradicional opção pela pecuária leiteira, a cultura do respeito à legislação ambiental no que concerne à preservação de RL e APPs não é predominante. Ao contrário, mesmo com o conhecimento disseminado das regras impostas pelo Código Florestal, é generalizado o comportamento de ignorar tais exigências. De acordo com Chiodi *et al.* (2013), a legislação ambiental, representada aqui pelo Código Florestal, é uma instituição frágil na determinação das ações dos proprietários rurais frente à utilização dos recursos naturais. Tais autores destacam que a falta de meios de transmissão das normas e de sua importância para os produtores, a limitada capacidade de *enforcement* pelo poder público, a corrupção dos agentes e dos órgãos ambientais, e a falta de espaço e diálogo destas normas com as instituições formais e informais em nível local (por exemplo, o direito de propriedade e o modo tradicional de uso do solo), são fatores que enfraquecem a importância da instituição legal ambiental.

Por outro lado, a instituição propriedade privada (comprovada através da documentação das propriedades, e que dá liberdade de ação ao proprietário sobre seu bem) se apresenta de maneira robusta, ao lado do histórico de abundância de recursos hídricos na

localidade, tornando pouco palpáveis as preocupações com futuros problemas relacionados a escassez de água derivados de práticas agrícolas tradicionais. Nas palavras de Chiodi *et al.* (2013, p.42),

O direito ‘consagrado’ de usufruto sobre a propriedade privada conjuntamente a instituições informais como o costume, a tradição, o modo de uso passado de pai para filho foram mais determinantes para moldar o comportamento dos proprietários rurais. A busca pela prosperidade socioeconômica familiar do passado regrou e definiu o comportamento diante dos recursos da propriedade: a ocupação dos terrenos mais produtivos (ao longo dos cursos d’água), o uso de técnicas que exigem menor trabalho para renovar as pastagens (queimadas) e a limpeza total do terreno (maior lotação de animais). Esses comportamentos degradam as condições ambientais, mas otimizam os recursos produtivos disponíveis. Ainda, a abundância de recursos naturais impede a preocupação com a preservação ambiental, porque, se utilizada, aumenta a produtividade familiar.

Com isto, as nascentes e os leitos dos corpos d’água que compõem a bacia do rio Jaguari frequentemente se encontram desprovidas de vegetação ciliar, o que leva, dentre outras consequências, ao assoreamento destes leitos e perda de qualidade dos recursos hídricos. Além disso, a forma tradicional de manejo de pastos na pecuária extensiva (por exemplo, queimadas, a falta de planejamento de rotação de pastos e terraceamento em relevos montanhosos) leva à degradação do solo e da própria pastagem, com consequente assoreamento de cursos d’água, perda de solo produtivo, e perdas de renda para os produtores.

Outro fator que contribui para a perda de qualidade e quantidade de água deste manancial é o fato de o território rural ser densamente entrecortado por estradas vicinais. Em sua maioria, estas vias foram construídas de maneira ultrapassada, sem os devidos planejamentos quanto ao carregamento de material particulado para as nascentes e os cursos d’água (causando o assoreamento) e que leva à formação de ravinas e voçorocas, além de desbarrancamentos. Sobre o processo de erosão do solo, de acordo com ANA (2012, p.11-12),

Tal fenômeno é uma ocorrência natural da evolução da paisagem e, nessa condição, somente é perceptível com a decorrência de longos períodos de tempo, porém toma proporções maiores ou mais velozes com a interferência antrópica.

A remoção da cobertura vegetal original, a agricultura intensiva, o desrespeito às leis ambientais e de ordenamento territorial e a não observância da capacidade de uso do solo são alguns dos fatores que aceleram o processo de erosão. Existe, portanto, uma forte correlação entre o uso agrícola do solo e a depreciação de seus atributos. A utilização de métodos de preparo do solo com alto grau de mobilização implica na redução da fertilidade do solo, aumento da compactação e consequente redução da capacidade de infiltração, proporcionando condições favoráveis à instalação de processos erosivos.

A ordem de grandeza da perda de solo derivado do processo de erosão é de 800 a 850 milhões de toneladas por ano (HERNANI *et al.*, 2002; MERTEN *et al.*, 2011). O valor dos prejuízos derivados desta perda – somadas as perdas de nutrientes carreados pela erosão, efeitos de depreciação da terra, custos de conservação de estradas, tratamento de água e

redução da vida útil de reservatórios – tende a ser em torno de R\$ 13,3 bilhões (GEO BRASIL, 2002, *apud* ANA, 2012). Ponderando-se o nível de erosão por hectare de cada cultivo pela área total empregada, segundo Merten *et al.* (2011, p.2), “verifica-se que a área com pastagem degradada contribui com 40% do total da erosão hídrica causada pelas atividades agrícolas no Brasil, seguido pela cana-de-açúcar (10%), soja (6%), milho (5%) e as pastagens não degradadas (5%)”.

Em suma, o problema diagnosticado é que o uso e ocupação inadequados do solo na região levam à perda dos ecossistemas florestais e, por conseguinte, dos serviços ecossistêmicos (SEs) florestais, tais como biodiversidade, proteção contra desbarrancamentos nas margens dos cursos d’água e fornecimento de produtos florestais, a regulação de fluxo hídrico e estocagem de carbono, dentre outros. A principal consequência socioeconômica de escala regional deste problema é a perda de capacidade de oferta de recursos hídricos em quantidade e qualidade adequadas ao Sistema Cantareira, que compromete o abastecimento público da RMSP. Possíveis serviços ambientais (SAs) que os produtores rurais poderiam prestar em benefício da resolução deste problema seriam práticas agropecuárias de conservação dos solos e a manutenção e recuperação da cobertura florestal exigida pela lei (APPs e RL). Então, eis o desafio: como conciliar os interesses destes vários atores em prol da prestação destes SAs vitais?

É notória a história recente de pró-atividade política do município de Extrema no que tange à busca de soluções de política ambiental para o problema acima exposto, e que o projeto Conservador das Águas foi fruto de um processo de evolução institucional do tipo “*learning-by-doing*”. Entre 1996 e 1998, iniciou-se o Projeto “Recuperar e Preservar a Quantidade Qualidade das Águas dos Mananciais de Consumo e Desenvolvimento do Médio Sapucaí”, em parceria com mais seis municípios do sul de Minas Gerais. O projeto compunha o Programa Nacional de Meio Ambiente (PNMA) do Ministério do Meio Ambiente (MMA), executado no âmbito do Projeto de Execução Descentralizada (PED), numa mostra da tendência de descentralização da gestão ambiental (PEREIRA, 2012; CHIODI *et al.*, 2013).

Este Projeto que precedeu o Conservador das Águas já evidenciava o esgotamento da eficácia dos mecanismos de comando e controle e a busca de instrumentos de incentivos para a implantação de política ambiental. As ações desenvolvidas abrangiam, por exemplo, o fomento a parcerias entre atores para a recomposição de áreas de preservação permanente em propriedades rurais, construção de fossas sépticas, práticas de conservação do solo e monitoramento da qualidade e quantidade de água. A implantação deste projeto legou ao município a cooperação entre órgãos de diferentes níveis de governo e de várias prefeituras

vizinhos, cuja interação institucional proporcionou trocas de conhecimento, de experiências e a construção da aprendizagem no âmbito local.

Um fato interessante é que o funcionário da prefeitura do município responsável pela implantação e acompanhamento deste projeto precursor tornou-se, posteriormente, o idealizador e líder do projeto Conservador das Águas (CHIODI *et al.*, 2013). Também é interessante destacar que as metas não foram alcançadas apenas com a política de incentivos, mas foi necessária a atuação do IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, autarquia federal ligada ao Ministério do Meio Ambiente) e do poder judiciário, fazendo-se cumprir a legislação por meio repressão⁴⁵, para que os produtores fossem incorporados no projeto.

Em 2001, com o acúmulo de conhecimento técnico derivado da experiência anterior e com o ambiente de estabilidade política, faltavam ainda informações detalhadas disponíveis sobre o cenário ambiental local, ou seja, um dossiê que diagnosticasse o perfil ambiental das propriedades rurais (PEREIRA, 2012; CHIODI *et al.*, 2013). O município investiu cerca de R\$ 200.000,00 em levantamentos e diagnósticos ambientais (através da elaboração de mapas, utilização de imagens de satélite de alta resolução, levantamentos dos meios físicos, bióticos e socioeconômicos, além de monitoramento da qualidade da água, em que se subdividiu o território em sub-bacias hidrográficas), recursos estes provenientes do MMA, demonstrando nova interface com a política nacional. O projeto foi intitulado “Água é Vida – Manejo e Monitoramento em Sub-bacias Hidrográficas”, tendo seus levantamentos executados em 2002. Com isto, completava-se os requisitos informacionais, o que tornou possível a implementação de uma política ambiental em nível municipal capaz de conduzir os produtores à adoção de práticas produtivas mais sustentáveis.

4.2.2 Iniciativa, desenho do mecanismo PSA e sua operacionalização

Em 2002, a Agência Nacional de Águas (ANA) se aproximou da prefeitura de Extrema com o intuito de difundir o “Programa Produtor de Água”⁴⁶ (PPdÁ), que apoiava iniciativas de proprietários rurais que adotassem medidas de conservação de solos (CHIODI *et al.*, 2013). Assim, o gestor ambiental da prefeitura e biólogo Paulo Henrique Pereira tomou

⁴⁵ Repressão, aqui, no sentido de que os executores da lei deixavam claro que, caso os produtores não se incorporassem no programa e não adequassem suas propriedades à legislação ambiental, certamente seriam multados pelas irregularidades ambientais em suas propriedades (CHIODI *et al.*, 2013).

⁴⁶ Para maiores detalhes sobre o PPdÁ consultar ANA (2012) e Santos *et al.* (2012).

frente e concebeu o Projeto Conservador das Águas, primeira iniciativa municipal no País, inspirada no PPdÁ (que introduziu o conceito de PSA), e fruto de um longo processo de evolução e adaptação de ideias, experiências e informações, em diferentes níveis institucionais e de governo. O objetivo do projeto é claro: “promover a adequação ambiental nas propriedades rurais” (PEREIRA, 2012, p.30). Como consequência disto, há a promoção do desenvolvimento sustentável das áreas rurais do município por meio da melhoria das condições econômicas e ambientais dos proprietários rurais (VALLADARES, 2009). No âmbito ambiental, objetiva-se, de modo geral, estabilizar o fluxo de importantes cursos d’água que se originam no município (ZANELLA, 2011). Em sendo uma política de âmbito público e que repassaria recursos do município aos proprietários de terra, era necessário ser aprovada na forma de lei.

No dia 21 de dezembro de 2005, a Lei nº 2.100, que institui o Conservador das Águas, foi sancionada, tendo antes sido aprovada por unanimidade na Câmara Municipal, o que demonstra a conjunção de forças políticas em prol deste projeto. Por meio deste diploma legal, o Poder Executivo é autorizado a prestar apoio financeiro a agentes rurais da iniciativa privada que aderirem ao projeto por meio de termos de compromisso, desde que cumpridas as metas estabelecidas. No quadro 4.2, estão dispostas as metas gerais do projeto. Assim foi estabelecido o primeiro esquema de “PSA hídrico” no Brasil (CASSOLA, 2010).

Quadro 4.2: Metas, objetivos ecológicos e princípios norteadores do Projeto Conservador das Águas

Metas

- Adoção de práticas conservacionistas de solo com finalidade de abatimento efetivo da erosão e da sedimentação (por exemplo, construção de curvas de nível, “barraginhas”*, etc.);
- Implantação de sistema de saneamento ambiental rural (tratamento de efluentes domésticos, abastecimento de água potável e coleta seletiva de lixo);
- Implantação e manutenção de APPs e de RL;
- Garantir a sustentabilidade socioeconômica e ambiental dos manejos e práticas implantadas por meio de incentivos financeiros aos proprietários rurais.

Objetivos ecológicos

- Aumentar a cobertura florestal nas sub-bacias hidrográficas, estabelecendo minicorredores ecológicos;
- Redução dos níveis de poluição difusa rural, principalmente devido à sedimentação, eutrofização e falta de fossas sépticas;
- Promoção de práticas integradas de gestão de bacias hidrográficas com manejo integrado de vegetação, solo e água na Bacia do Rio Jaguari.

Princípios norteadores

- Participação voluntária;
- Flexibilidade para práticas diferentes;
- Pagamentos condicionados à “entrega” de serviços;
- Pagamentos concedidos durante a implementação dos projetos individuais e após a verificação de cumprimento das metas contratadas.

Serviços ambientais valorados

- Preservação e restauração da cobertura vegetal nos mananciais;
- Práticas mecânicas e agrícolas de conservação do solo;
- Saneamento dentro das propriedades e existência de coleta seletiva de lixo.

Fonte: adaptado de Valladares (2009), ANA (2011), Zanella (2011) e Pereira (2012). *Barragens de captação e infiltração de água de chuva (ANA, 2012, p.15).

Para levar a cabo a implantação do Projeto Conservador das Águas, o processo de negociação da contratação das áreas a serem remuneradas pela conservação é feita de maneira individual com cada proprietário rural. Outro aspecto essencial é o fato de o Conservador das Águas ter como unidade de implantação as sub-bacias hidrográficas. Com o diagnóstico ambiental realizado pelo projeto “Água é Vida”, foi possível ranquear as sub-bacias presentes no perímetro de Extrema de acordo com critérios de prioridade, em que o início da implantação se daria pela “de menor cobertura vegetal: a sub-bacia das Posses, que possui aproximadamente 1.200 ha, menos de 10% de cobertura vegetal nativa e todas as propriedades necessitando de ações para a adequação ambiental” (PEREIRA, 2012, p.32).

Desde 2009, na segunda fase, proprietários situados na sub-bacia dos Saltos (4.500 ha) também são contemplados. Os outros critérios de prioridade são que a implantação das atividades nas sub-bacias segue a ordem de montante à jusante do sistema hídrico, e as sub-bacias com diagnóstico ambiental mais detalhado. Por meio desta priorização, busca-se aumentar, em especial, a eficiência no uso dos recursos financeiros em relação ao impacto de melhoria ambiental almejado.

Os “ofertantes de SAs” que podem ser eleitos para receber os pagamentos devem apresentar, no mínimo, os seguintes critérios:

- i) ter propriedade dentro do perímetro das sub-bacias hidrográficas escolhidas;
- ii) propriedades de no mínimo de 2 hectares de área;
- iii) ter o uso da água na propriedade rural regularizado por meio do mecanismo de outorga; e
- iv) apenas propriedades com produção econômica.

O último critério, no entanto, foi abandonado, enquanto os demais são frequentemente flexibilizados. A legalização completa de titulação das terras não foi pré-requisito, visto que esta não é uma região em que a posse de terra é conflituosa. Segundo Pereira (2012, p.33), o perfil médio dos beneficiários é o que segue: “o tamanho médio das propriedades trabalhadas é de 30 hectares; a produção agrícola predominante é a pecuária de leite e de corte extensiva de baixa tecnologia; a maior parte dos agricultores é constituída por pequenos produtores rurais de baixa renda”.

Já quem compra/paga pelos SAs são o município de Extrema e o estado de Minas Gerais (por meio do Instituto Estadual de Florestas – IEF). O orçamento municipal a principal fonte de recursos financeiros, sendo a principal fonte o Fundo Municipal para Pagamentos por Serviços Ambientais (FMPSA). Na sub-bacia das Posses, a prefeitura arcou sozinha com o PSA, enquanto que na sub-bacia do Salto foi obtido apoio do Estado de Minas ao PSA para

2.000 ha (R\$318.000). Há também o esforço para tornar o mecanismo sustentável do ponto de vista financeiro, com utilização de fontes de receitas permanentes, como os recursos da cobrança federal pelo uso dos recursos hídricos dos Comitês PCJ, do Fundo Estadual de Recursos Hídricos (FEHIDRO, que é paulista), e do Programa Bolsa Verde do Estado de Minas Gerais (PEREIRA, 2012).

A organização não governamental internacional *The Nature Conservancy (TNC)* também é uma importante fonte de recursos, e juntamente com a SOS Mata Atlântica, os Comitês PCJ e o IEF, dividem grande parte dos custos de transação do projeto (diagnóstico das propriedades, cercamento das APPs, plantio de mudas, terraceamento, readequação de estradas, confecção de barraginhas, etc.). O quadro 4.3 expõe o rol de atores parceiros e suas respectivas ações e responsabilidades dentro do projeto.

Quadro 4.3: Atores parceiros, suas ações, seus papéis e o nível de governança

Atores	Ação – papel	Nível de governança
Prefeitura Municipal de Extrema	<ul style="list-style-type: none"> - Gestão administrativa e técnica; - Gestão e recursos financeiros para PSA; - Assistência técnica; - Mapeamento das propriedades; - Gerenciamento do projeto. 	Municipal; público
Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD) / Instituto Estadual de Florestas (IEF-MG)	<ul style="list-style-type: none"> - Fornecimento de materiais de consumo (para cercas e insumos agrícolas); - Fornecimento de equipamentos (veículos); - Gestão e recursos financeiros para PSA; - Apoio ao processo de comando-e-controle; - Apoio técnico (à equipe técnica de Extrema). 	Estadual; público
Agência Nacional de Águas (ANA)	<ul style="list-style-type: none"> - Apoio técnico (à equipe técnica de Extrema); - Monitoramento da qualidade e quantidade da água; - Ações de conservação do solo. 	Nacional; público
The Nature Conservancy (TNC)	<ul style="list-style-type: none"> - Financiamento das ações de plantio; - Manutenção e cercamento das áreas; - Monitoramento da biodiversidade e comunidade; - Fornecimento de equipamentos; - Apoio técnico (à equipe de Extrema). 	Internacional; terceiro setor
SOS Mata Atlântica	<ul style="list-style-type: none"> - Fornecimento de mudas de árvores nativas; - Apoio técnico (a equipe técnica de Extrema). 	Regional; terceiro setor
Comitês de Bacia Hidrográfica PCJ	<ul style="list-style-type: none"> - Financiamento de projetos executivos através dos recursos da cobrança pelo uso da água; - Recursos financeiros para PSA. 	Regional; público
Bauducco Alimentos	<ul style="list-style-type: none"> - Pegada Hídrica e Pegada Ecológica. 	Local; privado
Laticínio Serra Dourada	<ul style="list-style-type: none"> - Apoio financeiro aos agricultores inseridos no Conservador das Águas, através de bônus de 10% no preço pago ao leite. 	Local; privado
Indústria Dalka do Brasil	<ul style="list-style-type: none"> - Doação de Biodigestores Acqualimp para tratamento de efluentes domésticos das propriedades rurais (saneamento ambiental). 	Local; privado
Auto Pista Fernão Dias	<ul style="list-style-type: none"> - Restauração florestal. 	Regional; privado
Empresa Melhoramento Papéis	<ul style="list-style-type: none"> - Mourões e mudas de árvores nativas. 	Regional; privado
Universidades e Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPE)	<ul style="list-style-type: none"> - Apoio técnico, informacional, e produção de conhecimento científico. 	De federal a local; público e privado

Fonte: adaptado de Pereira (2012) e Chiodi *et al.* (2013).

A prefeitura tem um importante e forte papel de intermediário, organizando a demanda por SAs, representada pelos usuários dos serviços (as companhias local e à jusante de abastecimento de água, indústrias locais, população residente no local, dos municípios

inseridos no Sistema Cantareira, e da RMSP), – e a oferta de SAs, representada pelos provedores dos serviços (proprietários rurais).

O apoio financeiro aos proprietários rurais habilitados tem início com a assinatura do termo de compromisso e a implantação do início das ações do projeto executivo. Este termo é o “contrato” que rege o sistema de PSA, firmado entre o proprietário privado e a prefeitura de Extrema, e que apenas é estabelecido após a aprovação do projeto individual de cada propriedade. Nele estão contidas as ações e metas que deverão ser implantadas como contrapartida do recebimento dos pagamentos. A partir de sua assinatura, o proprietário rural autoriza aos agentes ambientais realizarem ações de conservação no interior de suas propriedades.

O prazo de duração do termo é de 4 anos, passível de renovação. O maior objetivo é a adequação ambiental das propriedades, sendo os SAs os principais produtos. Há metas de conservação do solo (requisito obrigatório em todos os projetos do PPdÁ) e também de cobertura vegetal e saneamento ambiental das propriedades (inovação do Conservador das Águas) (JARDIM, 2010). Aspecto essencial neste processo é que os proprietários são requeridos a registrar suas respectivas áreas de Reserva Legal, o que garante proteção permanente mesmo após o fim do contrato.

O valor a ser pago é equivalente a 100 UFEX⁴⁷ (em 2012, resultam em R\$ 198). O método de valoração utilizado foi o de custo de oportunidade do uso do solo nas propriedades, tendo como *proxy* o valor de arrendamento médio de pastagem por hectare por ano, cujo valor de mercado foi de R\$120,00/ha/ano em 2005 (PEREIRA *et al.*, 2012). A partir deste valor, foi proposto o valor de R\$141,00 ha/ano, valor equivalente a 100 UFEX, que é a unidade de referência do projeto. O valor do pagamento é dividido em 12 parcelas que são pagas até o dia 12 de cada mês. Tais pagamentos podem ser feitos por depósitos em conta bancária ou cheque nominal (retirados na sede da Prefeitura). O valor do pagamento anual por propriedade é calculado conforme a equação abaixo:

$$Valor\ anual = 100 \times UFEX \times (\text{área total da propriedade}) \quad (1)$$

Um diferencial do Conservador das Águas é que optou-se por fazer o pagamento pela área total da propriedade. Isto é justificado pelo fato de que os fatores geradores da remuneração nas propriedades envolvidas incluem saneamento ambiental e práticas

⁴⁷ UFEX é a abreviação de Unidade Fiscal de Extrema (em 2012 correspondia a R\$ 19,80), e é reajustada anualmente pelo Índice Nacional de Preços ao Consumidor (INPC).

mecânicas, que vão além das áreas separadas para preservação ambiental. Portanto, a propriedade como um todo fica comprometida com o projeto.

Além dos pagamentos, os proprietários “também recebem os projetos técnicos, todos os insumos e a mão de obra necessária para o cumprimento das metas” (PEREIRA, 2012, p.35). Segundo Cassola (2010), do total de recursos necessários para a operacionalização do Conservador das Águas, um terço destina-se aos pagamentos diretos aos agricultores, enquanto dois terços são necessários para a implantação de medidas de conservação do solo e restauração nas fazendas, além de cobrir os demais custos de transação.

4.2.3 “Baseline” e monitoramento

O projeto possui como linha de base geral o diagnóstico socioambiental elaborado pelo “Água é Vida”. Primeiro, a Secretaria do Meio Ambiente produz um mapa georreferenciado com todas as áreas de intervenção para as sub-bacias focadas. Tais mapas contêm informação sobre os limites da propriedade, áreas de florestas, locais de agricultura e de pastos e áreas para intervenção. Estas intervenções objetivam especificamente a restauração de APPs que estejam em desacordo com a legislação ambiental. Após a coleta destas informações, os gestores visitam as áreas alvejadas, divulgando o projeto e solicitando participação (ZANELLA, 2011; PEREIRA, 2012). Ao ser selecionado para participar da política, cada produtor deve submeter um projeto individual de sua propriedade.

Aqueles proprietários que aceitam participar assinam contrato e as atividades de conservação são executadas pelo time da Secretaria. O Departamento Municipal de Serviços Urbano e Meio Ambiente (DSUMA) realiza o projeto técnico, que por sua vez é analisado e deliberado pelo Conselho Municipal de Desenvolvimento Ambiental (CODEMA). Portanto, no momento de firmação do termo de compromisso, há uma sólida linha de base a partir da qual será monitorado o cumprimento ou não das metas acordadas. Neste caso, “baseline” refere-se ao “*status quo*” de utilização do solo e práticas agrícolas, que servem como *proxy* para avaliação da quantidade e qualidade da oferta dos serviços hídricos enfocados no PSA.

Por sua vez, o monitoramento se dá de diversas formas. Em 2008, foi realizado um monitoramento socioeconômico dos proprietários participantes. Diariamente, é feito o acompanhamento da qualidade (temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido (OD), turbidez, pH.) e quantidade das águas (medição da vazão) (PEREIRA, 2012). Por meio de visitas semestrais, O CODEMA monitora o cumprimento das metas em cada propriedade. Por

sua vez, o DSUMA elabora relatório mensal sobre o cumprimento das metas estabelecidas e propõe novas metas.

Caso algum contratado esteja em desacordo com a manutenção dos métodos acordados em contrato, o proprietário rural em questão tem seus pagamentos suspensos até que regularize a situação de sua propriedade. O cumprimento com as condições tem sido unânime, com exceção de apenas um caso em 2007, em que o pagamento foi suspenso, mas, após o problema ser solucionado, voltou a ser realizado. Além disso, qualquer disputa que existir deve ser resolvida no fórum da cidade (VALLADARES, 2009). Constatase, portanto, que o Conservador das Águas tem no princípio da condicionalidade um forte “pilar” para a consecução de seus objetivos.

4.2.4. Escala e Resultados

A tabela 4.3 abaixo apresenta a evolução da escala do projeto Conservador das Águas em Extrema-MG. Pelo que se percebe, o projeto atingiu a marca de 100 propriedades cobertas pela política no ano de 2011. Também neste ano os recursos destinados ao projeto ultrapassaram R\$ 1 milhão para um total de cerca de 2,85 mil ha de área. Para Pereira *et al.* (2012), a adesão das propriedades é de praticamente 100% nas sub-bacias nas quais o PSA vigora (sub-bacias das Posses e Salto).

Tabela 4.3: Evolução do número de contratos, área e valor pago no projeto Conservador de Águas em Extrema-MG (2007-2011)

Ano	Nº de contratos	Área (hectares)	Valor PSA pago no ano (R\$)
2007	21	459	16.165
2008	14	301	106.858
2009	26	725	226.101
2010	15	867	340.529
2011	24	498	420.161
Total	100	2.850	1.109.814

Fonte: Pereira (2012, p.37).

Os resultados ambientais são satisfatórios frente às metas previamente estabelecidas. Enquanto na sub-bacia das Posses houve aumento da cobertura de mata nativa de apenas 5% para mais de 10% de toda sua área (dobrando a de vegetação nativa do “baseline”), enquanto

que na sub-bacia do Salto esta mudança foi de apenas 10% para 30% de cobertura vegetal sobre o total de sua área. Por fim, não há evidências de migração de áreas degradadas para outros locais em decorrência do mecanismo (fenômeno convencionado como efeito-vazamento, “*leakage effect*”).

Destaca-se também que o projeto transferiu mais de R\$ 1.000.000 no orçamento dos proprietários rurais envolvidos, dinamizando o agronegócio e melhoramento da renda dos agricultores. Só em 2012, foram mais de R\$ 500.000 em PSA (PEREIRA, 2012). Além disso, na compra de insumos e contratação de recursos humanos e maquinaria para as atividades do projeto, foram injetados mais de R\$ 2 milhões no comércio local. Houve geração de mais de 30 empregos diretos, capacitação de mão de obra para a restauração florestal, práticas de conservação de solo e saneamento ambiental, e principalmente, acúmulo de conhecimento (científico, técnico, prático) com a experiência (PEREIRA, 2012).

O Conservador das Águas enfrentou o desafio de ser o esquema de PSA pioneiro no Brasil, tendo que desenvolver “do zero” toda a metodologia de cálculo dos valores e implantação do mecanismo, além de realizar o difícil processo de convencimento dos *stakeholders* (proprietários rurais, sociedade em geral, além dos parceiros financiadores e apoiadores), que têm o conservadorismo como característica histórica (CHIODI *et al.*, 2013). Não é por menos que tal experiência é vista como “piloto”, servindo de “espelho” para replicação, em especial, via PPdÁ. Por fim, o caso de Extrema é reconhecido nacional e internacionalmente, tendo ganhado diversos prêmios⁴⁸.

Em suma, o Conservador das Águas é um exemplo de sucesso no que se refere à inovação na gestão ambiental, tendo forte caráter regularizador em relação à legislação ambiental. O projeto é fruto de um longo processo de aprendizado, negociação e acúmulo de conhecimento. Pode servir de exemplo no que diz respeito ao papel do investimento na capacitação do setor público para melhorar a gestão dos recursos naturais.

Há perspectiva de incorporar nos projetos pagamento pelo sequestro de carbono e compensações ambientais, cujos recursos necessários serão originados do setor privado (PEREIRA, 2012). Foca-se também em aumentar o financiamento via recursos dos Comitês PCJ (cobrança pelo uso d’água), tornando o mecanismo mais próximo de um mercado de

⁴⁸ Em 2010, Extrema foi premiada como melhor município em Minas Gerais no quesito Meio Ambiente pela Fundação João Pinheiro. Em 2013 foi considerada cidade de maior índice de desenvolvimento municipal do Estado de Minas Gerais pela FIRJAN (medido no índice IFDM, ano-base 2010). Em 2011, ganhou o prêmio Melhores Práticas em Gestão Local da Caixa Econômica Federal, e o 10º Prêmio Furnas Ouro Azul na Categoria Empresa Pública, de iniciativa da Furnas Centrais Elétricas. Já em 2013, foi um dos 12 vencedores do “Prêmio Internacional Dubai de Melhores Práticas 2012”, promovido pelo Programa das Nações Unidas para os Assentamentos Humanos (ONU-Habitat) e o município de Dubai, nos Emirados Árabes.

serviços ambientais com forte intermediação do setor público. Neste sentido, Garcia e Romeiro (2011) criticam o fato de o financiamento de longo prazo do PSA em Extrema não estar assegurado, defendendo, portanto, que sejam criados mecanismos que cobrem diretamente dos principais usuários dos serviços hidrológicos e em longo prazo.

4.3 Projeto Oásis – RMSP e Apucarana (PR)

A Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza (FGB) é uma instituição sem fins lucrativos criada em 1990 e que atua em todo o Brasil. Tem por missão promover e realizar ações de proteção à natureza e, para isso, executa diversas atividades, como apoio a projetos de outras organizações, proteção de áreas naturais próprias e disseminação de conhecimento e sensibilização da sociedade em prol da sustentabilidade ambiental. Desde sua criação, já apoiou 1.266 projetos de conservação da natureza desenvolvidos por quase 400 instituições, distribuídas por todo o País.

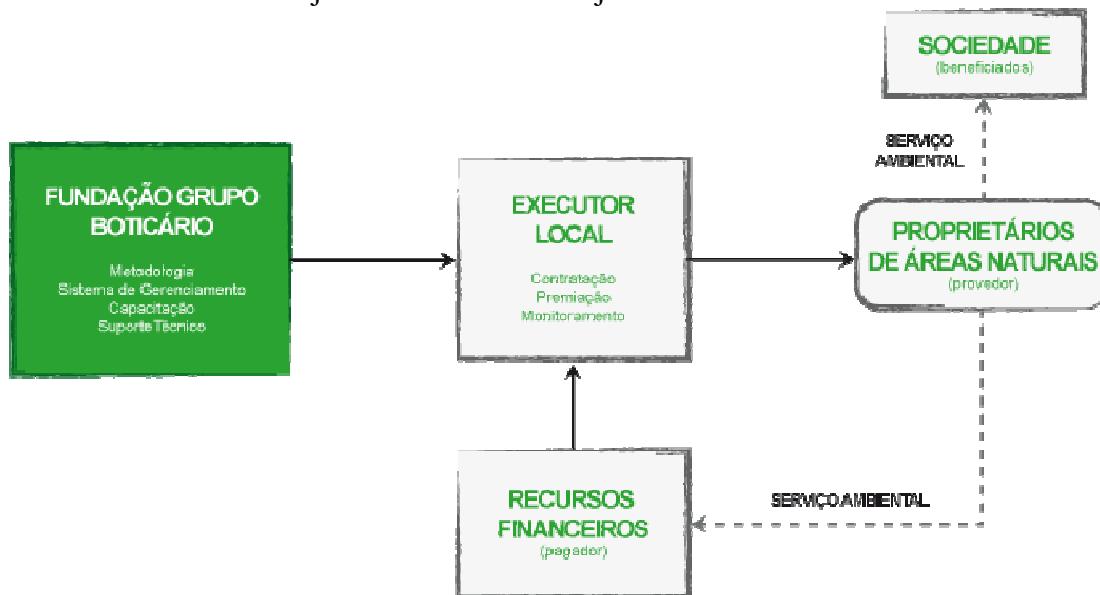
A FGB busca atuar ativamente na proteção e, principalmente, como agente influenciador, impulsionando a atuação de terceiros. Neste contexto é que surgiu o Projeto Oásis como desenvolvimento de um mecanismo de PSA voltado a atuar junto a proprietários rurais particulares, de maneira complementar às políticas públicas ambientais. Tal iniciativa tem o objetivo de preservar e aumentar a cobertura florestal em áreas de mananciais, com o fim de ofertar recursos hídricos de qualidade e em quantidade suficiente para atendimento das necessidades humanas, além de promover a preservação da biodiversidade e o incremento de renda dos proprietários de terras envolvidos.

O Projeto Oásis iniciou-se em 2006 e foi primeiramente criado para atuar na RMSP, sendo posteriormente replicado em diversas localidades: Apucarana (PR), Brumadinho (MG), São Bento do Sul (SC), Palmas (TO) e São José dos Campos (SP). Para fins de realizar uma discussão aprofundada da implantação de uma iniciativa privada de desenvolvimento do mecanismo de PSA, escolheram-se os casos do Projeto Oásis em São Paulo e Apucarana, principalmente, pois são as experiências mais antigas e com maior quantidade de estudos publicados e de dados disponibilizados. O estudo destas duas experiências será apresentado de maneira conjunta, facilitando a comparação (mostrando as semelhanças e diferenças de ambos os casos).

De maneira geral, a figura 4.3 mostra o modelo de arranjo institucional do Projeto Oásis, em que a FGB concentra-se na assistência técnica e suporte operacional, deixando para

o executor a responsabilidade de negociar com parceiros financiadores e contratação e pagamento dos proprietários, além do monitoramento.

Figura 4.3: Modelo de arranjo institucional do Projeto Oásis



Fonte: Fundação Grupo Boticário, 2014.

4.3.1 Contextualização, diagnósticos e antecedentes

A Região Metropolitana de São Paulo é uma grande – e crescente – demandante de recursos hídricos por diversos fatores, dentre os quais estão o seu enorme parque industrial e uma população que também continua em expansão. Entretanto, esta região é carente em oferta local de água – proporcionalmente a sua escala –, o que levou, por exemplo, ao desenvolvimento do complexo Sistema Cantareira (descrito no estudo de caso do Conservador das Águas, acima), que transpõe grande volume de água de outra bacia hidrográfica por meio de um conjunto de 6 reservatórios e túneis.

Enquanto isto, a Represa de Guarapiranga é um dos principais mananciais da RMSP, sendo alimentada, também, pela Represa Billings; tais represas são as fontes de captação de água da porção sul da metrópole, constituindo o sistema Guarapiranga. Ocorre que desde os anos 1970, a região em que se encontra este manancial – originalmente coberta por densa vegetação de Mata Atlântica, com uma infinidade de nascentes e olhos d’água – passa por um intenso e acelerado processo de urbanização desordenada. Tal fenômeno é consequência, dentre uma infinidade de motivos, principalmente, do rápido crescimento demográfico da RMSP, da especulação imobiliária e da insuficiência de políticas públicas de planejamento e

ordenamento urbano, de fiscalização, e de incentivos econômicos à preservação ambiental. Esta conjuntura leva ao aumento da poluição dispersa (ligações clandestinas de esgoto, despejo irregular de resíduos sólidos, etc.) e do desmatamento da vegetação nativa que, por sua vez, engendra vários outros problemas (derivados da perda de oferta de serviços ambientais hídricos), como o assoreamento dos cursos d'água e instabilidade do fluxo hídrico.

Segundo Nunes *et al.* (2012, p.50),

Em 2003, estudos mostravam que apenas 37% da área da bacia possuía remanescentes de Mata Atlântica e mais da metade dessa área encontrava-se alterada por atividades humanas. Segundo a mesma fonte, em seis anos, o espelho d'água do reservatório diminuiu em 20% e uma parte significativa das áreas de preservação permanente encontra-se alterada e desprotegida (ISA, 2006).

Ainda em 1976, foi instituída uma lei específica para o ordenamento do uso do solo na região, com a criação da Área de Proteção aos Mananciais da RMSP, abrangendo, entre outras, as bacias de Guarapiranga e Billings. Posteriormente, foi editada a lei nº 12.233, de janeiro de 2006, que define a Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Bacia Hidrográfica do Guarapiranga, além de programas de fiscalização integrada e outras políticas. No entanto, analisando a situação recente em que as mesmas se encontram, conclui-se que, sozinha, a abordagem de comando e controle tem sido ineficaz na contenção do problema a respeito da ocupação e uso do solo desordenado nestes mananciais.

Em função da grande dependência hídrica da RMSP em relação aos mananciais, o contexto de decadente qualidade e disponibilidade de água coloca em risco a viabilidade operacional de utilização destes reservatórios para fins de abastecimento público (devido ao severo grau de poluição e dos elevados custos de tratamento), podendo levar à escassez de água a mais de 4 milhões de pessoas (VALLADARES, 2009). Foi neste contexto que a FGB começou a delinear estratégias de conservação de fragmentos remanescentes de Mata Atlântica em terras privadas por meio de PSA, inspiradas em experiências bem sucedidas em outros países, como nos Estados Unidos (*Catskills*) e Costa Rica (*PPSA*).

Já em Apucarana, município localizado na região centro-norte do estado do Paraná, o *driver* da ocupação e uso irregular da terra, em sua maior parte, não foi derivado da pressão do crescimento urbano, mas sim pela forma de colonização da zona rural da região, preteritamente ocupada por densa Mata Atlântica. Em 1930, a *Parana Plantations* – empresa de capital inglês que adquiriu mais de 1,3 milhões de hectares no norte do Paraná para implementar projetos de colonização – fundou Apucarana, que por sua terra de elevada fertilidade e pelo clima favorável, atraiu famílias colonas (com destaque para os imigrantes japoneses) para a próspera região de produção, processamento e comercialização de café. Com perdas na produção de café, a região passou por crise severa nos anos 1970 e 1980, que

só foi resolvida após a introdução de indústrias de vestuário e, no campo, do cultivo da soja e de indústrias que a processavam. Atualmente, a região em que Apucarana está inserida é uma das mais modernas e importantes do agronegócio brasileiro, em que se destaca o complexos agroindustriais da soja e da avicultura (ZANELLA, 2011).

O citado processo de colonização legou ao município uma estrutura rural em que há predominância de pequenas propriedades rurais, geridas por agricultores familiares descendentes dos primeiros colonos (que compraram lotes padronizados de 9,6 ha). Historicamente, produzia-se café com fins comerciais juntamente com produção para consumo próprio. Recentemente, a avicultura por contrato tem sido uma atividade de grande atração dos pequenos proprietários. Já nas áreas mais planas, a facilidade de mecanização possibilita o cultivo da soja e de outros grãos, que por exigirem larga escala, são feitas em grandes propriedades ou são operadas parcialmente via arrendamento de terras (ZANELLA, 2011).

A cidade está situada em uma área elevada e de clima bastante úmido, fatores que propiciam a existência de grande número de nascentes e olhos d'água. A ocupação da terra pela agricultura levou ao desmatamento extensivo da vegetação nativa, fazendo com que os esparsos fragmentos de Mata Atlântica ficasse circunscritos a áreas marginais ou impróprias para a mecanização, além de áreas de regeneração e reflorestamento, que estão ocorrendo em um lento processo, como consequência de recente esforço de *enforcement* da legislação ambiental. As restrições impostas pela observância de APPs e RL não eram conhecidas em grande parte dos casos ou simplesmente ignoradas até o início dos anos 2000.

Nesta época, a fiscalização ambiental foi recrudescida, sendo que vários fazendeiros foram multados ou assinaram “termo de ajustamento de conduta” (TAC) para regularização da propriedade, em troca de não serem seriamente penalizados. No entanto, o processo de regularização prevê um processo muito custoso e burocrático (produção de mapa georreferenciado indicando as áreas a serem preservadas e averbação na matrícula da propriedade, abandono produtivo, cercamento e reflorestamento destas áreas, etc.), em especial para os pequenos produtores típicos de Apucarana (ZANELLA, 2011).

Na busca por uma alternativa que tornasse este processo menos penoso ao proprietário rural, o poder público buscou apoio da FGB para desenvolvimento de um programa de PSA em nível local. O Projeto Oásis Apucarana surge, então, como iniciativa da Prefeitura que, por meio de legislação própria, decidiu pela implantação de um incentivo econômico que complementa a abordagem de comando e controle, premiando aqueles que já obedecem às

normas e regras estabelecidas pela legislação ambiental. A experiência na RMSP, neste caso, serviu como piloto para a primeira replicação do Projeto Oásis, em Apucarana.

4.3.2 Iniciativa, desenho do mecanismo PSA e sua operacionalização

Enquanto que na RMSP a iniciativa de implantação do mecanismo de PSA foi totalmente privada, com a FGB tomando frente e buscando parceiros, em Apucarana desenvolveu-se um mecanismo híbrido, no qual a própria prefeitura (idealizadora e propositora do PSA) foi quem buscou o apoio da Fundação no desenvolvimento do esquema como uma ferramenta de complementação ao *enforcement*.

No âmbito do Projeto Oásis, o papel maior da FGB é de mobilização e coordenação dos parceiros para efetivação de um mecanismo de PSA, oferta de apoio técnico e de metodologia específica de valoração ambiental e sistema de informações, além de estímulo à formulação, por parte do poder público, de legislação específica nesta matéria.

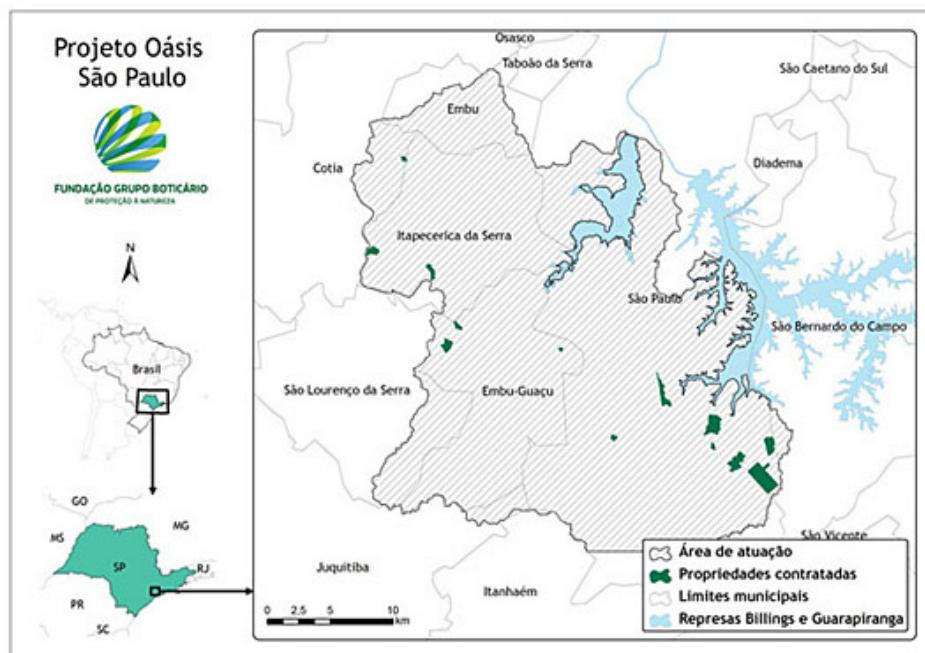
O Projeto Oásis São Paulo (figura 4.4) nasce com a preocupação da FGB na preservação dos mananciais da RMSP. A partir desta preocupação, a FGB buscou o desenvolvimento de uma abordagem de política ambiental em que a iniciativa privada pudesse, por meio de incentivos econômicos, apoiar o setor público na conservação ambiental. O PSA foi visto como um meio eficiente de buscar este resultado, já que o incentivo econômico conjuntamente à conscientização ambiental agem diretamente na tomada de decisão sobre o uso da terra, em direção à preservação ambiental, considerando-se o proprietário de terras como parceiro em prol da sustentabilidade. Por outro lado, o *enforcement*, sozinho, implica apenas em custos para este proprietário, obrigando-o a agir como se transgressor fosse.

O Projeto Oásis em São Paulo visa, pois, “premiar” os proprietários rurais particulares que prestam serviços ambientais essenciais na conservação destes mananciais e que se comprometem a conservar estes remanescentes florestais. O que guia o Projeto é a oferta de apoio técnico e financeiro a estes proprietários por meio de um contrato formal em que se estabelece suas obrigações e o valor a ser pago pela FGB. Neste sentido, o Projeto Oásis São Paulo foi construído com o objetivo de

“fortalecer a proteção de remanescentes de Mata Atlântica e ecossistemas associados na Área de Proteção aos Mananciais da RMSP, especificamente na bacia hidrográfica da represa de Guarapiranga e nas Áreas de Proteção Ambiental

municipais do Capiravi-Monos e Bororé-Colônia, abrangendo uma região de aproximadamente 82 mil hectares.” (NUNES *et al.*, 2012)⁴⁹

Figura 4.4: Áreas de abrangência e de contratação do Projeto Oásis São Paulo



Fonte: Fundação Grupo Boticário (2014).

Conforme mostra o quadro 4.4, o Projeto Oásis em São Paulo reconhece e trabalha com os seguintes serviços ambientais: armazenamento de água, controle de erosão, e qualidade da água. Um ponto essencial a ser destacado é o pioneirismo da FGB ao elaborar a metodologia de implantação, cujo caráter inovador está no estabelecimento das fases em que os atores são definidos e na técnica de valoração utilizada para estimar os valores de referência a serem pagos. Sobre este último ponto, é importante destacar que a valoração se dá pelo custo de reposição, que reconhece aqueles que mais contribuem na prestação dos serviços ambientais focalizados, diferentemente do custo de oportunidade, que geralmente é o método de valoração utilizados nas experiências brasileiras de PSA.

Para se construir esta metodologia, foram desenvolvidos estudos e levantamentos de campo pela própria FGB, nos quais foram utilizados dados sobre as bacias hidrográficas cedidos por parceiros locais do setor público (Secretaria do Verde e do Meio Ambiente da prefeitura de São Paulo e a Fundação Agência da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê). Nesta fase, também foram definidos o índice de valoração de mananciais (IVM), as áreas prioritárias

⁴⁹ A região atualmente conta apenas com 1.300 ha de áreas protegidas por parques estaduais, municipais e RPPN, somando cerca de 1,6% da área abrangida pelo projeto (FGB, 2011a).

de contratação, identificação dos potenciais interessados em aderir ao projeto e elaboração de um cadastro preliminar destas propriedades.

Quadro 4.4: Objetivos principal e específicos, e serviços ambientais remunerados no Projeto Oásis São Paulo

Objetivo Principal

- Proteção de mananciais da RMSP, pela implementação de um modelo integrado de conservação de áreas naturais particulares, aplicando um mecanismo inovador de PSA.

Objetivos específicos

- Implantação de um novo mecanismo de conservação de terras privadas que estabeleça um sistema de pagamento por serviços ambientais;
- Contribuição para a manutenção da qualidade de água nas propriedades apoiadas;
- Contribuição direta para construção de políticas públicas relacionadas à proteção de mananciais;
- Divulgação do projeto estimulando a replicação dos mecanismos implementados.

Serviços ambientais

- Armazenamento de água;
- Controle de erosão;
- Qualidade da água.

Fonte: elaboração própria, com base em FGB (2014).

Com o fim de otimizar os recursos técnicos e financeiros disponíveis, houve a necessidade de definição de regiões prioritárias para implantação dentro do universo de 82.000 ha, estabelecendo-se, assim, as áreas consideradas favoráveis a uma maior produção hídrica relativa e com maiores índices de qualidade de água para abastecimento (NUNES *et al.*, 2012). A unidade de análise espacial escolhida foi a bacia hidrográfica, utilizando-se, pois, de uma divisão geográfica natural (definida pelo relevo e pela drenagem da região específica). Utilizou-se como referência a divisão em 28 sub-bacias hidrográficas que consta no diagnóstico da bacias hidrográficas das represas Billings e Guarapiranga feito pelo Instituto Sociambiental (ISA, 2006).

A partir disto, “foram estabelecidas algumas características consideradas favoráveis para a maior produção hídrica por unidade de área, aliada a melhores índices de qualidade de água, e que indicassem também maior suscetibilidade à erosão” (NUNES *et al.*, 2012, p.52). Para cada uma destas características, foram definidos parâmetros para o grau de importância hídrica em “Prioridade 1” e “Prioridade 2”. Dentre tais características, destacam-se os seguintes itens: a) fornecimento de água para Guarapiranga; b) maior produção hídrica e menor fragilidade ambiental; c) entorno de unidades de conservação de proteção integral; e d) maiores índices de cobertura vegetal e menores índices de urbanização (FGB, 2014). Feita esta categorização e classificadas segundo sua importância, as sub-bacias foram agrupadas em 3 níveis de prioridade: alta (14 sub-bacias, correspondendo a aproximadamente 47 mil ha),

média (8 sub-bacias, perfazendo cerca de 20 mil ha) e baixa (6 sub-bacias, totalizando aproximadamente 15 mil ha).

Para realizar seleção e contratação dos proprietários “ofertantes de SAs”, foi realizado um processo dividido em fases. Na primeira fase, os proprietários particulares interessados em participar entram em contato com a equipe do Projeto e têm suas propriedades cadastradas em um banco de dados, além de receberem informações sobre a lógica de funcionamento do mecanismo e preencherem um cadastro que avalia os seguintes pré-requisitos para participação: a) a localização da propriedade na área de abrangência do projeto; b) a localização nas sub-bacias prioritárias; e c) existência de área mínima (2 ha) com características naturais na propriedade (VALLADARES, 2009; FGB, 2014; NUNES *et al.*, 2012). Caso tais critérios básicos sejam atendidos, na segunda fase, “são realizados levantamentos secundários com base em imagens de satélite, fotografias aéreas e bases cartográficas para registro de características como tamanho dos fragmentos vegetacionais, rede de drenagem, conectividade com outras áreas naturais, entre outras” (NUNES *et al.*, 2012, p.54).

Ao mesmo tempo, é realizada uma análise de documentação fundiária das propriedades, feita voluntariamente pelo escritório de advocacia Losso, Tomasetti & Leonardo Sociedade de Advogados, ator parceiro que também foi responsável pela construção dos contratos que regem o PSA. Para participarem do Projeto, é requerido que os contratados tenham propriedade total da terra, sendo que várias propriedades que poderiam vir a participar foram excluídas justamente pela falta de documentação relativa à propriedade (“escritura”) (VALLADARES, 2009).

Com a aprovação nestas fases, é elaborada uma lista hierarquizada de propriedades candidatas, classificando-as segundo suas características físicas e ecológicas. É realizada uma avaliação *in loco* de cada propriedade, que, juntamente com a avaliação secundária referida acima, formam uma linha de base para cada beneficiário firmar o contrato. A partir do processamento deste conjunto pormenorizado de informações, é calculado o IVM (que pode variar de 0 a 1), que reflete o grau de contribuição que a conservação da área natural específica pode gerar para o alcance dos objetivos do Projeto⁵⁰.

⁵⁰ A análise da sucessão das etapas e dos requisitos para participação no esquema de PSA do Projeto Oásis em São Paulo permite concluir que são levados em conta apenas critérios ambientais relacionados aos serviços ambientais hídricos na seleção dos “prestadores de SAs”, o que reflete a priorização na busca de eficiência no uso dos recursos financeiros.

De acordo com Veiga e Gavaldão (2011), o perfil médio dos proprietários beneficiados é de propriedades que majoritariamente possuem mais de 70% de sua área coberta por vegetação nativa, e que não têm nenhuma produção que gere renda, com raras exceções, diferentemente dos produtores rurais convencionais.

Em se tratando do valor de referência para o cálculo do valor do apoio financeiro, foi desenvolvida uma metodologia com base em diversos estudos, como o de Costanza et al. (2007) e Smith (2006). De acordo com FGB (2012, p.9), “a metodologia do Projeto Oásis não tem como objetivo, puramente, a valoração do serviço ambiental, mas sim incentivar os proprietários rurais a modificarem a maneira de uso da terra quando essas não estiverem em consonância com as práticas conservacionistas”. Assim, chegou-se ao valor total anual de R\$ 370 por hectare de área natural preservada, correspondentes à soma dos seguintes itens: armazenamento de água (R\$ 99/ha/ano), manutenção da qualidade de água (R\$ 75/ha/ano) e controle de erosão (R\$ 196/ha/ano). Em posse do valor de referência, utiliza-se o IVM como multiplicador para chegar-se ao valor final oferecido (equação 2 abaixo). Destaca-se que apenas a área natural da propriedade rural é contratada.

$$Valor\ anual = (R\$ \ 370,00) \times IVM \times (nº\ hectares\ contratados) \quad (2)$$

A partir deste valor, a modalidade de contrato (de acordo com a documentação do imóvel) e as características do contrato (obrigações e especificidades) são definidas em um processo de negociação com o proprietário. O prazo de vigência do contrato é fixado em 5 anos, podendo ser renovado de acordo com a disponibilidade de recursos e interesse da fonte financiadora. Os pagamentos são realizados em parcelas semestrais, via depósito bancário, apenas após realizado o monitoramento ambiental nas propriedades.

Os parceiros financiadores, isto é, os “compradores de SAs” são a *Mitsubishi Corporation Foundation for the Americas* (MCFA) e o Instituto *Credit Suisse Hedging-Griffo* (Instituto CSHG). O primeiro arcou com os pagamentos realizados às propriedades contratadas até 2010, enquanto que o segundo se responsabilizou pela doação dos recursos às duas novas propriedades contratadas em 2011. Ambas as instituições não são as principais beneficiárias diretas da melhoria dos recursos hídricos; são, na verdade, “braços” de duas grandes corporações multinacionais que objetivam agregar valor às suas respectivas marcas por meio do apoio e/ou implementação de ações que demonstrem responsabilidade

socioambiental⁵¹. Destaca-se, ainda, que não foi necessária a edição de uma legislação específica para a instituição deste esquema, já que o repasse de recursos aos proprietários se deu estritamente na iniciativa privada (o único marco legal é a instituição do contrato, registrado em cartório). O quadro 4.5, abaixo, demonstra o arranjo institucional que rege o Projeto Oásis São Paulo.

Quadro 4.5: Atores parceiros, suas ações, seus papéis e o nível de governança no Projeto Oásis São Paulo

Atores	Ação – papel	Nível de governança
Fundação Grupo Boticário de Conservação à Natureza	<ul style="list-style-type: none"> - Gestão administrativa e técnica; - Cadastroamento das propriedades; - Mapeamento das propriedades e demais levantamentos secundários; - Gerenciamento do projeto; - Monitoramento das propriedades; - Disponibilização de sistema de informação (SisOASIS); - Efetuação dos pagamentos. 	Nacional; privado
Secretaria do Verde e Meio Ambiente da Prefeitura da Cidade de São Paulo	<ul style="list-style-type: none"> - Fornecimento de dados sobre as bacias hidrográficas. 	Municipal; público
Secretaria de Meio Ambiente – Governo do Estado de São Paulo	<ul style="list-style-type: none"> - Fornecimento de dados sobre as bacias hidrográficas. 	Estadual; público
Fundação Agência da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê	<ul style="list-style-type: none"> - Fornecimento de dados sobre as bacias hidrográficas. 	Nacional; público
Mitsubishi Corporation Foundation for the Americas	<ul style="list-style-type: none"> - Recursos financeiros para o efetivação do PSA. 	Internacional; privado
Instituto Credit Suisse Hedging-Griffo	<ul style="list-style-type: none"> - Recursos financeiros para o efetivação do PSA e para cobrir custos de transação. 	Internacional; privado
Losso, Tomasetti & Leonardo Sociedade de Advogados	<ul style="list-style-type: none"> - Assistência jurídica (formatação dos contratos e análise de documentos) 	Local; privado

Fonte: elaboração própria, com base em FGB (2011a, 2011b), Veiga e Gavaldão (2011), e Nunes *et al.* (2012).

Já no caso de Apucarana, a iniciativa partiu da Secretaria de Meio Ambiente e Turismo (SEMATUR) deste município, que buscou estabelecer parceiros para conseguir implantar o PSA. A FGB entrou como parceira para a constituição de um mecanismo de política ambiental de âmbito municipal. Esta parceria foi mediada pela assinatura, pela FGB, de um termo de cooperação com a Prefeitura de Apucarana, com o fim de contribuir tecnicamente para o PSA municipal e, assim, potencializar os resultados desta iniciativa. Neste contexto, a FGB necessitou adaptar o método de valoração ambiental, já que as características socioambientais desta região são significativamente distintas das presentes na RMSP. A ideia era premiar aqueles que investissem para o cumprimento das restrições impostas pela legislação ambiental (nos níveis federal, estadual e municipal) e, ao mesmo tempo, incentivar a oferta de serviços ecossistêmicos, em particular os relacionados à água. O

⁵¹ Isto demonstra que é possível encontrar no mercado parceiros em potencial dispostos a apoiar projetos de PSA como forma de melhorar sua imagem perante a sociedade.

quadro 4.6, abaixo, especifica os objetivos alvejados e serviços ambientais enfocados pelo Projeto Oásis Apucarana.

Para poder realizar a transferência de recursos públicos para os proprietários rurais beneficiários, foi necessário, assim como em Extrema (MG), o estabelecimento de legislação específica para o Projeto. Assim, foi instituída a lei municipal nº 058, de 2009, que dispõe sobre a criação do Projeto Oásis em Apucarana, autorizando o Executivo Municipal a prestar apoio técnico e financeiro aos proprietários rurais.

Quadro 4.6: Objetivos principal e específicos, e serviços ambientais remunerados no Projeto Oásis Apucarana

Objetivo Principal

- Implementação de ações em prol da melhoria da qualidade de vida, com o aumento da quantidade e qualidade da água na região.

Objetivos específicos

- Incentivar a proteção dos remanescentes florestais e nascentes;
- Aumentar a cobertura vegetal por meio do enriquecimento ou restauração;
- Implantar ações de saneamento que mitiguem os impactos na propriedade e região;
- Promover a adoção de práticas conservacionistas;
- Recuperação de áreas degradadas.

Serviços ambientais

- Armazenamento de água;
- Controle de erosão;
- Qualidade da água.

Fonte: elaboração própria, com base em Zanella (2011) e Nunes *et al.* (2012).

A unidade de análise para implementação selecionada foi a bacia hidrográfica, sendo que o território da cidade é composto por três bacias: Rio Pirapó, Rio Tibagi e Rio Ivaí (figura 4.5). Com fins de estabelecer áreas de prioridade para a ordem de execução do projeto, inicialmente em 2009, apenas propriedades no interior da bacia do Rio Pirapó eram elegíveis⁵². A partir de 2011 e 2012, respectivamente, as bacias dos Rios Tibagi e Ivaí também foram contempladas.

Os proprietários de terras que desejam participar do Projeto devem se cadastrar na SEMATUR. Para definição dos “ofertantes de SAs” que receberiam a premiação, uma comissão técnica analisa, *in loco*, se as propriedades candidatas obedecem a uma série de pré-requisitos. Tais critérios dizem respeito ao cumprimento – ou ao menos comprometimento com este – com a legislação ambiental, as características hídricas naturais da propriedade e

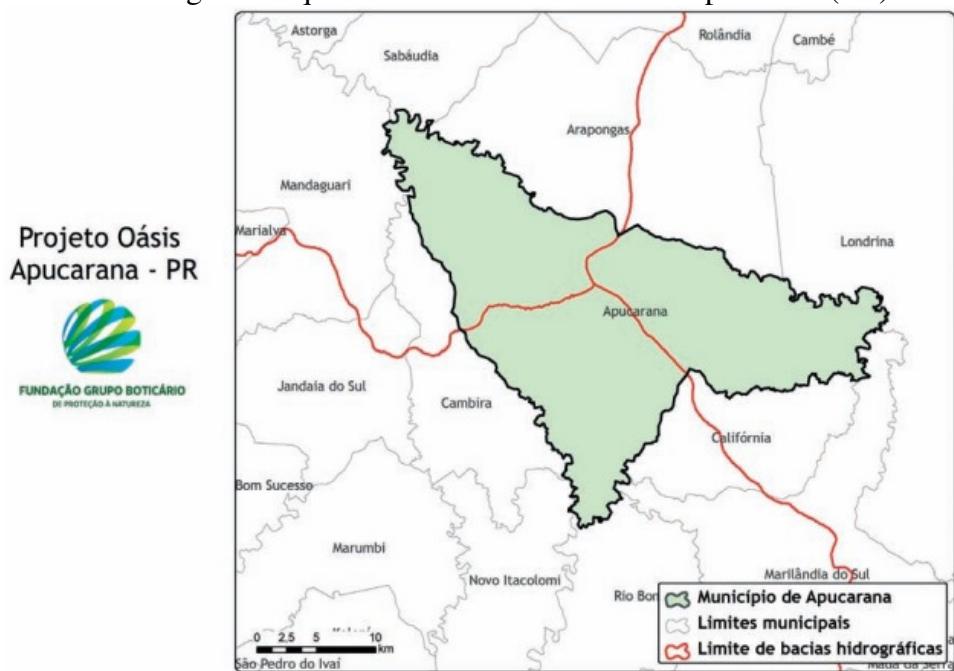
⁵² Estudos de campo, caracterização prévia das propriedades e a escala de contribuição direta para o abastecimento público foram os critérios para esta priorização. A bacia do Rio Pirapó foi a primeira atendida principalmente por ser a principal fonte de água para cidades como Maringá e Londrina (NUNES *et al.*, 2012).

práticas agrícolas (cultivares e mecânicas) sustentáveis. Conforme Nunes *et al.*, (2012), tais critérios são:

- i) APP florestada ou com projeto de recuperação elaborado;
- ii) RL averbada ou em processo de averbação;
- iii) Plantio direto (quando cabível);
- iv) Carreador com caixa de contenção⁵³;
- v) Áreas de pastagem cercadas (quando houver); e
- vi) Curva de nível nos 50 metros da APP das nascentes para evitar erosão.

É importante ressaltar que, mesmo no caso dos proprietários que ainda não estão totalmente de acordo com a legislação ambiental vigente ou não adotam as práticas de manejo enfocadas, o poder público os assessorará na promoção da recuperação ambiental. No primeiro ano (2009), a lei nº 241/2009 estabeleceu, dentre outras providências, que poderiam receber os valores do Projeto aqueles agentes rurais que se comprometessem a averbar suas respectivas áreas de proteção no prazo de 180 dias.

Figura 4.5: Bacias hidrográficas que constituem o território de Apucarana (PR)



Fonte: Fundação Grupo Boticário, 2014.

⁵³ O estabelecimento de caixas de contenção tem o fim de controlar o processo de erosão, e como consequência, evitar o assoreamento dos cursos d'água e das nascentes.

Juntamente com a adequação aos pré-requisitos, várias características ambientais e de manejo da terra presentes na propriedade geram, cada uma, uma pontuação específica, cujo somatório produz um índice de valoração da propriedade rural que define o quanto cada proprietário receberá. De acordo com Nunes *et al.* (2012, p.59)

“As características que complementam o valor da premiação são, entre outras: o estado de conservação da RL e das APPs (até 0,3 pontos); a conectividade da RL com as RLs dos vizinhos e com as APPs (até 0,06 pontos); a existência de áreas de floresta nativa que excedam a RL e as APPs (até 0,2 pontos/ha de excedente, e 0,2 pontos a mais se formam um bloco único de mais de 10 ha); uso da agricultura orgânica (até 0,2 pontos); a existência de linhas de quebra vento ou cercas vivas feitas exclusivamente com espécies nativas (0,1 ponto); e a quantidade de nascentes com suas matas ciliares protegidas existentes na propriedade (até 6,4 pontos).”

Diferentemente do caso da RMSP, o Projeto Oásis Apucarana leva em conta não apenas as características ambientais inatas à propriedade, mas também a adoção de práticas “eco responsáveis”, dada a importância da produção agrícola na região e o perfil das propriedades. A flexibilidade metodológica oferecida pelo Projeto Oásis quanto à possibilidade de adaptação do método de valoração foi um “trunfo” imprescindível para que o mecanismo da FGB ganhasse notoriedade em âmbito nacional e se destacasse como exemplo a ser seguido no que tange às políticas de PSA.

Os contratos assinados são firmados entre prefeitura e proprietários de terra, com prazo de vigência de 4 anos, passíveis de prorrogação. Quanto ao valor do benefício, foi estabelecido o valor mínimo de duas Unidades Fiscais do Município (UFM⁵⁴, que em 2013 correspondeu a R\$55,46), equivalente a um pagamento de R\$ 100,92 a partir do cumprimento com os pré-requisitos estabelecidos. Ademais, o cumprimento em relação a cada um dos critérios de pontuação gera um aumento deste índice, a partir do qual é calculado o valor efetivamente recebido mensalmente e por meio de depósito. Salta aos olhos o fato de que, no Projeto Oásis Apucarana, os pagamentos não são feitos com base apenas no agregado do índice de valoração e do valor da UFM, não sendo calculado, portanto, proporcionalmente a uma unidade de área específica, como ocorre nos demais casos aqui estudados.

Destaca-se o fato de que, a cada atividade de monitoramento realizada, tal índice pode aumentar ou diminuir, conforme o cumprimento com os critérios previstos. Portanto, o valor dos pagamentos é variável não apenas de acordo com o reajuste da UFM, mas também pelo

⁵⁴ A UFM de Apucarana tem como parâmetro de reajuste o INPC, calculado anualmente. No entanto, a UFM permaneceu igual a R\$35,00 pelo prazo de 10 anos. Em 2013, houve um forte reajuste com a finalidade de reforçar as receitas municipais e cobrir a defasagem de seu valor, que foi reajustado em mais de 58%, para R\$55,46.

cálculo do índice de valoração, que reflete o comprometimento dos agentes rurais com a conservação dos recursos hídricos e a consequente prestação de serviços ambientais.

Já do lado do financiamento do esquema, os recursos para o PSA são provenientes do Fundo Municipal de Meio Ambiente. As principais fontes que abastecem este fundo são o repasse de 1% da arrecadação da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) e recursos do ICMS-Ecológico, cuja origem está na parcela da arrecadação estadual que é destinada a premiar os municípios que adotam práticas sustentáveis como Unidades de Conservação municipais, coleta seletiva de resíduos sólidos e tratamento de esgoto.

A parceria com a SANEPAR foi essencial para a consecução do esquema, pois significa fazer com que a maior beneficiária do aumento de qualidade dos recursos hídricos remunere aqueles proprietários rurais que prestam os serviços ambientais que acabam por reduzir seus custos de tratamento da água. Há, portanto, forte interligação entre os ofertantes e o principal demandante de SAs relacionados à água. Segundo Nunes *et al.* (2012, p.58), ao tomar conhecimento do projeto, a SANEPAR “visualizou uma oportunidade estratégica de investir em seu negócio, acreditando que em longo prazo o projeto poderia ser a garantia do fornecimento de água em abundância e melhor qualidade para a empresa”. Uma das justificativas é o fato de Apucarana ser uma área de importância ecológica essencial para a qualidade dos recursos hídricos das principais bacias que abastecem importantes cidades do estado como Maringá e Londrina.

Quadro 4.7: Principais atores parceiros, suas ações, seus papéis e o nível de governança no Projeto Oásis Apucarana

Atores	Ação – papel	Nível de governança
Fundação Grupo Boticário de Conservação à Natureza	- Assistência técnica; - Fornecimento de metodologia de valoração ambiental; - Disponibilização de sistema de informação (SisOASIS);	Nacional; privado
Secretaria do Meio Ambiente e Turismo (SEMATUR) de Apucarana	- Definição de bacias hidrográficas prioritárias; - Cadastramento dos proprietários interessados a participar; - Levantamento secundário de dados <i>in loco</i> ; - Monitoramento do mecanismo; - Efetuação do PSA aos proprietários rurais.	Municipal; público
Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR)	- Maior parte recursos financeiros para efetivação do PSA.	Estadual; público
Agência Nacional de Águas (ANA)	- Recursos financeiros para projetos de conservação do solo e recuperação de bacias hidrográficas.	Nacional; público
UTFPR-AP	- Monitoramento da qualidade das águas nas três bacias hidrográficas em questão, por meio de pesquisa científica acadêmica.	Nacional; público

Fonte: elaboração própria, com base em Nunes *et al.* (2012).

No desenho institucional (quadro 4.7), portanto, a FGB se responsabilizou por fornecer assistência técnica, em especial para definição das áreas prioritárias e da metodologia de valoração ambiental. A instituição executora é a SEMATUR, enquanto que a principal

financiadora é a SANEPAR. Ainda há a participação da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (*campus* Apucarana), Sindicato Rural Patronal de Apucarana, Conselho Municipal de Meio Ambiente de Apucarana, Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural (EMATER-PR), Secretaria da Agricultura e Abastecimento, Instituto Ambiental do Paraná (IAP) entre outros.

4.3.3 “Baseline” e monitoramento

No caso do Projeto Oásis São Paulo, a linha de base adotada são as avaliações secundárias *in loco* feitas pela equipe da FGB na fase de seleção das propriedades candidatas ao programa. Tal avaliação contém dados sobre as características ambientais, mapas e fotografias de cada uma destas. O monitoramento é realizado semestralmente pela equipe técnica da FGB, sendo monitorados os critérios determinantes do IVM (relacionados à vegetação, hidrografia e manejo da propriedade). O descumprimento com as questões acordadas em contrato pode levar ao rompimento do mesmo por parte da FGB, caso não haja adequação por parte do proprietário no prazo de 30 dias após a detecção do problema.

Da mesma forma, no Projeto Oásis Apucarana a linha de base também é formada pelas informações coletadas em avaliação *in loco* realizada pela comissão técnica da SEMATUR (Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Turismo de Apucarana) na fase de seleção dos beneficiários. A mesma instituição se responsabiliza por monitorar os resultados semestralmente e com base nesta avaliação, pode haver mudanças no índice de valoração com consequente mudança no valor da premiação.

A FGB também disponibiliza uma importante ferramenta para de gestão informacional que é o SisOASIS, um sistema informatizado de gerenciamento *online*. Esta ferramenta auxilia na organização e processamento dos dados coletados nas visitas técnicas e monitoramento ambiental, otimizando e padronizando os fluxos informacionais. De acordo com FGB (2012, p.12), o diferencial do SisOASIS é de possibilitar a configuração da metodologia de valoração ambiental para cada projeto de acordo com as características locais”. Por meio dele, a FGB disponibiliza, dentre outros itens, suporte técnico e conteúdo de pesquisa (artigos, fotos, notícias), além da avaliação estatística do desempenho de cada projeto. Por sua vez, o executor local tem opções como, por exemplo, o acesso aos conteúdos disponibilizados pela FGB, cadastramento dos parceiros e proprietários participantes,

efetuação do cálculo de valoração ambiental, além da possibilidade de agendar eventos e reuniões importantes para execução do projeto.

4.3.4 Escala e Resultados

Sem referência nacional anterior, a FGB assumiu o desafio de desenvolver de maneira inovadora um mecanismo de PSA de iniciativa privada no Brasil. Neste sentido, o esquema na RMSP se tornou referência de sucesso e “piloto” para posterior replicação, primeiro, em Apucarana, e posteriormente, em vários municípios brasileiros.

Conforme mostra a tabela 4.4, o Projeto Oásis São Paulo, mesmo sendo de escala reduzida, contribui para a proteção de quase 750 ha de Mata Atlântica nativa em área de mananciais numa região altamente antropizada/urbanizada (a RMSP é a área mais populosa do país). O tamanho médio da propriedade contratada é de 20 ha, variando de 4,6 ha até 269 ha. A média de pagamento por propriedade é de R\$ 15.504 por ano. Fato de destaque é que, com o pagamento, os donos das propriedades contempladas aumentaram a vigilância sobre elas, cuidando para o aumento da oferta de serviços ecossistêmicos (NUNES *et al.*, 2012).

Tabela 4.4: Número cumulativo de contratos e áreas protegidas pelo Projeto Oásis São Paulo (dados cumulativos)

	2007	2008	2009	2010	2011 e 2012
Propriedades contratadas	7	12	13	13	14
Nascentes protegidas	28	78	85	85	101
Áreas naturais contratadas (ha)	255,4	617,9	656,8	656,8	747,7

Fonte: Nunes *et al.*(2012, p.56).

Há uma lista de mais de 20 propriedades cadastradas para contratações futuras, sendo a disponibilidade de recursos financeiros específicos para a premiação o fator de maior limitação ao crescimento do Projeto. Portanto, a construção de parcerias para o financiamento do Projeto mostra ser seu “nó górdio”. A FGB busca convencer o poder público municipal a assumir o custo financeiro do mecanismo, já que os consumidores do município de São Paulo são os maiores beneficiários do aumento da qualidade dos recursos hídricos das bacias hidrográficas contempladas (uma população de aproximadamente 4 milhões de habitantes é beneficiada).

Já em Apucarana, observa-se que o mecanismo de PSA alcançou maior escala num ritmo mais acelerado. Um dos principais motivos é a disponibilidade de recursos garantida por legislação e a existência de um importante consumidor de recursos hídricos (SANEPAR). Há um universo de 600 proprietários potencialmente elegíveis e que têm interesse em participar. Destes, aproximadamente 31% foram contemplados até 2012 (tabela 4.5).

Apesar de a política ser recente, predominam os relatos de “reaparecimento de nascentes em razão da restauração de 64 ha de áreas degradadas e da proteção das nascentes com cercas evitando o pisoteio do gado na área” (NUNES *et al.*, 2012, p.61). Em 2012, 613 nascentes já estavam protegidas, beneficiando diretamente a SANEPAR com o aumento, no longo prazo, da qualidade e vazão dos cursos d’água utilizados para abastecimento público.

Tabela 4.5: Resultados do Projeto Oásis Apucarana (dados cumulativos)

	Bacia Pirapó			Bacia Tibagi			Bacia Ivaí			Total
	2010	2011	2012	2010	2011	2012	2010	2011	2012	
Proprietários contratados	64	87	95	0	46	64	0	0	25	185
Área total (ha)	1.354	1.986	-	0	1.213	-	0	0	-	5.000
Área natural (ha)	339	497	-	0	303	-	0	0	-	800*
Nascentes	235	293	-	0	92	-	0	0	-	613

Fonte: adaptado de Nunes *et al.* (2012, p.60) e Prefeitura de Apucarana (2012). * Dado disponível até 2011.

Um ponto de importância central em Apucarana é o tamanho do valor do pagamento, que varia de R\$ 924 a R\$ 6.938 por ano (ou R\$ 77 e R\$ 578 ao mês), para valor de UFM de 2012 (UFM = R\$ 35,00)⁵⁵, com predominância de pequenos e médios agricultores com áreas de aproximadamente 30 ha. Este complemento de renda é essencial para o perfil médio de produtor rural da zona rural da cidade, visto que, segundo dados da prefeitura, a renda média líquida de cada pequeno proprietário é de R\$ 500 por mês (NUNES *et al.*, 2012, p.61).

Conclui-se, portanto, que a iniciativa da FGB tem sido exitosa. O Projeto Oásis conseguiu superar a desconfiança dos proprietários rurais e tem ganhado cada vez mais atenção em âmbito nacional. Os projetos em São Paulo e Apucarana, mostrando eficácia no alcance dos objetivos ambientais estabelecidos. Em especial, a capacidade de o projeto promover a regularização das propriedades e a melhoria dos recursos hídricos tem chamado a atenção de outros municípios brasileiros.. Isto indica que é desejável que a FGB adote medidas que facilitem a adaptabilidade do Projeto Oásis às especificidades regionais das áreas em que há demanda por este tipo de política.

⁵⁵ Usa-se valores de 2012 pois não há dados sobre os valores recebidos em 2013.

4.4 ProdutorES de Água e Programa Reflorestar - ES

Após a análise de iniciativas nacionais em âmbito local, esta seção descreve uma experiência estadual de PSA. Foi selecionado o exemplo capixaba do programa ProdutorES de Água, que posteriormente foi renomeado com Programa Reflorestar.

O estado do Espírito Santo é um exemplo de inovação em política ambiental no que diz respeito ao desenho de mecanismos públicos de PSA. Com ajuda do Banco Mundial, por meio do *Global Environment Facility (GEF)*, e de outros parceiros do terceiro setor, foi o primeiro estado a elaborar uma lei específica para instituição de PSA (criando o Programa de Pagamentos por Serviços Ambientais do ES, instrumentalizado como ProdutorES de Água). Este programa atende a áreas situadas em cinco municípios, quais sejam: Alfredo Chaves, Afonso Cláudio, Brejetuba, Alto Rio Novo e Mantenópolis.

Ao adquirir experiência com tal iniciativa, absorvendo conhecimentos repassados pelos parceiros – em especial, o Banco Mundial –, e com o estabelecimento de metas ambiciosas de aumento da cobertura florestal a longo prazo (230.000 ha até 2025), o governo procurou articular várias de suas iniciativas de política ambiental no inovador Programa Reflorestar. Este mecanismo visa aliar proteção ambiental com melhoria das condições socioeconômicas dos produtores rurais.

Para compreender este processo de evolução e aperfeiçoamento institucional, proceder-se-á da seguinte forma: primeiro, será feita a exposição do Programa ProdutorES de Água na mesma sequência adotada para os estudos de casos anteriores; posteriormente, serão apresentadas as motivações para o surgimento do Programa Reflorestar e suas diferenças em relação ao mecanismo de PSA que lhe originou.

4.4.1 Contextualização, diagnósticos e antecedentes

Espírito Santo é um estado litorâneo, de relevo predominantemente montanhoso e de declividade elevada (em especial, nas áreas localizadas na Serra do Mar). Tem a Mata Atlântica como vegetação nativa predominante, propiciada pelo clima úmido e solo de alta fertilidade. Quanto aos recursos hídricos, uma conjunção de fatores fazem com que a região inspire cuidados. A distribuição desigual da precipitação pluvial entre as estações seca e chuvosa, as características geológicas e de solo, terrenos acidentados e de encostas íngremes

são fatores que, conjuntamente, tornam a região muito suscetível à erosão (ZANELLA, 2011; SILVA *et al.*, 2012). Outro fato de destaque é que as chuvas se concentram nas regiões com maiores quantitativos remanescentes de Mata Atlântica.

Sabe-se que o processo de erosão natural é acentuado pelas mudanças de uso do solo provocadas pelo homem, especialmente aquelas relacionadas à produção agropecuária, que converte a floresta em áreas de lavoura ou de pasto. No caso das regiões montanhosas de Espírito Santo, ao menos nas localidades que serão aqui tratadas, havia parca ocupação da terra até o início do século XX, quando ocorreu uma onda de imigrantes – em sua maioria, alemães e italianos – que colonizaram a terra aproveitando uma política governamental pró-imigração de europeus (ZANELLA, 2011). Os colonos trouxeram as práticas agrícolas (por exemplo, aragem da terra) que predominavam na Europa, e mesmo com as diferenças climáticas, de relevo e de solos, implantaram-nas nestas terras.

Os municípios de Alfredo Chaves, Afonso Cláudio e Brejetuba têm economias locais mais diversificadas, mas a agricultura e serviços correlatos ainda desempenham importante papel. Alto Rio Novo e Mantenópolis, por outro lado, são mais isoladas dos centros economicamente mais dinâmicos do estado. O cultivo do café foi uma das principais atividades que estes colonos implantaram nestas áreas. Este cultivo ainda tem uma grande relevância econômica para os municípios aqui considerados (ZANELLA, 2011; SILVA *et al.*, 2012).

Além do café (tipo “Arábica” nas regiões mais altas e “Robusta” nas mais baixas), o cultivo da banana também se destaca na região (em especial, no município de Alfredo Chaves). O cultivo de eucalipto e outras espécies madeireiras de crescimento acelerado tem apresentado grande expansão recente, substituindo áreas de pastagens e agrícolas. A pecuária bovina de corte e de leite também está presente nas regiões mais baixas destes municípios (ZANELLA, 2011; SILVA *et al.*, 2012).

Além destas atividades para fins comerciais, os proprietários rurais costumam dividir suas áreas agriculturáveis com produção para consumo próprio (por exemplo, plantação de hortas e pomares). Destaca-se que, atualmente, ainda há significante percentual da população vivendo no meio rural (variando de 37 % a 71%) nestes municípios, totalizando aproximadamente 40 mil habitantes rurais agrupados majoritariamente em pequenas propriedades (ZANELLA, 2011).

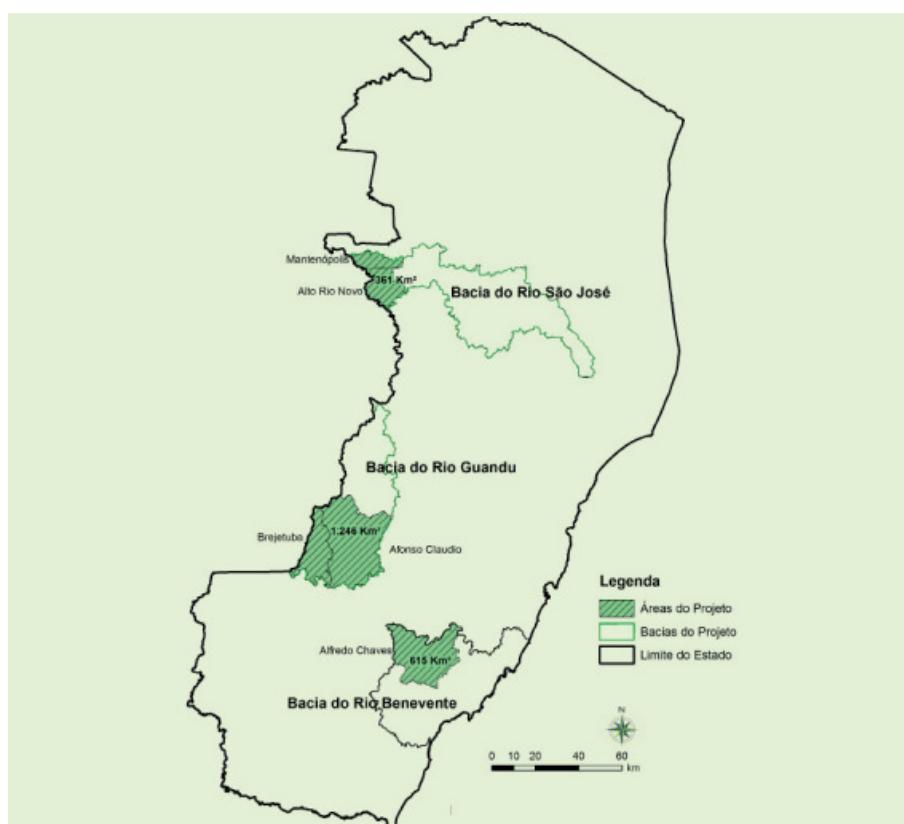
O processo de erosão acelerado pela mudança do uso da terra pró-agricultura aumenta o assoreamento de rios e provoca o desaparecimento ou diminuição do fluxo das nascentes e olhos d’água, o que acaba por diminuir a qualidade e quantidade dos recursos hídricos, além

de aumentar a instabilidade do fluxo. Dentre as consequências econômicas causadas por este problema estão o aumento dos custos de tratamento da água por parte das empresas de saneamento e abastecimento e a perda de potencial e aumento do custo de manutenção e funcionamento das unidades de geração de energia hidrelétrica.

O Programa ProdutorES de Água nasceu a partir da necessidade de proteção dos mananciais e do reconhecimento dos serviços ambientais prestados pelos proprietários rurais que conservam a floresta em pé. O objetivo central do programa é reduzir o processo de erosão do solo e o risco de enchentes, uma vez que o processo de carreamento do solo tem consequências negativas para a quantidade e qualidade de água ofertada por determinada região.

Nos cinco municípios trabalhados, a inacessibilidade de alguns locais devido a numerosas escarpas e áreas de alta declividade propiciou a conservação de proporção relevante da Floresta Atlântica, com a preservação de mananciais essenciais que fluem para três importantes bacias hidrográficas (figura 4.6): do Rio Benevente (em Alfredo Chaves), do Rio Guandu (em Afonso Cláudio e Brejetuba) e do Rio São José (em Alto Rio Novo e Mantenópolis) (ZANELLA, 2011).

Figura 4.6: Bacias hidrográficas do Projeto ProdutorES de Água



Fonte: Silva *et al.* (2012, p.275).

A primeira iniciativa jurídica para implantação deste esquema de PSA foi a lei nº 5.818 de 1998, que instituiu a Política Estadual de Recursos Hídricos. Importante ponto inovador está em seu artigo 31º, que prevê um instrumento de compensação financeira aos proprietários rurais ou posseiros que ofertam serviços ambientais hídricos por meio da preservação florestal em áreas de sua propriedade. No entanto, esta previsão não foi implementada até a aprovação, em 2008, da lei nº 8.995, que institui o programa estadual de PSA.

4.4.2 Iniciativa, desenho do mecanismo PSA e sua operacionalização

Conforme foram se desenvolvendo experiências de PSA pelo mundo, o Governo do estado do Espírito Santo e um grupo de Organizações Não Governamentais (Instituto BioAtlântica (Ibio), TNC e *Conservation International* (CI)), comparando a região com a Costa Rica, começaram as discussões sobre uma política estadual de PSA. Em 2007, o Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) desenhou o ProdutorES de Água, em parceria com o Ibio, a TNC, os Comitês de Bacia Hidrográfica, e o Sistema Estadual de Agricultura – Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (INCAPER) e Instituto de Defesa Agropecuária e Florestal (IDAF) – entre outros atores (SILVA *et al.*, 2012).

O nome do programa é inspirado no Programa Produtor de Águas, da ANA, que também serviu como modelo para sua criação, com adaptações metodológicas e de metas. Para poder implantar o mecanismo, foi necessária a edição de lei específica (8.995/2008) que institui o Programa Estadual de PSA. Neste marco legal, é *reconhecido* que a Mata Atlântica e seus ecossistemas são prestadores de quatro serviços ecossistêmicos, quais sejam: i) conservação dos solos; ii) incremento da biodiversidade; iii) sequestro de carbono; e iv) qualidade da água. Destes, apenas o último foi, até o momento, regulamentado (melhoria da qualidade da água mediante abatimento dos processos erosivos; decreto estadual nº 2.168-R de 2008 que também aponta a metodologia utilizada para valoração ambiental), criando assim o Programa ProdutorES de Água (SILVA *et al.*, 2012).

O objetivo principal do ProdutorES é recompensar financeiramente os produtores rurais que, ao prestarem o serviço ambiental de conservação da floresta em pé, contribuindo para a oferta de serviços ecossistêmicos de conservação ou incremento da qualidade e disponibilidade hídrica. Há, portanto, o incentivo econômico em prol da sustentabilidade,

visando em especial a mitigação dos problemas erosivos e de enchentes. A instituição responsável por executar o programa é o IEEMA, que centraliza várias ações e organiza os parceiros (SILVA *et al.*, 2012).

Segundo o decreto supracitado, a seleção das áreas (bacias hidrográficas) a serem atendidas seguirá três critérios: i) existência de reais ou potenciais ofertantes dos serviços ambientais hídricos; ii) existência de usuários de água beneficiados por estes serviços; e iii) potencial de formação de um mercado de comercialização destes serviços, com os lados de demanda e oferta bem definidos de modo a dar sustentabilidade econômica ao PSA.

A unidade de planejamento é a bacia hidrográfica. Ao proceder com este processo de enquadramento das regiões, determinou-se que a primeira bacia a ser beneficiada seria a do Rio Benevente, no município de Alfredo Chaves. Nesta área se encontram 100% das cabeceiras do rio e uma estrutura rural de pequenas e médias propriedades (que se dedicam às culturas do café, banana e eucalipto) que mantêm as florestas em pé nas cabeceiras. Já no baixo curso do rio, o Polo Industrial e de Serviços de Anchieta (PISA) se destaca como usuário destes recursos hídricos. Há, portanto, potencial para formação de um futuro mercado de serviços ambientais, com ofertantes e demandantes bem definidos de serviços ambientais (SILVA *et al.*, 2012).

No ano de 2010 as bacias dos rios Guandu (municípios de Brejetuba e Afonso Cláudio) e São José (municípios de Mantenópolis e Alto Rio Novo) passaram a participar do programa. Enquanto que em Benevente a cobertura florestal é grande e a prioridade é conservá-la, em Guandu esta cobertura já é menor e o objetivo é reduzir a conversão do solo para outros fins. Por fim, a menor porcentagem de floresta nativa está na bacia do São José, onde o foco é incentivar os proprietários a aumentar esta proporção por meio da recuperação da vegetação original. Além disso, esta é uma região que está no entorno das áreas semiáridas e subúmidas secas do estado com alta suscetibilidade à desertificação (ZANELLA, 2011).

Para determinar as áreas priorizadas dentro destas bacias hidrográficas, foi feito um estudo técnico para localizar as sub-bacias que mais necessitavam as ações do ProdutorES de Água. Os critérios considerados para isto foram os seguintes: i) declividade do terreno (quanto maior, mais propício a sofrer erosão); ii) uso do solo (quanto mais protegida com cobertura florestal, menor o propensão à erosão); iii) origem do solo (a depender do tipo de rocha do qual é derivado, o solo pode ser mais ou menos passível de erosão); e iv) classificação do solo (quanto a sua porosidade). Com o cruzamento destes dados, foram

estabelecidas as áreas convocadas para participação e definidas as *zonas ripárias*⁵⁶ como aquelas elegíveis à remuneração por PSA.

Para ser considerado um “vendedor de SAs” é necessário que a propriedade do agente rural esteja situada nas zonas ripárias definidas como prioritárias, situadas em faixa de declividade igual ou superior a 20% (com exceção dos afloramentos rochosos), e que apresentem formação de cobertura florestal nativa (mesmo que não seja primária) do ecossistema regional.

A respeito do perfil médio do produtor rural em Espírito Santo, “80% das propriedades capixabas são consideradas pequenas, de até 50 ha, e [...] nessas propriedades está a grande maioria dos remanescentes de floresta atlântica no estado” (SILVA *et al.*, (2012). Com base nestes dados, o ProdutorES de Água prioriza os requerimentos dos agricultores familiares (segundo classificação da lei federal nº 11.326/2006).

No primeiro passo do programa é feita uma convocação, por parte do IEMA, para a bacia hidrográfica que fará parte do projeto. Posteriormente, são agendadas reuniões em que este instituto, juntamente com o Comitê de Bacia em questão e demais parceiros, expõem e divulgam a iniciativa, mobilizando os *stakeholders*. A partir disso, as instituições parceiras identificam aqueles proprietários que desejam participar, requerendo que os mesmos preencham formulários para suas respectivas inscrições (IEMA, 2013a).

Para se candidatarem, os produtores elegíveis devem apresentar alguns documentos, dentre os quais se destacam o requerimento de participação no Projeto (que disponibiliza informações sobre a propriedade) e documento comprobatório da posse da propriedade (escritura, certidão de cadastro de imóvel rural, contrato de arrendamento, etc). Após formalização da documentação, há uma sequência de etapas a serem cumpridas até o recebimento dos recursos: mapeamento da propriedade (executada pelo IEMA, Ibio e TNC), o cálculo do PSA e repasse do mapeamento (executada pelos mesmos atores), a elaboração do contrato de PSA (mediante parecer técnico), e a assinatura dos contratos e repasse do PSA ao proprietário (executada pelo gestor financeiro, Banco de Desenvolvimento do Espírito Santo (BANDES)). O quadro 4.8 mostra o complexo arranjo institucional desenvolvido para implantar o Projeto.

Os contratos assinados entre proprietário rural e Governo do Estado têm duração de 3 anos e regem as responsabilidades do comprador e do vendedor dos serviços. Os repasses são feitos anualmente, após procedimento de monitoramento e revisão da propriedade; os

⁵⁶ Áreas cobertas pelo bioma Mata Atlântica (ou em algum estágio de regeneração) localizadas na faixa de até 100 metros em cada lado de qualquer curso d’água

pagamentos são feitos por depósito em conta bancária, ou ordem de pagamento (com operacionalização feita a custo do recebedor). Dentre as obrigações assumidas pelo contratado estão a proteção contra incêndios e o isolamento da área para evitar acesso do gado (IEMA, 2013a).

Quadro 4.8: Atores parceiros, suas ações, seus papéis e o nível de governança no ProdutorES de Água

Atores	Ação – papel	Nível de governança
Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA)	<ul style="list-style-type: none"> - Coordenação e gestão do Projeto; - Avaliação das inscrições do Projeto; - Suporte técnico; - Monitoramento técnico dos contratos de PSA; - Articulação com demais atores; - Definição das áreas prioritárias e seus mapeamentos; - Elaboração das metodologias; - Elaboração da legislação de PSA. 	Estadual; público
Agência Nacional de Águas (ANA)	<ul style="list-style-type: none"> - Apoio na elaboração das metodologias; - Apoio na divulgação do Projeto. 	Nacional; público
Banco do Desenvolvimento do Estado do Espírito Santo (BANDES)	<ul style="list-style-type: none"> - Gestor financeiro do FUNDAGUA; - Responsável pelo depósito do PSA na conta dos produtores rurais. 	Estadual; público
Fundo Estadual de Recursos Hídricos (FUNDAGUA)	<ul style="list-style-type: none"> - Elaboração dos contratos de PSA; - Monitoramento administrativo dos contratos de PSA. 	Estadual; público
Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (INCAPER)	<ul style="list-style-type: none"> - Mobilização e articulação no campo; - Integração com as políticas territoriais da SEAG. 	Estadual; público
Instituto de Defesa Agropecuária e Florestal do Espírito Santo (IDAF)	<ul style="list-style-type: none"> - Disponibilização de mapeamentos realizados para RL; - Secretarias de Agricultura e Meio Ambiente dos municípios; - Articulação e mobilização nas comunidades rurais; - Sociedade civil. 	Estadual; público
Instituto BioAtlântica (Ibio)	<ul style="list-style-type: none"> - Avaliação das inscrições do projeto; - Suporte técnico; - Monitoramento técnico dos contratos de PSA; - Articulação com demais atores; - Definição das áreas prioritárias e seus mapeamentos; - Elaboração das metodologias; - Elaboração da legislação de PSA. 	Regional; terceiro setor
The Nature Conservancy (TNC)	<ul style="list-style-type: none"> - Capacitação de atores locais; - Apoio nos mapeamentos; - Monitoramento da cobertura vegetal; - Articulação para monitoramento da qualidade da água. 	Internacional; terceiro setor
Consórcio Intermunicipal do Rio Guandu	<ul style="list-style-type: none"> - Articulação com os atores da bacia do Guandu; - Mobilização nas comunidades rurais; - Integração entre ações que ocorrem na bacia e o ProdutorES. 	Regional; público
Instituto Terra – MG	- Mapeamento das propriedades	Regional; terceiro setor
Comitês das Bacias	- Articulação das propriedades	Regional; público

Fonte: adaptado de Silva *et al.* (2012, p.279).

No que tange à metodologia de cálculo do pagamento, o ProdutorES de Água adota uma equação padrão (3) que leva em consideração o custo de oportunidade do uso da terra e o potencial de erosão do solo.

$$VSrh = [200 \times (VRTE)] \times (1 - Z) \times (K_T) \quad (3)$$

Em que:

VSrh = valor dos serviços ambientais de conservação e incremento da qualidade e da disponibilidade hídrica em R\$/ha/ano;

200 VRTE = custo de oportunidade para o serviço ambiental, acrescido de adequações orçamentárias;

Z = coeficiente de potencial erosivo referente ao estágio de desenvolvimento da floresta;

Kt = coeficiente de ajuste topográfico.

Na equação acima, “VSrh” é o valor dos serviços ambientais de conservação e incremento da qualidade e da disponibilidade hídrica, calculado por hectare de floresta em pé, para o período de um ano. O custo de oportunidade para o serviço ambiental estimado tem como *proxy* o valor de 200 VRTE (Valor de Referência do Tesouro Estadual)⁵⁷.

Para estimar o abatimento da erosão proporcionado pela cobertura florestal, utilizou-se estimativa realizada pela ANA (CHAVES *et al.*, 2006) por meio do coeficiente de potencial erosivo das coberturas de solo (Z). Quanto menor a proteção florestal, maior é o valor do coeficiente: mata primária ou secundária avançada ou média ($Z = 0,01$), mata secundária inicial ($Z = 0,15$) e inicial ($Z = 0,25$). Outro indicador que auxilia na estimação da sensibilidade à erosão é o coeficiente topográfico (K_t), que é diretamente proporcional à declividade do terreno. Quanto mais acidentado é o terreno, mais propício é a sofrer erosão e, portanto, mais elevado é K_t , cujos valores são: $K_t = 0,27$ para terrenos com declividade está entre 20 e 25%; $K_t = 0,55$ para declividade entre 45% e 75%; e $K_t = 0,86$ para terrenos com declividade superior a 0,86.

Do lado da demanda, o “comprador de SA” é o FUNDAGUA (Fundo Estadual de Recursos Hídricos, lei estadual nº 8.960/2008 e decreto estadual nº 2.167-R/2008), “fundo financeiro público cujo objetivo principal é fornecer suporte à gestão de recursos hídricos no estado do Espírito Santo” (SILVA *et al.*, 2012). Suas principais fontes de recursos são: 3% do total de royalties do petróleo e gás natural extraídos no estado e 100% da compensação financeira ao estado pela utilização de recursos hídricos (por exemplo, com a inundação provocada pela formação de reservatórios para centrais hidrelétricas).

⁵⁷ O custo de oportunidade estimado em 200 VRTE corresponde apenas a um terço do real custo de oportunidade, já que apenas o serviço ambiental hídrico é regulamentado, enquanto que o de sequestro de carbono é reconhecido mas não operacionalizado, e o de conservação do solo e de biodiversidade ainda não foram regulamentados. Este custo global de oportunidade foi calculado ponderando-se a área plantada pelas principais produtos cultivados, chegando-se ao valor de R\$ 740 por hectare, em 2011. Um terço, que correspondente à remuneração do ProdutorES de Água, corresponde, portanto, a R\$ 246. Este valor, por sua vez, é de aproximadamente 137 VRTE, já que no mesmo ano o VRTE = R\$ 2,1117. Aproximou-se o valor para 200 VRTE para dar competitividade ao PSA frente às outras opções de uso da terra, tendo em vista que, ao multiplicar-se este valor pelos demais componentes da fórmula de valoração (que são menores que a unidade), o valor final acaba por ser apenas uma fração deste custo de oportunidade estimado em R\$ 423/ha/ano).

De acordo com a lei, 60% dos recursos do FUNDAGUA devem ser destinados ao ProdutorES de Água (em 2010, aproximadamente R\$ 4,9 milhões, ou 65% das receitas executadas do fundo de 2008 a 2012). Outras fontes de recursos são dotações orçamentárias, pagamentos de multas relacionadas ao uso dos recursos hídricos e doações e transferências. Em 2012, a receita do FUNDAGUA foi de mais de R\$ 12 milhões.

4.4.3 “Baseline” e monitoramento

A linha de base do ProdutorES de Água é formada a partir dos levantamentos secundários e mapeamento realizados durante a seleção dos produtores beneficiados. Com base nestes dados e a partir das ações anuais de monitoramento e revisitas, o IEMA consegue avaliar se os contratados estão cumprindo ou não com os termos e as metas estipuladas em contrato. É importante ressaltar que as segunda e terceira parcelas dos pagamentos anuais só são efetuadas após emissão de relatório confirmado cumprimento com as obrigações contratuais. De acordo com Silva *et al.* (2012, p.285),

são compradas anualmente imagens de satélite das bacias hidrográficas trabalhadas, imagens estas atualizadas e tratadas para detecção dos fragmentos florestais e possíveis infrações por parte dos proprietários. Dessa maneira, aproximadamente três meses antes do pagamento da nova parcela são feitos todos os mapeamentos e uma nova vistoria na propriedade.

Quanto ao monitoramento da qualidade da água, as ações têm se concentrado na sub-bacia do rio Batatal, que é o principal tributário do rio Benevente. Esta região é tida como um laboratório natural para compreensão das relações entre o mecanismo de PSA e melhoria da qualidade de água, visto que há cobertura florestal de qualidade aliada ao grande volume de água fluindo para a calha do rio Benevente (SILVA *et al.*, 2012).

Por fim, é interessante destacar a estrita condicionalidade dos pagamentos do ProdutorES de Água. Em caso de não obediência com as cláusulas contratuais, o pagamento fica suspenso e o beneficiário é intimado a prestar esclarecimentos. Pode haver ainda a rescisão dos contratos nos casos em que seu descumprimento resulte em supressão da cobertura florestal. Nos casos em que for comprovada má-fé, negligência, imprudência, imperícia, omissão ou ação deliberada que levou à supressão da vegetação nativa sob contrato, o proprietário deverá ressarcir todo o valor recebido durante a vigência do contrato (IEMA, 2013a).

4.4.4 Escala e Resultados

Enquanto programa inovador de PSA ao nível estadual, o ProdutorES de Água precisou enfrentar vários desafios para ser implementado. Primeiro, foi necessário desenvolver metodologias próprias para a realidade capixaba. Posteriormente, realizou-se a mobilização de todos os *stakeholders* e o tortuoso processo de convencimento destes, em especial os produtores rurais, que desconfiavam da capacidade do estado manter um programa deste porte e que não influísse no direito de propriedade das áreas remuneradas.

Foi necessário um grande envolvimento das prefeituras municipais, dos Comitês de Bacias Hidrográficas, demais entidades do governo, ANA e parceiros do terceiro setor, dentre outros, para construir um ambiente institucional de credibilidade e, por meio de ações efetivas, construir laços de confiança junto aos produtores rurais. Outro ponto determinante foi a garantia de parcela dos recursos dos *royalties* dos combustíveis fósseis para dar sustentabilidade financeira e credibilidade ao programa junto à sociedade (SILVA *et al.*, 2012).

Os dados da tabela 4.6 mostram alguns dos resultados do programa. A efetivação de contratos ocorreu de 2009 a 2011, enquanto que em 2012 não houve novas assinaturas, mas apenas a execução dos pagamentos já acordados. Isto se deve ao fato de que a estratégia de PSA do governo estadual passava por mudanças com a criação do Programa Reflorestar, que mudou a legislação e uma gama de ações a serem realizadas.

Tabela 4.6: Resultados do ProdutorES de Água (ES)

Bacia Hidrográfica	Municípios	Produtores contratados	Área (ha)	Valor anual contratos (R\$)	Valor total (R\$)
Rio Benevente	Alfredo Chaves	138	1.668,62	236.600,04	709.800,12
Rio Guandú	Afonso Cláudio	64	705,96	120.400,04	361.200,00
	Brejetuba	96	913,58	154.091,37	462.274,11
Rio São José	Alto Rio Novo	77	291,98	46.911,09	140.733,27
	Mantenópolis	32	192,14	29.136,46	87.409,38
Total		407	3.772,48	587.138,96	1.761.416,88

Fonte: adaptado de Fundágua (2012, pp.16-17).

Quando comparado a experiências de sucesso como o *Pagos por Servicios Ambientales* da Costa Rica, que em seus primeiros 3 anos de implantação contratou 150.000

ha de florestas, o resultado do ProdutorES de 3.700 ha parece ser irrisório. No entanto, enquanto no primeiro caso já se fazia remuneração para serviços relacionados a carbono, água e biodiversidade, no caso capixaba remunerava-se apenas a melhoria da qualidade e quantidade de água ofertada (SILVA *et al.*, 2012).

Por fim, destaca-se que há ganhos qualitativos expressivos com a implantação do PSA no que tange à integração com outros programas e projetos governamentais e não governamentais existentes nas áreas de abrangência do ProdutorES. As estratégias e alguns beneficiários em comum fazem com que o PSA interaja, no campo, com o Programa Extensão Rural (IEMA/VALE), Programa Campo Sustentável (SEAG), Projeto Rio Doce Sustentável (Ibio) e Programa Estadual de RPPNs (IEMA). Com a coordenação destas ações, a probabilidade de tornar a racionalidade da sustentabilidade um componente primordial na cultura dos produtores rurais aumenta, robustecendo, assim, estratégias em prol do desenvolvimento rural sustentável.

Um exemplo de que o PSA contribui para isto é que, apesar de pleitearem por maiores valores de pagamentos, os proprietários rurais estão satisfeitos com o projeto (SILVA *et al.*, 2012). Parte dos recursos do programa é utilizada para o desenvolvimento da propriedade rural, como a construção de estufas para secagem de café, investimento em bens de capital (maquinário e equipamentos), aquisição de insumos agrícolas e quitação de dívidas. Estas ações reverberam em aumento da produtividade da propriedade e melhora das condições socioeconômicas do produtor rural, o que em última instância ameniza a demanda pela expansão da fronteira agrícola de sua propriedade. Desse modo, ao invés de se ser uma limitação ao desenvolvimento da economia rural, a destinação de áreas para a preservação ambiental se torna uma oportunidade de negócios sustentáveis do ponto de vista ecológico, social e econômico.

4.4.5 Evolução do PSA: Programa Reflorestar

Com a posse do novo governador do Espírito Santo e a elaboração do plano de governo no ano de 2001, foi feito um processo de revisão dos principais programas implementados, dentre os quais constava o ProdutorES de Água. O Plano de Desenvolvimento Espírito Santo 2025 (ESPÍRITO SANTO, 2006) estabeleceu a meta de duplicar a área de cobertura florestal nativa do estado, saindo de 8% em 2005 para 16% em

2025⁵⁸. Contudo, a avaliação feita pelo novo governo apontou que tal meta não seria alcançada por meio das estratégias até então utilizadas para incentivar o reflorestamento no Espírito Santo. A solução seria, então, reformular o ProdutorES de forma a conceder-lhe maior potencial para estimular atividades de proteção ambiental no território capixaba. Com o apoio do GEF e das instituições parceiras no ProdutorES, decidiu-se por redefinir a estratégia de PSA de modo a integrá-la a outros programas de apoio rural do governo que visam ao aumento da cobertura florestal. O reunião de várias iniciativas governamentais resultou na criação de uma estratégia mais ampla renomeada como Programa Reflorestar, cuja meta é de ampliar a área de Mata Atlântica no Estado em 30 mil hectares até 2014.

Analisando-se o ProdutorES de Água, foi constatado que o PSA que apenas reconhecer a floresta em pé não era um grande atrativo para o produtor rural, já que se comprometer com a preservação ambiental diminuiria a área que ele poderia utilizar e gerar renda por meio da produção comercial ou autossuficiente. Não adiantava pressionar este produtor a se regularizar conforme a legislação ambiental ou a atender aos requerimentos para participar do projeto (por exemplo, fazer o trato cultural na regeneração ambiental, cercamentos, plantio de mudas). Assim, o Estado estaria ao mesmo tempo provendo um ganho do lado ambiental, mas fragilizando econômica e socialmente o produtor rural. Portanto, para ganhar escala e fortalecer a economia rural, seria necessário colocar o produtor no foco da questão a ser resolvida, gerando oportunidades mais rentáveis através de estratégias em prol do desenvolvimento rural sustentável. A floresta deveria conciliar proteção ambiental e perspectiva de uma vida melhor no campo.

O programa é fruto de uma convergência da SEAMA (Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos) e da SEAG (Secretaria de Estado de Agricultura, Abastecimento, Aquicultura e Pesca), que se uniram em prol de um objetivo conjunto de aumentar a cobertura de floresta nativa no estado e promover práticas agrícolas “amigáveis” ao meio ambiente. Por meio de apoio técnico e financeiro, o objetivo principal é “manter, recuperar e ampliar a cobertura florestal, com geração de oportunidades e renda para o produtor rural, através da adoção de práticas de uso amigável” (IEMA, 2013b). Concilia-se, portanto, a busca do objetivo ambiental de promover o reflorestamento e recuperação de áreas degradadas (e assim ofertar os serviços ambientais essenciais), com metas econômicas e sociais, respectivamente, aumentando a produtividade e diversificando as fontes de renda,

⁵⁸ Um dos principais fatores que levaram ao estabelecimento desta meta é o problema de falta de água em muitos municípios do estado, e a ligação positiva que há entre a área de cobertura florestal e a oferta de recursos hídricos de qualidade e em quantidade adequada.

além de criar alternativas para melhorar a qualidade de vida no campo, elevando a conscientização ambiental e fortalecendo a organização dos produtores. Além do fato de o produtor rural típico não ter recursos próprios disponíveis para adotar práticas agrícolas eco-responsáveis, ele também vê a floresta mais como uma fronteira agrícola a ser incorporada do que uma fonte sustentável de renda (aspecto institucional).

Além do PSA, a grande mudança que o Programa Reflorestar trouxe foi o apoio financeiro e técnico para cobertura do custo inicial de implantação de usos da terra considerados propícios para geração de renda e de serviços ambientais essenciais, como controle da erosão do solo e aumento da qualidade hídrica. O programa, portanto, vai além do ProdutorES de Água, uma vez que não apenas reconhece os serviços ambientais prestados pelo produtor que conserva a cobertura vegetal nativa, mas também apoia a recuperação de florestas e atividades agrícolas ambientalmente “amigáveis” (sistemas agroflorestais, silvipastoris e florestas manejadas).

Para que o governo pudesse instituir esta modalidade nova de apoio, foi necessário mudança na redação das leis e decretos que regem o programa estadual de PSA. Em 2012, a lei nº 9.864 e o decreto estadual nº 3.182-R substituíram e revogaram a lei nº 8.995/2008 e o decreto estadual nº 2.168/2008. A principal mudança com a nova lei foi o inciso II do artigo 3º, que permite ao programa

apoiar financeiramente o proprietário rural ou outro facilitador na manutenção e recuperação dos serviços ambientais, na elaboração de projetos técnicos e na aquisição dos insumos necessários à recuperação desses serviços, sendo o recurso de uso restrito e intransferível aos fins destinados.

Segundo este decreto, estes recursos são “carimbados”, devendo ser utilizados exclusivamente para aquisição de: i) mudas de essências florestais e agronômicas; ii) material para cercamento de áreas; iii) hidrogel; iv) adubo; v) formicida; e vi) herbicida. Caso o produtor rural consiga ser eficiente e atingir os objetivos com economia de recursos, ele poderá utilizar este restante para outros fins. Como a mão de obra dele é a contrapartida que deve dar ao assinar o contrato, este recurso pode ser utilizado como forma de remunerar sua mão de obra, por exemplo.

Com isto, o Reflorestar passou a ter duas linhas de apoio financeiro: PSA de curto prazo e PSA de longo prazo. No primeiro caso, o governo arca com o custo inicial de mudança do uso da terra, e como a rentabilidade da nova cultura é maior do que o custo de oportunidade, não se faz necessário a instituição de pagamentos ao longo de muitos anos; o valor é parcelado em 3 pagamentos anuais, calculado por hectare. Neste caso, o incentivo é chamado de “PSA Recuperação de serviços ambientais”. Já no segundo caso, ocorre como já

ocorria no ProdutorES: há assinatura de contrato para reconhecimento – e consequente remuneração – dos serviços ambientais, sendo o incentivo denominado de “PSA Manutenção dos serviços ambientais”; mas agora os contratos são validos para 5 anos, com pagamentos anuais, calculados por hectare. Abaixo, no quadro 4.9, estão especificadas as modalidades de uso da terra passíveis de pagamentos do Reflorestar.

Como pode-se observar, as modalidades “Recuperação com plantio” e “Regeneração natural” preveem apoio financeiro de curto e longo prazo, já que é necessário cobrir o investimento inicial para propiciar que a vegetação nativa possa voltar a exercer suas funções ecossistêmicas, que são remuneradas, por sua vez, com o PSA de longo prazo. No caso do PSA de curto prazo, o pagamento é feito em 3 parcelas anuais, com a seguinte distribuição: 50% no primeiro ano, 30% no segundo e 20% no terceiro. Já os pagamentos do PSA de longo prazo são feitos em 5 parcelas anuais de igual valor, ou seja, 20% do total contratado.

Quadro 4.9: Modalidades de uso da terra e formas de apoio financeiro do Programa Reflorestar

Modalidade de uso da terra	Descrição	Apoio financeiro	Valor (VRTE)*	Valor total (em R\$)**	Duração do contrato
Conservação da floresta em pé	Propriedades que já possuem área de cobertura florestal nativa preservada.	PSA longo prazo.	450	1.071,90	
Recuperação com plantio	Plantio de mudas de espécies nativas em áreas degradadas, para sua recuperação ecossistêmica.	PSA longo e curto prazos.	LP: 400 CP: 3.040	952,80 7.241,28	5 anos
Regeneração natural	Isolamento e eliminação do fator de degradação de determinada área (ex.: cercamento), para sua regeneração.	PSA longo e curto prazos.	LP: 380 CP: 980	905,16 2.334,36	
Sistemas agroflorestais	Combinação, em um mesmo sistema, de espécies lenhosas perenes e culturas agrícolas.	PSA curto prazo.	3.200	7.622,40	
Sistemas silvipastoris	Combinação, em um mesmo sistema, de arranjos arbóreos com pastagens.	PSA curto prazo.	1.350	3.215,70	3 anos
Floresta manejada	Manejo sustentável de espécies florestais cultivadas, desde que preservada a qualidade dos serviços ecossistêmicos da área.	PSA curto prazo.	2.120	5.049,84	

Fonte: adaptado de IEMA (2013c). * VRTE, em 2013, equivalente a R\$ 2.3820. ** Valores por hectare referentes à duração total do contrato.

A portaria da SEAMA nº 20-R, de 2013, dispôs as regras para se considerar as áreas aptas a participarem do Reflorestar. Na modalidade Floresta em Pé, a propriedade deve conter pelo menos 11% de sua área com cobertura florestal, que seja de mata nativa (pelo menos em estágio inicial) ou sistemas agroflorestais com pelo menos 10 espécies nativas. As áreas remuneradas são as de cobertura florestal nativa localizada: i) em raio de até 50 metros de nascentes e 30 metros ao longo de rios e córregos; ii) em até 20% da área total da propriedade; e iii) não pode haver contabilização dupla em caso de sobreposição das áreas anteriores. Nas demais modalidades, qualquer área da propriedade rural poderá ser elegível para sua implementação, desde que não haja restrições legais sobre o uso da terra, e nem ultrapasse os limites estabelecidos de apoio por ano.

Para a Regeneração Natural, o limite anual de apoio é de 15 hectares, enquanto que para as modalidades Recuperação com Plantio, Sistemas Agroflorestais e Floresta Manejada, a soma da área não poderá ultrapassar o limite de 6 hectares por ano (com possibilidade de implantação de novas áreas nos três primeiros anos, respeitando o limite anual). A Recuperação com Plantio tem o limite individual de 6 hectares ao ano, e deve ser feita com mudas de espécies nativas de Mata Atlântica. Por sua vez, os Sistemas Agroflorestais têm o limite individual de 4 hectares ao ano e devem seguir regras quanto à composição arbórea (com espécies de estratos alto (mais de 15 metros de altura), médio (de 5 a 15 metros de altura) e baixo (menos de 5 metros de altura)), e pelo menos 10% de espécies nativas plantadas.

No caso dos Sistemas Silvipastoris, há o limite anual de 5 hectares e várias regras quanto à composição de espécies arbustivas, com pelo menos 300 indivíduos arbóreos por hectare. Por fim, a modalidade Floresta Manejada tem limite anual de 2 hectares. Dentre as regras estipuladas, as espécies de ciclos de corte variados não devem ser organizadas espacialmente de modo a caracterizar corte raso.

O Programa Reflorestar tem o PSA apenas como uma de suas linhas de ação. Outra estratégia é a extensão florestal, com prestação de serviço de assistência técnica necessária para suporte e viabilização das modalidades de recuperação e uso “amigável” do solo, compreendendo elaboração de programa de treinamento e capacitação dos agentes de campo. Há também a alteração do marco legal, como já foi abordado anteriormente, com a adequação da legislação ambiental. Por fim, há a gestão e monitoramento – com desenvolvimento de ferramentas de gestão e controle, por exemplo, através de mapeamento do uso do solo – e pesquisa e conhecimento – apoiando entidades de pesquisa que estudam o Reflorestar (IEMA, 2013b). As etapas de implantação do Programa estão demonstradas na figura 4.7.

O Programa conta com parceria das prefeituras para indicarem as bacias hidrográficas prioritárias para sua implantação. A portaria SEAMA nº 51-R de 2013 convoca para contratação de área de 3.000 hectares para todas as modalidades, exceto a de Floresta em Pé, e com priorização de áreas contratadas de pelo menos 1 hectare. Para participarem, os proprietários devem, como primeiro passo, se cadastrarem por meio do sítio institucional do Reflorestar⁵⁹. Após isto, é feita uma vistoria técnica da propriedade para identificação das áreas passíveis a receberem os incentivos financeiros. Por fim, é elaborado o Projeto Técnico (com uso atual e pretendido de acordo com as modalidades do Programa, prescrição de intervenções e cronograma de execução físico-financeiro), feito por profissional credenciado junto à SEAMA. Todos os custos destas etapas não correm por conta do proprietário rural. É importante destacar que, dentre a documentação a ser apresentada pelo requerente, o Cadastro Ambiental Rural – instrumento lançado pelo Novo Código Florestal – é elegível para comprovação de propriedade do imóvel.

Ainda não é possível a apuração dos resultados do programa, tendo em vista que sua implantação iniciou-se apenas em meados de 2013, não havendo tempo suficiente para produção de resultados consistentes desde então.

Figura 4.7: Gráfico das etapas de implantação do Programa Reflorestar



Fonte: IEMA (2013b).

Em suma, o Programa Reflorestar, sendo uma evolução do ProdutorES de Água, visa harmonizar as estratégias do governo no campo em prol de um estilo de desenvolvimento

⁵⁹ www.programareflorestar.com.br

rural sustentável. Para realizar o programa, conta com a junção de forças do setor público, da iniciativa privada e do terceiro setor, e se assenta não mais apenas nos objetivos ambientais, mas conjuga-os com objetivos sociais e econômicos. A meta é tornar a floresta uma alternativa mais rentável do que a manutenção do *status quo*, por exemplo, de pastagens degradadas e utilização agrícola tradicional de áreas ambientalmente frágeis.

Notas conclusivas

Neste capítulo buscou-se analisar algumas experiências selecionadas de PSA que ocorrem no Brasil. O objetivo perseguido não foi o de analisar exaustivamente tais experiências, mas sim apresentar de maneira geral os antecedentes, o desenho, funcionamento, monitoramento e resultados até então obtidos. Para tanto, foi utilizada uma abordagem eminentemente positiva e a principal preocupação foi a de apresentar a implantação prática destas iniciativas.

A descrição de experiências nacionais ora apresentada complementa e encerra a análise de experiências concretas iniciadas no terceiro capítulo, durante o qual foram apresentados casos internacionais no âmbito desta política. A estratégia foi a de obter material empírico que subsidie a comparação entre o receituário teórico (conceito *coaseano*) e a prática observada na realidade. Em última instância, o cotejamento entre teoria e prática suportará o argumento de que deve haver a ampliação do *background* teórico do PSA.

Todos os casos aqui analisados são recentes, instituídos já na segunda metade da década de 2000. O Projeto Conservador das Águas, de Extrema (MG), é a experiência mais conhecida em âmbito nacional, sendo de iniciativa do poder público municipal e englobando amplo espectro de *stakeholders*. Pode-se dizer que é o mecanismo mais maduro e estudado dentre os demais analisados, sendo, pois, utilizado como *benchmark* pelas outras experiências.

Por sua vez, o Projeto Oásis da Fundação Grupo Boticário é uma iniciativa de uma instituição filantrópica ligada a um grande grupo privado de capital nacional, que desenvolveu metodologia inovadora e flexível, capaz de ser adaptada às idiossincrasias das diversas regionalidades brasileiras. Iniciou suas operações na RMSP e posteriormente foi replicada em um mecanismo de iniciativa municipal em Apucarana (PR).

O ProdutorES de Água iniciou a implantação da política estadual de PSA, remunerando o serviço hidrológico prestado pelos produtores rurais que mantêm áreas de suas propriedades com cobertura florestal nativa em áreas de mananciais priorizadas. O Programa Reflorestar demonstra a maturidade da proposta de PSA capixaba, pois é um avanço da

política no sentido de aliar estratégias de políticas agrícola e ambiental, aliando sustentabilidade ambiental, com geração de oportunidades para melhorar as condições socioeconômicas dos produtores rurais.

No capítulo 5 serão avaliados de maneira normativa e comparativa os estudos de casos revisados de PSA em âmbito internacional e nacional, à luz das abordagens da teoria econômica expostas neste trabalho: economia ambiental neoclássica, abordagens institucionalistas e economia ecológica. Além disso, serão reunidas as principais contribuições dos críticos à abordagem *mainstream* de PSA, com o objetivo de fornecer uma conceituação mais abrangente e aplicável nas experiências concretas deste mecanismo.

CAPÍTULO 5 – ANÁLISE CRÍTICA DE PSA: RECONCILIANDO TEORIA E PRÁTICA

Introdução

O presente capítulo apresenta a contribuição principal desta dissertação, cujo objetivo foi analisar de maneira holística e crítica o conceito de PSA de modo a apontar direções possíveis para o aprimoramento conceitual deste tipo de instrumento. O caminho percorrido até aqui foi a consideração do conceito convencional de PSA (abordagem *coaseana*) e da escola de pensamento econômico que lhe oferece suporte teórico. Em seguida, foram apresentadas a Economia Institucionalista e Economia Ecológica, uma vez que a hipótese adotada neste trabalho foi de que estas duas últimas abordagens podem oferecer importantes contribuições para a ampliação conceitual de PSA. Por fim, foram descritas experiências internacionais e nacionais de PSA com a finalidade explícita de apreender o seu *modus operandi*.

Pelo exposto acima, este capítulo representa, pois, uma tentativa de sistematização do principal argumento desta dissertação. Para tanto, a análise ora desenvolvida está estruturada de modo a fazer a integração analítica das discussões teóricas e dos estudos de caso revisados nos capítulos anteriores. Na primeira seção do capítulo serão recuperadas as principais contribuições da literatura crítica à conceituação *mainstream* de PSA. Tais apreciações críticas são derivadas principalmente do institucionalismo e da abordagem econômico-ecológica. Posteriormente, demonstrar-se-á com exemplos dos casos estudados a relevância desta visão crítica e a necessidade de revisar e ampliar o conceito de PSA.

Já na segunda seção será elaborado um conjunto de quadros comparativos das principais características presentes em todas as experiências aqui trabalhadas (apresentados no apêndice da dissertação), além de um quadro síntese com as principais características que aproximam ou distanciam as experiências aqui estudadas do modelo teórico *coaseano* de PSA. Serão utilizadas fontes de dados secundários para a discussão comparativa (em termos qualitativos e normativos) dos estudos de caso previamente apresentados. Em especial, serão utilizados resultados de trabalho recente que analisa a partir da abordagem institucionalista os casos de Extrema, Apucarana e do Espírito Santo (ZANELLA, 2011).

Por fim, far-se-á uma proposta de contribuição ao conceito de PSA a partir de uma visão institucionalista e econômico-ecológica. Busca-se demonstrar, com referência principal em Muradian *et al.* (2010) e Farley e Costanza (2010), que este mecanismo de política ambiental deve ser considerado como uma ferramenta dentro de um *policymix* mais amplo, que reconcilie a produção econômica, sobrevivência no meio rural e preservação ambiental em busca do desenvolvimento rural sustentável. Finaliza-se o capítulo com notas conclusivas, sumarizando a discussão do capítulo e demonstrando os resultados da análise.

5.1 Limitações da abordagem *coaseana*: as contribuições da abordagem institucional e econômico-ecológica

Apesar da abordagem *coaseana* de PSA ser considerada como a mais utilizada na concepção e análise do funcionamento deste mecanismo, são raros os casos em que a experiência de PSA se adequa à este modelo teórico. Schomers e Matzdorf (2013) buscaram fazer uma grande “varredura” na literatura referente a experiências de PSA, analisando 457 análises publicadas. Nesta pesquisa, os autores constataram que, de 102 experiências analisadas, apenas uma pequena minoria se adequava à conceituação *coaseana* (casos de pequena escala). A grande maioria das experiências se adequa à conceituação de PSA “pigouviano”, ou seja, em que o governo atua como um “agente do terceiro setor” em benefício dos usuários de SEs, prestando uma espécie de “subsídio” àqueles que prestam SAs à coletividade. Portanto, funcionam em especial para bens públicos, em que não é possível evitar a presença de *free-riders* e que há consumo não rival dos recursos naturais.

Esta constatação demonstra a insuficiência da abordagem *coaseana* para a análise das experiências reais de PSA. Pode-se afirmar, então, que é preciso avançar no aprimoramento conceitual de PSA de modo a conciliar teoria e prática no âmbito de análise deste tipo de instrumento. É neste sentido que esta seção objetiva delinear contribuições de outras escolas de pensamento dentro da análise econômica e social das questões ambientais (abordagem econômico-ecológica e institucionalista). O pressuposto básico é de que uma política de PSA bem estruturada deve incorporar princípios de justiça social e aspectos claros de sustentabilidade ambiental e não ser considerada apenas como forma de redefinição de direitos de propriedade e, por fim, realocação de recursos naturais e econômicos para otimização do bem-estar social.

A economia institucionalista reconhece que os custos de transação são significativos e influenciam os resultados econômicos, implicando no desenho de instituições adaptativas e de soluções de governança ambiental. Além disso, este arcabouço teórico dá grande importância aos valores socialmente reconhecidos que vão além dos monetariamente contabilizados.

Aqui, analisa-se o problema ambiental com base no conceito de interdependência, ao invés de externalidade, e leva-se em consideração, de forma central, o papel da incerteza, as características contextuais biofísicas e sociais, os critérios de justiça prevalecentes e a imbricação entre os efeitos de eficiência e equidade na adoção do PSA (PAAVOLA, 2007). Faz-se necessário levar em consideração esta gama de fatores já que, na realidade, eles conferem viabilidade e legitimidade a um mecanismo de política ambiental, atendendo aos interesses dos praticantes (em especial, quando incluem os esquemas de PSA dentro de uma estratégia mais ampla de desenvolvimento rural) (PASCUAL *et al.*, 2010).

A abordagem *coaseana* de PSA não dá atenção suficiente ao papel das instituições e benefícios compartilhados em sua estruturação, uma vez que destaca essencialmente os esforços necessários para a criação de um mercado de SAs (MURADIAN *et al.*, 2010). No entanto, os sistemas de PSA não são criados em um vácuo institucional. Instituições diferentes promovem diferentes interesses e valores, influenciando os diversos tipos de comportamentos dos agentes. Neste sentido, para que um PSA funcione bem são demandadas partes cooperativas, o que só é possível quando o contexto institucional é devidamente considerado (VATN, 2010). Este mesmo tipo de argumento está presente em Sommerville *et al.*, (2009), para os quais a consideração da diversidade de contextos institucionais é condição para o sucesso dos esquemas de PSA.

Para a discussão aqui realizada e com base na discussão exposta no capítulo 2, considera-se que as instituições, em uma definição simplificadora, são os hábitos e as regras formais e informais que regulam o que fazer e o que não fazer em uma grande variedade de situações repetitivas e estruturadas em múltiplos níveis de análise (NORTH, 2005; OSTROM, 2005). No contexto ambiental, elas regulam as interações humanas com os recursos naturais e, desta maneira, afetam processos de mudanças ambientais (CORBERA *et al.*, 2009).

Vatn (2010) diferencia dois tipos de instrumentos econômicos de política ambiental: de um lado estão os Mercados para Serviços Ambientais (MSAs) e de outro os próprios mecanismos de PSA. Os MSAs exigem um serviço ambiental bem definido e lados de oferta e demanda de ativos, aproximando-se, portanto, do “PSA *coaseano*”. Por outro lado, PSAs não são mercados reais nos quais serviços ambientais são comercializados para compradores como qualquer outro bem. A “mercadoria” é mal definida e, na maioria dos casos, o Estado

desempenha papel intermediário por meio da mobilização de recursos de consumidores para um fundo governamental, distribuindo-os posteriormente aos ofertantes de SAs a um preço estabelecido.

Muradian (2013) argumenta que (i) a alta complexidade e incerteza inerentes ao funcionamento dos ecossistemas e das interações entre estes e os impactos antropogênicos, (ii) a existência de informação imperfeita e assimétrica entre os agentes envolvidos a respeito dos serviços ambientais e da oferta de serviços ecossistêmicos e (iii) o funcionamento do mecanismo de pagamentos e o alto nível de especificidade dos ativos do capital natural constituem características importantes que qualificam a gestão de serviços ecossistêmicos.

A combinação destes fatores torna o mercado uma estrutura de governança inapropriada para moldar a interação entre os beneficiários de SEs e usuários destes recursos, sendo necessário a consideração de estruturas como a hierarquia e formas híbridas de governança quando da elaboração de um PSA. A economia ambiental neoclássica, portanto, é insuficiente para conceituar e analisar os mecanismos de PSA, sendo necessário lançar mão da abordagem institucionalista, em especial a NEI (MURADIAN, 2013).

A existência de especificidade dos ativos e de incerteza sobre o futuro gera a possibilidade de ações oportunistas dos agentes para tirar vantagem na elaboração de contratos. Além disso, tais atributos dificultam a “comoditização” dos SEs. Isto eleva os custos de transação, o que pesa contra a utilização da estrutura de mercado, que requer um elevado grau de comoditização, previsibilidade da oferta das mercadorias transacionadas, existência de amplo leque de demandantes e ofertantes destas, etc. Todas essas características das transações determinam o modo de governança a ser utilizado (mercado, híbrido ou hierarquia) (MURADIAN, 2013).

Segundo Muradian *et al.* (2010) e Pascual *et al.* (2010), o contexto no qual a maioria dos esquemas de PSA opera é frequentemente caracterizado por alto grau de incerteza (estrutural e informacional) acerca da responsabilização da oferta de SAs e na avaliação dos ganhos de eficiência. Se por um lado há incerteza estrutural derivada das complexidades biofísicas dos SEs, de outro a relação estrutural entre mudanças no uso da terra e a oferta de SEs é dependente do contexto aplicado e de difícil demonstração, já que muito pouco se sabe ainda sobre como se dá o funcionamento das dinâmicas não lineares e da resiliência dos ecossistemas (SPERANZA *et al.*, 2010).

Já a incerteza informacional é dada pelo tipo e nível de informação requeridos para se compreender melhor as relações complexas entre os componentes do capital natural. Isso implica em um *trade-off* entre melhor conhecê-las e a viabilidade do PSA, já que neste

processo os custos de transação são substancialmente elevados. A assimetria informacional torna-se, portanto, uma característica inerente à implantação da maioria dos esquemas de PSA, podendo ter também consequências sobre a justiça distributiva, dado que se deve levar em consideração a distribuição do poder de barganha entre os *stakeholders*, ou seja, a definição de quem estabelece as “regras do jogo” (KOSOY *et al.*, 2008).

É certo que os custos de transação serão menores quanto menor a quantidade de agentes envolvidos. O mesmo será verdade para situações em que for mais clara as relações entre SEs providos e tipo de uso da terra. Este é, portanto, o ambiente ideal para o surgimento de esquemas de PSA *coaseanos*. No entanto, na medida em que o número de agentes e as incertezas ecossistêmicas aumentam, torna-se muito mais custoso a utilização dos mercados, já que o número de acordos aumenta substancialmente, elevando proibitivamente os custos de transação. Nestes casos, a administração pública pode conseguir os recursos com maior facilidade por meio de impostos ou taxas, simplificando as negociações com os ofertantes, o que resulta na perda do caráter *coaseano* de voluntariedade na prestação dos SAs, ainda que esta permaneça na tomada de decisão dos agentes rurais em participar dos mecanismos de PSA (VATN, 2010).

Ao se levar em conta que os custos de transação normalmente são elevados, entende-se a razão pela qual os intermediários têm papel tão crucial para a eficácia do PSA, visto que possuem a capacidade de reduzir o tamanho destes custos (VATN, 2010). Os intermediários, tendo controle sobre a informação relevante, têm a função de conciliar os interesses e expectativas de compradores e ofertantes de SAs por meio da adoção de noções de justiça distributiva que podem ser aceitas por ambas as partes, enquanto também assegura a viabilidade do PSA. Este agente cumpre com o papel central de evitar conflitos entre grupos sociais que derivam de interações históricas, condições distributivas atuais e noções de justiça incompatíveis, definindo, portanto, as “regras do jogo” (PASCUAL *et al.*, 2010).

Em se tratando das considerações sobre equidade e eficiência, argumenta-se que estas questões estão, na realidade, frequentemente entrelaçadas. Em sendo assim, os tomadores de decisão irão continua e crescentemente ter que enfrentar o desafio de ter que ligar os esquemas de PSA com programas mais amplos de desenvolvimento rural (MURADIAN *et. al.*, 2010). Portanto, a interdependência entre efeitos de eficiência e de equidade deve ser considerada como uma característica essencial destes mecanismos, não havendo razão *a priori* que justifique a prevalência de interesses de eficiência sobre objetivos de equidade (PASCUAL *et. al.*, 2010).

Segundo Corbera *et. al* (2007), de forma geral o conceito de equidade está relacionado à distribuição de fatores e bens numa sociedade de acordo com um conjunto de princípios ou critérios. Este é um conceito que tem especificidades de acordo com os diferentes contextos sociais, além de ser fortemente ligado às noções de justiça compartilhadas pelos *stakeholders* locais. Mesmo as abordagens “pró-pobres” (GRIEG-GRAN *et al.*, 2005; PAGIOLA *et al.*, 2005) não enfrentam a dimensão de equidade e justiça econômica de PSA da maneira necessária, pois a distribuição dos benefícios diz respeito não somente a quem participa, mas também de como é distribuído o poder de barganha entre os agentes envolvidos e como seus interesses estão representados (PASCUAL *et al.*, 2010; KRONENBERG ; HUBACEK, 2013).

Pascual *et al.* (2010) enumeram exemplos de critérios de justiça na distribuição dos direitos e dos recursos entre os *stakeholders* que podem ser adotados quando do estabelecimento de um mecanismo de PSA, como a oferta atual de SAs, *maxi-min* (em que os mais pobres recebem maior quantidade de recursos), e oferta esperada de SAs (quadro 5.1). Como os intermediários geralmente são os responsáveis por decidir qual critério prevalece, ele se torna agente determinante dos efeitos de equidade em um esquema de PSA.

Quadro 5.1: Critérios de justiça para programas de PSA

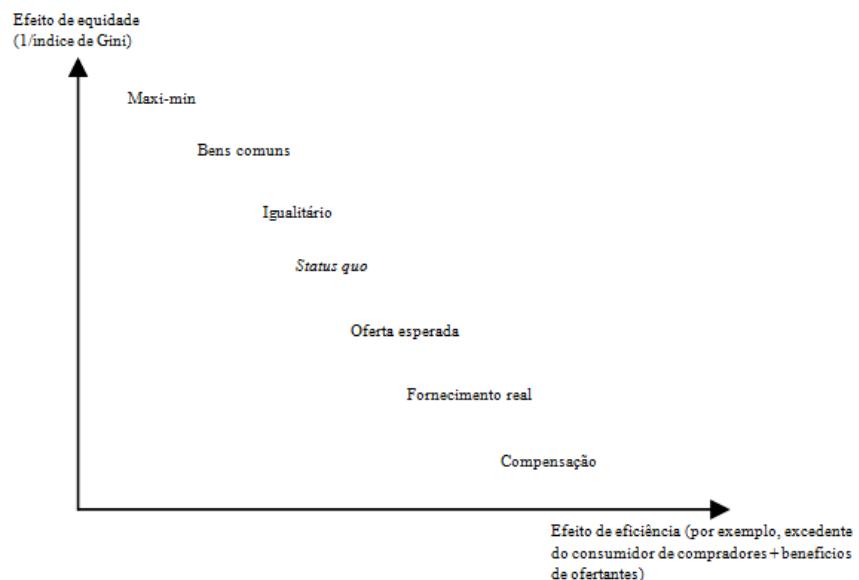
Critério de justiça	Implicações de <i>design</i>
Compensação	Pagamentos precisam compensar os proprietários de terras pelos benefícios renunciados em prol da prestação de serviços ambientais. Pagamentos são diferenciados de acordo com custos de prestação.
Bens comuns	Pagamentos devem ser investidos em bens comuns (por exemplo, construção de uma escola), de forma que todos os ofertantes se beneficiem indiretamente e de acordo com seus usos relativos do bem comum em questão. Pagamentos não são diferenciados (não há pagamentos diretos).
Igualitário	O <i>design</i> precisa distribuir os recursos de forma igual entre todos os ofertantes (por unidade de área de terra, por exemplo), independentemente do nível e custo da prestação do serviço ambiental. Pagamentos não são diferenciados.
<i>Maxi-min</i>	Pagamentos objetivam maximizar o benefício líquido aos proprietários de terras mais pobres, mesmo havendo o custo de perda de eficiência. Pagamentos são diferenciados de acordo com o nível de renda dos provedores.
Fornecimento real	A alocação de recursos entre os proprietários de terras correspondem ao nível de produto real de oferta de serviços ambientais. Pagamentos são diferenciados conforme a oferta atual de serviços.
Oferta esperada	Pagamentos aos proprietários rurais dependem do nível esperado da oferta de serviços para um dado uso de terra. Pagamentos são diferenciados de acordo com a oferta esperada de serviços ambientais. Estes pagamentos compensam os proprietários de terras por mudanças específicas de uso da terra ou práticas que acredita-se que melhoraram a oferta de serviços ambientais.
<i>Status quo</i>	Pagamentos devem manter os níveis prévios da distribuição de renda relativa entre os ofertantes. Pagamentos são diferenciados segundo os impactos na desigualdade de renda.

Fonte: adaptado de Pascual *et al.* (2010, p.1240).

De acordo com Pascual *et al.* (2010), há um *trade-off* a ser resolvido quando se considera os critérios de justiça na distribuição dos pagamentos, pois os efeitos de eficiência e de equidade caminham em direções opostas. Por um lado, o efeito de eficiência é a diferença entre o efeito no bem-estar total induzido por um mecanismo de política em sociedade e os custos totais (de produção e de transação) incorridos em sua implantação. Em uma abordagem custo-benefício, este efeito pode ser medido por meio da variação de renda.

Por sua vez, o efeito de equidade é o impacto líquido que o esquema tem em um grupo de participantes considerado em relação a um cenário-base, para um critério de justiça dado. Tal efeito pode ser medido, por exemplo, pelo inverso do Índice de Gini, o qual mede o grau de desigualdade de renda entre os indivíduos de uma certa população. A depender do critério de justiça utilizado, é possível alcançar resultados mais eficientes às expensas de maior desigualdade distributiva, e vice-versa (vide figura 5.1).

Figura 5.1: Disposição dos critérios de justiça em relação ao *trade-off* de efeitos de equidade e de eficiência



Fonte: Pascual *et al.* (2010, p.1241).

Pascual *et al.* (2010) destacam três fatores que ditam o sinal dos efeitos de eficiência, além de três para sinalizar a equidade. Quanto aos primeiros, o nível de adicionalidade ambiental requer a definição de um cenário-base ou linha de base para futura comparação. Também é necessário conhecimento sobre o valor econômico dos serviços ofertados, o que traz dificuldades para em termos de mensuração prática e altos custos de transação. Por fim, o custo de implantação é essencial, incluindo neste os valores dos pagamentos além dos custos

de transação e de oportunidade. Uma importante dificuldade para a análise custo-benefício de um PSA é a identificação da taxa de desconto apropriada para se analisar o valor presente dos benefícios ambientais e econômicos por este gerados, visto os questionamentos éticos sobre a validade de se afirmar que o valor do capital natural presente é maior do que no futuro.

A respeito dos efeitos de equidade, o espaço avaliativo escolhido é essencial. Por exemplo, pode-se analisar equidade pela distribuição de renda, aumento da capacitação dos agentes envolvidos e da liberdade de escolha dos beneficiários, etc. A dotação original, *ex ante*, de direitos de propriedade sobre os recursos naturais entre os agentes também é central, pois se constitui como o ponto de partida para qualquer avaliação de impactos do mecanismo de PSA. Por fim, a identificação dos *stakeholders* relevantes ou do conjunto de participantes de referência não é menos importante, já que questões de equidade devem estar referidas à distribuição das mudanças no bem-estar entre os grupos sociais (usuários de SEs, por exemplo), os prestadores de SAs e os *free-riders* (PASCUAL *et al.*, 2010).

Conforme observado na figura 5.1, para se alcançar uma maior eficiência e adotar, por exemplo, o critério de compensação, pode ser que seja mais eficiente a contratação de maiores propriedades e/ou propriedades sem atividades econômicas produtivas, o que, por sua vez, pode engendrar uma piora na desigualdade de renda e de oportunidades no campo. Em esquemas de PSA “coaseanos”, em que a preocupação com a eficiência na oferta de SEs é o foco central, os critérios de compensação, fornecimento real e de oferta esperada são os mais propícios para alcançar este objetivo.

Por sua vez, por meio da escolha de um critério mais equitativo, por exemplo, o *maxi-min*, os agentes mais pobres são beneficiados prioritariamente, sendo o foco do programa mais voltado para uma questão social do que propriamente ambiental. Por vezes, nem sempre os mais pobres são aqueles que podem oferecer as maiores mudanças pró-prestação de SAs, havendo, portanto, uma menor eficiência na utilização dos recursos do PSA. Portanto, em esquemas de PSA mais preocupados com questões de equidade do que de eficiência, os critérios de justiça para distribuição de recursos mais adequados seriam o de bens comuns, igualitário, *maxi-min* e *status quo*.

Gregory (2011) e McDermott *et al.* (2012) também chamam atenção para a centralidade da consideração da equidade na discussão dos PSAs. Gregory (2011) faz uma ampla revisão bibliográfica sobre aquilo que é discutido acerca deste tema a partir de uma ótica institucionalista. O autor destaca, assim como argumentam Pascual *et al.* (2010), que os conceitos de justiça e equidade são essencialmente específicos de acordo com o contexto e o

lugar em que se desenvolve um esquema de PSA, além do que são variáveis em função do tempo, pois dependem dos valores reconhecidos pelos grupos de *stakeholders* em questão.

Gregory (2011) chama atenção para a importância da equidade no acesso ao mecanismo e nos processos de elaboração dos PSAs, além da já considerada preocupação com a distribuição dos recursos e responsabilidades entre as partes envolvidas. As instituições que governam as relações econômicas e sociais (por exemplo, valores culturais, direito de propriedade, legislação ambiental, organizações sociais, etc.), os intermediários (governos, ONGs e instituições privadas) e as estruturas de governança desempenham papel essencial na promoção de paridade participativa (ou seja, todos os *stakeholders* em interação com o mesmo poder de negociação e tendo suas reivindicações consideradas), na promoção de maior simetria ao acesso à informação e na geração de uma justa disposição do poder de barganha entre as partes envolvidas. Para que isto ocorra, é premente a promoção de mecanismos de PSA que sejam transparentes no estabelecimento das regras e em seu gerenciamento, condição indispensável para que a sociedade o considere como uma ferramenta legítima.

Na mesma linha de argumentação, McDermott *et al.* (2012) afirmam que o conceito de equidade é de caráter comparativo, preocupando-se principalmente com as relações entre indivíduos e suas circunstâncias relativas. A consideração de equidade em um esquema de PSA deve compreender a estrutura social, econômica e ambiental de cada contexto específico. Faz-se necessário a lembrança de que a depender dos critérios de justiça distributiva eleitos, pode-se melhorar ou piorar o panorama de (des)igualdade entre os agentes. O quadro 5.2 demonstra os princípios de justiça distributiva que podem ser utilizados quando da implantação de um PSA.

Quadro 5.2: Princípios de justiça distributiva

Tipo	Teoria de base	Princípio
Baseado nas consequências	Utilitarismo	Maior benefício para o maior número de pessoas possível.
	Economia do bem-estar	Utilidade individual contribui para o bem-estar agregado.
Baseado nas regras	Libertarismo	Direitos iguais a todos.
	Igualitarismo	Partes iguais a todos.
	Baseado no mérito	Recompensa proporcional ao esforço.
	Baseado nas necessidades	Recompensa de acordo com a necessidade.

Fonte: McDermott *et al.* (2012, p.3).

Dentre os princípios acima dispostos, os dois últimos se destacam quando do estabelecimento de mecanismos de PSA como políticas públicas. A depender do contexto em

que é aplicado, o PSA pode ser mais voltado a cobrir os custos de oportunidade de ofertantes mais eficientes (baseado no mérito), ou atender àqueles mais desprovidos de recursos (baseado nas necessidades). Os casos analisados neste presente trabalho se adequam mais ao primeiro princípio, mas há experiências no Brasil, como o Programa Bolsa Floresta do estado do Amazonas (VIANA, 2008) e o Programa Bolsa Verde (SIMÃO *et al.*, 2013) do governo federal, que se adequam ao segundo.

Estes dois últimos programas foram desenhados mais como políticas de cunho social com objetivos de diminuir a pobreza daqueles que habitam em áreas de floresta nativa, e ofertar alternativas de produção econômicas mais amigáveis aos ecossistemas e, com isto, reduzir o desmatamento e a degradação florestal. Tais esquemas buscam reconhecer a importância destes prestadores de SAs como estratégia para conter a perda de SEs relacionados às florestas – em especial, no bioma Amazônia – mas guiando-se, no processo de seleção dos beneficiários, pela condição socioeconômica e localização dos ofertantes de SEs.

Segundo McDermott *et al.* (2012), é essencial atentar-se para a justiça processual (ou seja, os processos políticos que alocam recursos e desenvolvem as políticas ambientais), a justiça contextual e a capacitação dos agentes envolvidos. A consideração da paridade participativa, promoção de informação e a avaliação *ex ante* do contexto social é indispensável para o desenvolvimento de um mecanismo de PSA equitativo e legítimo. Outro fator importante é o reconhecimento de que os valores sociais singulares a cada contexto influenciam quais resoluções de conflitos ambientais são consideradas justas, implicando na legitimidade das opções de política escolhidas (PAAVOLA, 2007). E levando-se em conta que os critérios de justiça são um construto social, a percepção dos agentes em relação ao pagamento se torna um aspecto essencial.

Corbera *et al.* (2009) definem a capacitação como a disposição de capital social, institucional e material para modelagem e implementação dos mecanismos, da mesma forma que para alcançar os objetivos traçados. Neste sentido, é importante investigar se a eficácia de uma instituição é ameaçada pela falta de capacitação dos agentes envolvidos. A capacitação é, portanto, importante na elaboração de esquemas de PSA consistentes, visto que geram a requisitada confiança entre todos os grupos de interesse – os quais podem finalmente determinar a provisão de SAs no longo prazo –, o que pode levar à redução dos custos de transação (CORBERA *et al.*, 2009; VATN, 2010).

McDermott *et al.* (2012) ainda destacam que todo mecanismo que modifica a importância e os valores socialmente considerados dos SEs podem ter metas de equidade articuladas ou não. Exemplos de metas de equidade são: (i) ignorar a questão de equidade;

provocar nenhum prejuízo, ou seja, assegurar que ninguém fique em situação pior do que a prévia; e (iii) avançar a equidade no sentido de uma situação com resultados líquidos mais equitativos. Por exemplo, um mecanismo puramente mercadológico de PSA (como os mercados de carbono) podem perseguir puramente a oferta de serviços ecossistêmicos, não importando com os impactos de equidades.

Por outro lado, se o PSA tem como objetivo melhorar a equidade social, a intervenção necessitará identificar as inequidades existentes, preocupar-se com suas causas e avaliar progressos. Segundo Van Hecken e Bastiaensen (2010), o discurso mercadológico predominante em PSA e seu foco nos SEs em si, e menos na natureza social dos compradores e prestadores de SAs, contribui para uma perigosa apropriação indevida do mecanismo por parte dos mais informados e mais ricos e, consequentemente, desapropriação dos mais pobres.

É importante destacar que o debate acerca da primazia dos objetivos de eficiência e de equidade no estabelecimento de um mecanismo de PSA é totalmente dependente do contexto de cada realidade local. A escolha dos critérios de justiça e dos princípios de distribuição dos recursos e das responsabilidades não deve obedecer a um modelo pré-estabelecido. Ao contrário, a seleção de tais critérios deverá ser o resultado de negociações entre os *stakeholders* e das instituições que predominam em cada realidade. Isso garantirá o caráter social e democrático do PSA, distanciando-o de uma política meramente focada na eficiência alocativa dos SEs.

A depender dos *stakeholders* envolvidos, das capacidades dos agentes, da realidade ecossistêmica e dos *drivers* para implantação do PSA, o peso dado aos critérios de eficiência e equidade será estabelecido ao longo das discussões em busca da formação de um consenso sobre a melhor estratégia de política ambiental a ser adotada. Portanto, o mecanismo de PSA deve ser adaptável a cada realidade contextual, seja do ponto de vista social, econômico ou ambiental, para que possa responder melhor às demandas em relação à promoção de SEs de maneira legítima.

Por fim, a definição dos direitos de propriedade não é neutra do ponto de vista distributivo, implicando na legitimidade do PSA. São importantes também por duas razões principais: primeiro, os mercados “simulados” para SAs implicitamente representam a criação e troca virtual de um novo tipo de propriedade a respeito de bens – na maioria das vezes públicos – fornecidos pelos ecossistemas; segundo, direitos de propriedade existentes sobre o capital natural que gera os SEs podem também determinar quem obtém a propriedade atribuída dos serviços e, portanto, dos benefícios derivados da transação (CORBERA *et al.*, 2007).

Já sobre o ponto de vista da Economia Ecológica (EE), sua visão pré-analítica é de que o sistema econômico é um subsistema aberto de um todo maior, do qual é parte e vitalmente dependente, qual seja: a biosfera. Este, por sua vez, é um sistema fechado que se constitui da totalidade do capital natural e das interações dos seus componentes (i.e., os ecossistemas). Dado que a biosfera é limitada em seus recursos e materialmente fechada, o sistema econômico tem seu crescimento escalar limitado pela quantidade e qualidade do capital natural e dos serviços ecossistêmicos dele provenientes. Portanto, sob este prisma, o conceito de escala é essencial, pois sinaliza para a criação, por parte do poder público, de fronteiras seguras para que os limites biofísicos não sejam atingidos (DALY, 1991; ROCKSTRÖM *et al.*, 2009; MAY, 2011).

Disto decorre outro conceito essencial para a EE: a resiliência dos ecossistemas. As relações biológicas, físicas e químicas dos ecossistemas geram padrões não lineares de respostas destes às intervenções humanas econômicas. Como os estudos científicos ainda não evoluíram o suficiente para se conhecer exatamente a resiliência de cada ecossistema em específico – havendo, desta forma, incerteza fundamental a respeito da relação entre os impactos econômicos e a sustentabilidade do capital natural no longo prazo –, a EE recomenda a adoção do Princípio da Precaução para que a expansão do sistema econômico não comprometa de maneira irreversível a capacidade de oferta dos benefícios pelos ecossistemas.

Outra característica diferenciadora da EE é o reconhecimento de que o capital natural e o artificial (aquele criado pelo homem por meio das descobertas científicas, melhoramentos de gestão de processos e inovações tecnológicas) são complementares, ao invés de substitutos perfeitos. Desta forma, há recursos naturais e, principalmente, serviços ecossistêmicos que só podem ser parcialmente substituídos com elevadíssimos custos (como despoluição da água e recuperação da fertilidade do solo), ou que não podem ser substituídos por maior que seja a evolução tecnológica (por exemplo, a regulação climática). Em função do caráter complementar dos tipos de capital, a EE possui uma posição cética com relação ao alcance do critério de sustentabilidade. Além disso, advoga que é preciso um tratamento especial da teoria econômica em relação aos ecossistemas em função das peculiaridades inerentes à sua dinâmica (ANDRADE ; ROMEIRO, 2011).

Por fim, a EE se preocupa, fundamentalmente, com o conceito de sustentabilidade, desde que atenda a três aspectos basilares: ambiental, social e econômico. Primeiro, é

necessário definir, com base em evidências científicas, a escala ecológica sustentável, ou seja, há a preocupação primordial em se considerar a resiliência ecossistêmica e a escala do sistema econômico. Segundo, as dotações de direitos dos agentes e os critérios e noções de justiça devem ser construídos e definidos de forma equitativa de maneira que a pluralidade de contextos ambientais, sociais e econômicos seja respeitada e as decisões públicas sejam legitimamente reconhecidas pelos *stakeholders*. Terceiro, deve-se propiciar um ambiente institucional e incentivos econômicos para que os mercados aloquem eficientemente os recursos dentro dos parâmetros previamente definidos (DALY, 2005).

Segundo Farley e Costanza (2010) e Muradian *et al.* (2010), o mecanismo de PSA sob a ótica econômico-ecológica deve levar em consideração o fato de que os SEs são essenciais para o funcionamento da economia, além do que devem ser considerados por suas características de bens públicos (ou seja, os aspectos físicos implicam em elevada interdependência entre os agentes) ao invés de externalidades. Deve-se atentar também para o fato de que os SEs são insubstituíveis e vagamente compreendidos, significando que há custos relevantes para sua oferta e proteção. É preciso lembrar ainda que os serviços ecossistêmicos representam uma nova interpretação da ideia de escassez ambiental (ANDRADE *et al.*, 2012), o que por si só indica que os esquemas de PSA devem estar conectados com a ideia de *preservação* e não apenas *alocação*.

Nesta perspectiva, a conceituação original de Sven Wunder seria inaplicável e inappropriada por três motivos principais. Primeiro, a geração adequada de recursos ou a justa distribuição dos pagamentos pode requerer abordagens não voluntárias como taxas ou cobranças compulsórias sobre o uso de um SE, o que geralmente ocorre nos casos de PSA. Segundo, dado que os SEs são, por um lado, de difícil definição, mas que, por outro lado, suas ofertas podem ter correlações positivas, uma forma de resolver este *trade-off* e assegurar a provisão destes SEs essenciais é realizar pagamentos pela oferta de um conjunto de SEs (“*bundled services*”), de modo a diminuir os custos de transação de especificação dos serviços, o que é reconhecido pelo próprio Wunder. Terceiro, pagamentos estritamente condicionais podem ser apropriados mesmo nos casos em que aumentam proibitivamente os custos de transação; assim, uma forma de estimular o cumprimento dos acordos seria a construção de confiança entre os *stakeholders* e o reconhecimento justo e legítimo do mecanismo (FARLEY ; COSTANZA, 2010).

Ao analisarem esquemas de PSA na América Latina sob a ótica de uma ferramenta de restauração e de desenvolvimento rural, Montagnini e Finney (2011) observaram que a consideração de um PSA para “*bundled services*” é preferencial a partir de um ponto de vista econômico-ecológico. Analisando esquemas que incentivam o reflorestamento com vegetação nativa, os autores observaram que, quando se avalia a eficiência do PSA levando-se em conta apenas o SE de sequestro de carbono, as variedades de espécies a serem plantadas são diferentes da situação em que se busca conciliar ao mesmo tempo com o objetivo de promover outros SEs, por exemplo, um nível elevado de biodiversidade. Portanto, o processo de quantificação dos SEs envolve potenciais distorções, incluindo a escolha de quais SEs são considerados, além da escolha de indicadores de avaliação de oferta dos mesmos.

Para capturar os valores dos SEs que vão além daqueles valorados economicamente e transacionados nos mercados, mas que são essenciais para a sustentabilidade ecossistêmica e na geração de justiça intra e inter-generacional, Andrade e Romeiro (2013) defendem que a valoração ecossistêmica deve ir além dos modelos neoclássicos, que consideram apenas os valores econômicos. Portanto, seria necessária a consideração das complexidades ecossistêmicas, dos impactos antrópicos e seus *feedbacks* sobre os ecossistemas, e da consideração do longuíssimo prazo, para que seja considerado o real valor dos serviços ecossistêmicos.

Andrade e Romeiro (2013) expõem alguns princípios que devem nortear a adequação dos modelos de valoração ecossistêmica. Os autores destacam que a complexidade das funções ecossistêmicas e suas relações produzem efeitos conjuntos diferentes daqueles produzidos individualmente. A consideração da escala e da resiliência ecossistêmica durante o processo valorativo é premente, o que remete à importância de considerar a oferta de SEs de maneira integrada e não dissociada, visto que a qualidade e diversidade apropriadas do capital natural é de suma importância para a oferta de um “*bundle*” de SEs desejado pela sociedade. Portanto, é preferível que os esquemas de PSA procurem remunerar o conjunto de SEs oferecidos pela prestação de SAs, o que pode robustecer a estratégia de mudança de usos da terra, visto a proposição de maiores pagamentos.

Shiki *et al.* (2012) destacam que as complexidades e diversidades de relações coevolucionárias, produto das interações entre valores, conhecimento, ambiente, tecnologias e formas de organização entre os SEs e as atividades econômicas são espacial e territorialmente específicas, de modo que os mecanismos de PSA devem ser adaptados a cada contexto. Os autores argumentam que nos espaços rurais a relação entre os indivíduos e o capital natural é

mais profunda, o que cria relações de consumo e produção que coevoluem, resultando em um “híbrido de natureza e trabalho” (p.20). Esta relação poderá gerar resultados diferentes (por exemplo, um espaço rural pode ser preservado ou urbanizado), sem uma sequência hierárquica pré-determinada, o que dá especificidade e historicidade local ao processo coevolutivo de interações entre os sistemas socioeconômico e ecológico, materializando territórios.

Ao reconhecer a complexidade inerente dos ecossistemas e priorizar sustentabilidade ambiental e justiça social sobre considerações de eficiência, um esquema de PSA “econômico-ecológico” favorece uma abordagem mais adaptativa e transdisciplinar que não requer a “comoditização” dos SEs, já que, nestes casos, instituições baseadas na cooperação poderiam ser erigidas. Os sistemas de PSA precisam, por fim, priorizar SEs essenciais e insubstituíveis, especialmente aqueles para os quais a oferta é insuficiente para atender as necessidades básicas da sociedade ou que estejam sob ameaça iminente de exaustão (FARLEY ; COSTANZA, 2010)⁶⁰.

5.2 Análise comparativa e avaliação do grau de proximidade das experiências de PSA analisadas com a conceituação *mainstream*

Nos capítulos 3 e 4 procurou-se fazer uma análise positiva das experiências de PSA selecionadas em âmbito internacional e nacional. Tendo em vista a complexidade contextual de desenvolvimento e de arranjo institucional em que cada caso está inserido constatou-se a necessidade de lançar mão de metodologia de análise comparativa destes casos frente à conceituação *mainstream* de PSA. Para facilitar este trabalho, construiu-se uma série de quadros analíticos – reunidos no Apêndice final –, a partir dos quais é possível fazer a comparação das experiências de PSA de acordo com uma série de variáveis estrategicamente selecionadas. Com esta sistematização de informações, objetiva-se analisar o grau de proximidade da real implantação dos mecanismos de PSA aqui analisados em relação à conceituação tradicional/*coaseana* descrita no capítulo 1. É importante ressaltar, porém, que não é trivial o esforço de comparação entre os casos, uma vez que há grande diversidade de contextos nos quais operam as políticas ambientais, além do que as especificidades de cada região imprimem um caráter único de cada experiência de PSA.

⁶⁰ A “Declaração de Heredia sobre Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos”, presente nesta referência, faz uma compilação detalhada de como adaptar o conceito de PSA à abordagem econômico-ecológica.

Para a construção dos quadros utilizou-se como modelo o trabalho de Wunder *et al.* (2008), em que foram analisados comparativamente programas de PSA selecionados em países considerados “desenvolvidos” e “subdesenvolvidos”. Este texto é amplamente utilizado na literatura especializada e seus autores estão entre as principais referências teóricas no que tange à análise *coaseana* de PSA. Com o objetivo de adequar a análise aos objetivos deste trabalho, foram incluídas variáveis analíticas que são de grande utilidade para conduzir a pesquisa aos resultados objetivados.

Antes de iniciar a análise comparativa, é conveniente sistematizar de maneira didática dos principais pontos relacionados à abordagem *coaseana* de PSA (quadro 5.3). Sendo um conceito baseado no funcionamento do mercado, para que o mecanismo atinja os objetivos de eficiência na utilização dos recursos financeiros, é necessário elevado grau de comoditização dos SEs, elevada condicionalidade dos pagamentos e deve ser voluntário tanto na prestação dos SAs, quanto na participação no esquema (MURADIAN *et al.*, 2013).

Quadro 5.3: Síntese da conceituação *coaseana* de PSA

Abordagem	Foco de análise	Objetivos de política pública	Características principais
<i>Coaseana</i>	Oportunidades de transações econômicas mutuamente benéficas entre os agentes envolvidos (redução do problema ambiental à alocação eficiente de recursos)	<ul style="list-style-type: none"> - Escolha da opção de intervenção ambiental mais custo-efetiva dentre as alternativas disponíveis; - Geração de resultados Pareto-eficientes (problemas de alocação) via internalização das externalidades ambientais. - Utilização do mercado como mecanismo capaz de proceder à alocação eficiente a partir do momento em que os problemas ambientais são resolvidos. 	<ul style="list-style-type: none"> - Importância da definição de direitos de propriedade privados; - Primazia dos esquemas de pequena escala (poucos “compradores” e “vendedores” de SAs) no quesito eficiência; - Relação negocial estreita entre “compradores” e “vendedores”. - Centralidade da voluntariedade de participação e elevada condicionalidade dos pagamentos; - Elevado grau de comoditização dos SEs; - Alternativa mais eficiente de promoção de SEs dentre outras opções.

Fonte: elaboração própria.

É essencial que o PSA “*coaseano*” tenha elevado nível de adicionalidade ambiental e que haja conhecimento aprofundado sobre o valor econômico dos SEs ofertados. Por fim, é necessário que o custo total (somatória dos custos dos pagamentos, de transação e de oportunidade) de funcionamento do PSA seja suficientemente abaixo dos benefícios gerados tanto para os prestadores quanto para os demandantes de SAs, visto que o objetivo final é a obtenção de melhoria paretiana (aumento de bem-estar de todos os envolvidos). Em geral, este conjunto de características só se fazem presente em esquemas de pequena escala, com

poucos agentes envolvidos e nos quais os SEs têm reconhecido e elevado valor econômico – em risco de deterioração – para os seus demandantes.

Para início da discussão dos estudos de caso, o quadro A.1 contém variáveis que demonstram o contexto geral que impulsionam a gestação de cada uma das experiências de PSA. Em geral, predomina a estrutura agrária de pequenas propriedades nas áreas trabalhadas e a atividade econômica mais comum é a pecuária leiteira e produção agrícola de café. Todavia, é possível afirmar que há heterogeneidade entre os principais tipos de culturas adotadas nas diversas regiões.

Percebe-se que os problemas ambientais – em especial a perda de qualidade da água e de cobertura florestal – são decorrentes diretamente das ações antrópicas de dominação do capital natural. A produção econômica (atividades agropecuárias) e instalação de moradias (processo de urbanização, instalação de sedes de fazendas ou casas de veraneio, com planejamento sanitário inadequado) geram fontes de poluição não pontual e agravamento do processo de erosão do solo. Essa dinâmica impõe riscos, por exemplo, à viabilidade do negócio da Vittel, além de levar à necessidade de instalação de dispendiosa estrutura de filtração de água em Nova York.

Nestes dois exemplos, como o valor econômico dos serviços hidrológicos prestados pelos ecossistemas é bem mensurado e de grande volume, houve estímulo claro do lado dos demandantes (Nestlé Waters e prefeitura de Nova York) para buscar um acordo mutuamente benéfico juntamente aos produtores rurais que prestam estes serviços. Além disto, ao analisarem as demais alternativas de resolução do problema de oferta de SAs, os idealizadores e formuladores destes mecanismos concluíram que o PSA era a alternativa mais viável e custo-efetiva de alcançar os objetivos almejados. Estes fatores, de forma conjunta, propiciaram o surgimento de esquemas mais próximos ao conceito de PSA “*coaseano*”.

O modo insustentável de gestão do capital natural, na maioria das vezes causado pela cultura de “prosperidade socioeconômica” e necessidade de intensificação da produção, leva à degradação da estrutura ecossistêmica e, consequente, reduz o potencial de geração de seus serviços. Há um processo de coevolução da atividade econômica e dos ecossistemas, em que a primeira exerce pressões adaptativas e seletivas aos últimos, com consequências graves como perda de biodiversidade e, nos casos estudados, de capacidade de produção dos serviços hidrológicos. Por seu termo, esta degradação ecossistêmica, no longo prazo, pode levar à perda de rentabilidade da atividade econômica local e ocorrência de graves prejuízos

downstream, o que demonstra, portanto, a insustentabilidade da forma como tradicionalmente se dá a ocupação das áreas rurais.

No Brasil, a instituição da legislação ambiental é frágil frente ao direito da propriedade privada (CHIODI *et al.*, 2013). Os produtores rurais, mesmo conhecendo as normas legais, por vários motivos (entre os quais, a fiscalização ineficaz) optam por infringi-las, expandindo ao máximo viável sua produção. Outro *driver* importante, em especial nos casos de Cat-Del e Oásis São Paulo, é o acelerado e mal planejado processo de urbanização das áreas de mananciais, cujo potencial de degradação dos serviços hidrológicos é de difícil reversão.

No caso de Vittel, enquanto o programa de PSA estimula menor intensidade na produção agropecuária, a Política Agrícola Comum Europeia produz incentivos contrários, o que demonstra a necessidade de construção de estratégia comum em prol do desenvolvimento rural sustentável, potencializando a relação custo-eficiência dos mecanismos de política ambiental. Já no caso do *PPSA* da Costa Rica, os incentivos econômicos florestais que antecederam o PSA fazem parte de um processo longo de construção de conhecimento – por meio de “tentativa-e-erro” – e *path dependence*, cujo produto final é a elaboração de uma estratégia mais eficaz e eficiente para alcançar os objetivos ambientais. O reconhecimento da importância destes processos de aprendizagem é caro ao institucionalismo, em especial aos evolucionários, o que aproxima a análise de PSA de uma abordagem mais abrangente do que a *coaseana*. Por fim, a necessidade de criar um mecanismo que fosse autossustentado, ou seja, não tivesse fortes subsídios estatais, levou a um aperfeiçoamento institucional que propiciou o *design* inovador do *PPSA*.

O surgimento dos casos de Vittel e Cat-Del foram fortemente influenciados pela existência de legislação rígida de regulação de qualidade da água, o que os levou a remunerarem os agentes que tinham maior potencial de proteção dos mananciais e, assim, evitar consideráveis perdas econômicas. Na Costa Rica, houve a criação da primeira lei que se tem conhecimento instituindo o PSA como política nacional. Já nos casos brasileiros, o Código Florestal e a Política Nacional dos Recursos Hídricos são os aparatos legais mais importantes como base para criação dos esquemas de PSA. Com exceção do Oásis São Paulo (que se dá totalmente em âmbito privado), em todos os demais casos brasileiros foi necessário a criação de legislação específica – municipal ou estadual, a depender da esfera de governo que criou o programa – para que se tornasse legal o repasse de recursos públicos para os

produtores rurais, reconhecendo a importância dos SAs por eles prestados. Estas experiências de políticas públicas ambientais se distanciam do conceito de PSA “*coaseano*”, que dá prioridade para o surgimento de mecanismos que funcionem por meio de negociações diretas entre ofertantes e demandantes de SAs – em especial no âmbito privado –, visto que esquemas governamentais têm o potencial de serem multiobjetivados, levando a perda de efeitos eficiência (ENGEL *et al.*, 2008).

Em termos de objetivos gerais dos esquemas de PSA estudados, cuja síntese pode ser vista no quadro A.2, a preocupação com a garantia da qualidade da água (em especial nos casos de Vittel, Cat-Del, Oásis São Paulo e Apucarana e ProdutorES de Água) e com a regularização ambiental (Conservador das Águas e Apucarana) se destacam. O PPSA tem forte viés de combate ao desmatamento e recuperação da cobertura florestal em função da importância ecológica da região no que tange à biodiversidade e a representatividade do ecoturismo para a economia nacional. O Reflorestar, que dá sequência ao ProdutorES, também é fortemente enfocado na recuperação da vegetação nativa como forma de alcançar seu principal objetivo, qual seja: aumentar a oferta de SEs hidrológicos.

Em busca de alcançar estes objetivos, considera-se que os SAs prestados pelos proprietários rurais que devem ser remunerados são a conservação/promoção de cobertura florestal (principalmente do tipo nativa) e a introdução de melhores práticas agrícolas e mecânicas. Há casos que apoiam práticas amigáveis (Vittel e Cat-Del), outros que remuneram apenas conservação florestal (Oásis São Paulo), ou um conjunto de SAs (por exemplo, Conservador de Águas e Reflorestar). Estes SAs foram escolhidos pela forte relação que apresentam com o aumento da oferta de SEs, como a melhoria e regularização da oferta de água e o controle da erosão do solo.

A remuneração dos SAs é o meio encontrado para incentivar a oferta dos SEs enfocados, que é o objetivo final dos esquemas de PSA. Portanto, quanto àqueles critérios de justiça abordados no item 5.1 deste capítulo, nos casos aqui estudados adota-se uma mescla dos critérios de compensação e de oferta esperada, que procuram vincular os pagamentos de maneira proporcional à expectativa de prestação de SAs nas áreas contratadas. Estes critérios são mais propícios para esquemas de PSA mais preocupados com os efeitos de eficiência no alcance dos objetivos ambientais (que é uma característica cara ao “PSA *coaseano*”).

Quanto aos compradores, pode-se dividir os casos em 3 tipos: financiados diretamente pelos principais usuários (Vittel, Cat-Del e Oásis Apucarana), financiados por governos

(PPSA, Conservador das Águas, ProdutorES de Água e Reflorestar) e por instituições privadas (Oásis São Paulo). Nos casos do primeiro tipo, os maiores beneficiários (da iniciativa privada e pública) do PSA são as principais fontes de recursos para a remuneração dos proprietários rurais, e os esquemas tendem a ser de pequena escala, características que os aproximam do conceito *coaseano* de PSA.

Já as experiências do segundo tipo são instituídas como políticas públicas, havendo a transferência indireta de recursos arrecadados dos contribuintes (pessoas físicas e jurídicas), em que a figura do governo age como intermediário, o que distancia da configuração ideal dentro do PSA do conceito tradicional. Em geral, são programas de maior escala, multiobjetivados e que crescem em escopo ao longo do tempo. Já no caso do Oásis São Paulo, a FGB buscou parceiros da iniciativa privada diretamente beneficiados pelo PSA para prestar apoio financeiro, em uma estratégia de agregar valor a estes parceiros por ações de responsabilidade ambiental. Este é um caso singular, em que o demandante de SEs não tem ligação essencial com o valor econômico destes serviços.

Em função das características de bens públicos dos SEs (não rivalidade e não exclusividade), uma gama de outros agentes se beneficia dos esquemas de PSA hidrológicos, como, por exemplo, as companhias hidrelétricas e de abastecimento urbano *downstream*. Há também importantes impactos na economia local em função da maior circulação de moeda e novas atividades econômicas instaladas, o que aumenta também o emprego e diversifica as atividades econômicas da região (por exemplo, com o crescimento do ecoturismo).

Por fim, também existem impactos ecológicos positivos além da oferta dos SEs focalizados. Quando se protege uma floresta com o objetivo de melhorar os serviços hidrológicos, outros serviços são também melhorados, como a regulação microclimática, a regulação de doenças, aumento de abrigo para biodiversidade, etc., apesar de não serem valorados economicamente nestes casos. Portanto, para avaliação do conjunto de efeitos ambientais, sociais e econômicos dos esquemas de PSA, não se deve levar apenas em consideração os critérios de eficiência na utilização dos recursos financeiros, mas deve-se avaliar um conjunto maior de variáveis que reflete de forma holística a melhoria de bem-estar dos agentes locais, além dos ganhos puramente econômicos. Este ponto de vista é mais coerente com uma visão alternativa de PSA que seja mais ampla do que a *coaseana*.

Em geral, os prestadores de SAs são os proprietários de terras em áreas prioritárias que aceitam adequar suas propriedades aos requerimentos de uso do solo que propicie maior

geração de SEs enfocados pelos esquemas de PSA. Destaca-se o caso do Reflorestar, que aceita propostas de qualquer proprietário, em qualquer área do estado de Espírito Santo, que desejar participar do PSA. Apesar da falta de focalização espacial (o que o distancia da modelagem *coaseana*), há importantes ganhos de escala para implantação, visto que se consegue alcançar com maior velocidade os agentes mais interessados em participar. No entanto, é necessário destacar que isto só foi possível devido à abundância de recursos para implantação do Reflorestar, visto que é financiado pelo FUNDÁGUA, o qual é abastecido por recursos provenientes dos *royalties* do petróleo.

Conforme observa-se no quadro A.3, os casos internacionais são os mais antigos dentre os aqui estudados, tendo início nos anos 1990. Por isso, e pelas inovações que trouxeram, estão entre os mais estudados e discutidos na literatura especializada. Já os casos brasileiros, por serem mais recentes, ainda são carentes de estudos demonstrando os resultados ambientais, sociais e econômicos produzidos. Há predominância da iniciativa pública para implantação dos esquemas de PSA, sendo um dos principais motivos o fato de que os problemas ambientais, em geral, impactam um conjunto variado de agentes. Estes consideram tais impactos como externalidades negativas que influem na prestação de serviços públicos (como abastecimento urbano de água). Portanto, há uma natural dificuldade de “comoditizar” os serviços hidrológicos, o que diminui a proximidade do PSA em relação a uma visão mais mercadológica de instrumento de política ambiental, base sobre a qual é construído o conceito de “PSA *coaseano*”.

A escala espacial se dá em bacias hidrográficas prioritárias (com exceção do *PPSA*, que se dá em âmbito nacional), na busca de obter maior eficiência na remuneração dos SAs prestados e, portanto, gerar maior adicionalidade ambiental. É importante salientar, também, que os esquemas financiados pelos usuários são mais focalizados comparativamente aos governamentais. As experiências brasileiras apresentam constante crescimento no tamanho, sendo em geral ainda pouco abrangentes (devido, entre outros fatores, ao pouco tempo de implantação e à escassez de recursos). No caso do Oásis São Paulo, não tem havido crescimento a partir de 2010 pela falta de recursos financeiros para contratação de novas áreas. Já o Reflorestar foi criado em substituição ao ProdutorES de Água com o objetivo de alcançar maior escala em menor período de tempo.

Os intermediários se mostraram fundamentais para o funcionamento dos esquemas de PSA. A criação da *Agrivair* (Vittel) e do *Watershed Agricultural Concil* (Cat-Del) foi um

“turnig point” em ambas experiências, pois propiciaram um *locus* para a mediação dos diálogos entre os *stakeholders* de forma mais direta e com maior legitimidade por parte dos produtores rurais. Também são responsáveis por darem apoio à implantação das diversas formas de remuneração dos SAs. Houve, assim, uma representação de interesses mais justa, o que aumentou a credibilidade na proposta de PSA. Estes aspectos institucionais essenciais demonstram a incompletude do arcabouço tradicional de PSA, visto que estas características requerem um olhar mais aprofundado e contextualizado para que sejam valorizadas de maneira mais correta.

Nos casos governamentais, destaca-se o importante papel dos intermediários na diminuição dos custos de transação dos programas, visto que são estabelecidos para maior escala. Por exemplo, no caso do Conservador das Águas, uma ampla gama de atores parceiros opera como intermediários, desde o mapeamento, instalação de cercas, apoio técnico, etc., aumentando a eficácia e a eficiência no gasto dos recursos públicos (focalizados nas atividades que produzem maiores resultados em termos de SEs). Tais características distanciam as experiências do conceito *coaseano* de PSA, visto que este defende que tais mecanismos sejam implantados onde os custos de transação sejam o mínimo possível. Com o apoio de parceiros e constituição de arranjo institucional sofisticado, a partir de uma visão alternativa de PSA, demonstra-se que é possível a existência de oportunidades de criação destes mecanismos mesmo na presença de elevados custos de transação.

O quadro A.4 expõe características para a conformação dos esquemas de PSA. Os intermediários (presentes no quadro A.3) e os financiadores e doadores externos também fazem parte deste arranjo. Um fator central para o desenvolvimento eficaz e eficiente destes mecanismos, segundo o “PSA *coaseano*”, é a clara definição e delimitação dos prestadores de SAs e beneficiários.

Foram definidos critérios de priorização para aplicação dos recursos financeiros nestes esquemas, de acordo com um rol variado de características das propriedades, em especial sua localização em determinada bacia hidrográfica prioritária. Critérios como tamanho mínimo da propriedade, topografia, regularização quanto à legislação ambiental, manutenção de vegetação em pé, até práticas mecânicas de proteção à erosão foram consideradas para classificação das unidades rurais com maior potencial de prestação de SAs. Vê-se, portanto, que nem sempre foi possível estabelecer uma ligação extremamente clara e proporcional da

opção por um tipo de uso da terra para a promoção de SEs, o que distancia tais experiências do conceito *mainstream* de PSA.

A seleção dos “vendedores de SAs” é uma das fases mais importantes para o sucesso dos mecanismos de PSA e intensivas em informação, pois é necessário um vasto mapeamento do território rural, acumulando informações geográficas, hidrológicas, florestais, legais e socioeconômicas, o que gera, portanto, elevados custos de transação. Esta é uma etapa do PSA em que a eficácia do arranjo institucional é mais demandada, para que os atores parceiros possam contribuir com seus respectivos “*know-how*” e tornar o mecanismo menos dispendioso para os “compradores de SEs”.

A fase de monitoramento também é essencial para a gestão e avaliação dos resultados destas experiências. De maneira geral, esta é uma atividade intensiva em informação, característica que a torna dispendiosa e considerável fonte de custos de transação. Nos casos estudados há coleta de informações junto às propriedades por meio de inspeções e combinação com imagens de satélites. Combinando estes dados, é possível aferir o cumprimento – ou não – dos proprietários rurais com as cláusulas estabelecidas em contrato, verificando-se se o aspecto da condicionalidade é respeitado. Caso haja desrespeito destas cláusulas, a sanção mais comum é a perda de pagamentos futuros, podendo haver – como no Reflorestar – requerimento para devolução dos valores pagos (nos casos de infrações mais graves, como desmatamento de vegetação nativa sob contrato).

Os esquemas de PSA sempre interagem com outras políticas em curso no território em que é implantado, sejam elas políticas agrícolas, ambientais, urbanas, etc. No caso de Vittel, a PAC, com o estímulo à intensificação e aumento da produtividade agropecuária, exerce uma força contrária às melhores práticas agrícolas apoiadas pela Nestlé Waters. Nos casos brasileiros, a fiscalização ambiental para fazer cumprir o Código Florestal e a PNRH é a principal atividade ambiental para promover a preservação florestal nos mananciais.

No Oásis Apucarana, a existência do ICMS-Ecológico tem grande importância, pois é uma forma de premiar os municípios que mais auxiliam na regularização ambiental e implantação de Unidades de Conservação. Por fim, o Reflorestar tem o diferencial de buscar conciliar as estratégias de intervenção das secretarias estaduais da área ambiental e da agrícola para criar alternativas produtivas e rentáveis e induzir os produtores rurais a investir em usos da terra que promovam a vegetação florestal nativa com produção econômica. Estes dois casos, em especial, demonstram que o PSA não pode ser visto como uma “panaceia” para a

resolução de problemas ambientais relacionados à água, e nem que há um modelo único de PSA que possa ser replicado nos diversos contextos locais. Verdade é que este instrumento econômico de política ambiental deve complementar outras políticas ambientais e agrícolas, em prol de um modelo de desenvolvimento rural mais sustentável, através da disposição de um mix de políticas públicas (por exemplo, concessão de crédito agrícola subsidiado, fiscalização ambiental e capacitação dos produtores rurais) direcionadas a este fim.

O quadro A.5 se dedica a demonstrar como se dá a remuneração aos “prestadores de SAs”. Os incentivos econômicos se dão, principalmente, por pagamentos em espécie e prestação de apoio técnico. Nos casos de Vittel e Cat-Del, assim como no Reflorestar, há o reembolso dos custos iniciais para mudança das práticas de uso do solo, além dos pagamentos pelos SAs. Em Vittel e no Conservador das Águas, os custos com mão de obra ficam por conta dos financiadores do PSA (por exemplo, para reflorestamento, cercamento, instalação de estrutura adequada de saneamento básico, práticas mecânicas, etc.).

Cada esquema de PSA tem sua própria base de cálculo da remuneração financeira. O mais comum é o pagamento por hectare de vegetação ciliar e baseado em uma estimativa de custo de oportunidade. No entanto, nos esquemas de Vittel e do Conservador das Águas todo o cálculo é feito de acordo com a área total da propriedade, dado que a adequação de toda a propriedade é responsável pela produção de SEs. No caso do Reflorestar, o pagamento é feito em diversas modalidades, sendo que nas modalidades de PSA curto-prazo existe um valor total disponível para reembolso dos custos iniciais do uso da terra “amigável”.

Os projetos Oásis São Paulo e Apucarana e o ProdutorES de Água se diferenciam por estimar o valor dos recursos segundo índices de valoração ambiental que têm a finalidade de refletir o impacto que a área terá na produção de serviços hidrológicos. A experiência do Oásis São Paulo é a única em que o índice de valoração reflete apenas a importância de variáveis ambientais para a oferta de serviços hidrológicos, enquanto que em todas as demais são incorporados alguns aspectos de variáveis econômicas (como o custo de oportunidade). Em relação a estas experiências citadas, pode-se afirmar que a busca por desenvolver tais índices de valoração ambiental os aproxima do conceito de “PSA coaseano”, pois eles são instrumentos que guiam os gestores de PSA a alocarem de maneira mais eficiente os recursos financeiros. Por exemplo, o Oásis Apucarana é a única experiência que não utiliza a unidade de área como parâmetro para o cálculo da remuneração; o que importa para a conformação do índice de valoração é uma série de requisitos que vão desde o respeito à legislação ambiental,

até as atividades pró-conservação e práticas agrícolas sustentáveis (como agricultura orgânica).

Os valores dos pagamentos apresentam grande heterogeneidade e refletem as disparidades de custos de oportunidade regionais. Eles podem ser feitos mensal, semestral ou anualmente e, em geral, após a verificação do cumprimento das cláusulas em contrato. Geralmente, os pagamentos são diferenciados de acordo com critérios que refletem maior contribuição da área à oferta de SEs enfocados. Por exemplo, os pagamentos do ProdutorES de Água variam segundo o abatimento da erosão do solo proporcionado pela cobertura florestal e o coeficiente de inclinação do relevo, duas variáveis essenciais para a oferta de serviços hidrológicos. Apenas o *PPSA* e o Conservador das Águas têm pagamentos fixos. Já em Vittel e Cat-Del, o valor é estabelecido de acordo com as necessidades de adaptação e potencial de contribuição de cada propriedade; este estudo “caso a caso” aumenta de maneira significativa os custos de transação, sendo adotados apenas em casos de escala espacial diminuta.

Em Cat-Del, há contratos que limitam o uso da área de forma perpétua (*conservation easements*), enquanto que em Vittel as melhores práticas agrícolas são contratadas por prazo de 18 a 30 anos. Já no Brasil, os contratos têm duração de 3 a 5 anos de acordo com os esquemas analisados. O Reflorestar mais uma vez se destaca por apresentar modalidades de PSA de curto e longo prazo, de acordo com o uso da terra escolhido. Caso seja uma atividade que permita a exploração econômica produtiva, os contratos são de 3 anos, com o intuito de cobertura dos custos iniciais da atividade, enquanto que os de longo prazo são para reconhecimento dos serviços ecossistêmicos prestados pelas áreas de cobertura florestal nativa.

O quadro A.6 dispõe alguns dos fatores que impactam a eficácia e eficiência das experiências aqui estudadas. Dentre as variáveis estudadas acima, os intermediários, o monitoramento e a seleção dos “vendedores de SAs” também são fatores que importam significativamente para o bom funcionamento dos PSAs. A linha de base é essencial para que se possa avaliar o grau em que os esquemas implantados produzem efeitos adicionais quanto à prestação de serviços ambientais, o que permite verificar se as cláusulas contratadas estão sendo cumpridas e se há, ao final eficácia das experiências. Nos casos de Vittel, *PPSA* e Conservador das Águas, foram realizados diagnósticos ambientais amplos do estado em que se encontravam os recursos naturais. Nos demais casos, avaliações secundárias e

mapeamentos das propriedades realizados quando da seleção dos beneficiários constituem a maior fonte de dados para formação da linha de base dos PSAs estudados.

Os custos de oportunidade foram estudados nos casos de Vittel, Conservador das Águas e do ProdutorES de Águas (consequentemente, o Reflorestar), para que se pudesse calcular um valor de PSA que estimulasse a mudança de uso da terra em prol da oferta de serviços ambientais. No caso do Oásis São Paulo, o custo de oportunidade é a expansão do desenvolvimento urbano, com loteamento das áreas ou ocupação irregular, enquanto que nos demais casos tal custo se refere ao abandono da produção agropecuária. Na maioria dos casos, estima-se que os pagamentos cobrem o custo de oportunidade da região, ao menos nas áreas de maior interesse ecológico (em especial, entorno das nascentes e cursos d'água). No Reflorestar, as modalidades de PSA longo prazo, ao disporem os recursos para cobertura dos custos iniciais das novas atividades econômicas, dão o principal incentivo para os proprietários rurais adotarem usos de terra mais amigáveis ao meio ambiente, e que, segundo estudos do Banco Mundial, são mais rentáveis do que as atividades tradicionais em terras degradadas, no médio e longo prazo.

Quanto à adicionalidade do PSA na produção de resultados ambientais, os casos de Vittel e Cat-Del conseguiram resultados expressivamente positivos. No primeiro, não há mais o risco de inviabilidade do negócio da Nestlé Waters, enquanto que no segundo conseguiu-se o estabelecimento de programa de gestão da bacia hidrográfica de longo prazo, com garantia de manutenção da FAD. Portanto, os resultados alcançados demonstram elevados efeitos de eficiência nestes mecanismos, o que os aproximam dos objetivos finais alvejados pelos esquemas de PSA *coaseanos*.

Já no caso da Costa Rica, há trabalhos que demonstram resultados divergentes (como mostrado no capítulo 3). Enquanto que em âmbito regional estudos demonstraram que o PPSA foi eficaz e adicional para evitar o desmatamento e promover o reflorestamento, não há grandes resultados de adicionalidade do mecanismo em âmbito nacional (argumenta-se que as áreas de cobertura florestal seriam preservadas ou se regenerariam mesmo sem os pagamentos). Apesar de os gestores do PPSA defenderem a política como eficaz no combate ao desmatamento e na promoção de SEs essenciais, na realidade o componente de adicionalidade ambiental do PSA não é de clara evidência, distanciando-o do modelo *coaseano*.

Quanto aos casos brasileiros, as experiências analisadas ainda são muito recentes para se conseguir resultados claros demonstrando o grau de adicionalidade para os serviços hídricos. Há, porém, relatos de ressurgimento de nascentes d'água no Oásis Apucarana, por exemplo. No entanto, no que tange à adequação à legislação ambiental, os esquemas de PSA geram grande efeito adicional, pois o incentivo financeiro e as cláusulas de condicionalidade conformam importantes incentivos para a regularização, além de dividirem os custos desta adequação com os proprietários rurais. Vê-se, portanto, que o PSA aqui é considerado como ferramenta complementar essencial para o alcance de maior prestação de SAs pelos produtores rurais, e não como uma alternativa de política que seria suficiente para gerar eficiência na oferta de SAs. Isto distancia estas experiências do conceito *mainstream* de PSA, enquanto as coloca mais próximas do ideal de PSA como componente de um *policymix*⁶¹.

Os SAs remunerados (cobertura florestal ciliar, práticas mecânicas e agrícolas “amigáveis”) têm reconhecida ligação com a oferta de serviços hidrológicos, ao menos em nível local. No caso do *PPSA*, que também remunera atividades que promovem outros SEs, estudos indicam impactos de evitação de erosão do solo. No entanto, segundo Zanella (2011), no Conservador das Águas vários proprietários de terras – participantes ou não do PSA – discordam da ligação estabelecida no programa, o que afeta a propensão a participar no programa e, nos que já são participantes, impacta no nível de satisfação em integrar o esquema⁶².

A respeito da permanência dos efeitos após o encerramento dos contratos, nos casos brasileiros destaca-se que as exigências de RL e principalmente de APPs asseguram ao menos parte destes impactos, desde que o *enforcement* por parte da fiscalização ambiental seja eficaz e que haja formação de uma cultura pró sustentabilidade no campo. Já a respeito das melhores práticas, espera-se a permanência dos efeitos, uma vez que elas proporcionam maior rentabilidade – ao menos no médio e no longo prazo – para os que as adotam. Portanto, nestes casos, a adicionalidade e permanência dos efeitos tem grande potencial de engendrar um modelo de desenvolvimento rural mais sustentável. Fica claro, portanto, que a eficácia final dos esquemas de PSA, ao menos no Brasil, depende de políticas complementares, como a fiscalização ambiental das propriedades rurais, o que corrobora a tese de que o PSA pode ser

⁶¹ *Policymix* se refere a um conjunto de instrumentos de complementares, sejam de comando e controle ou instrumentos econômicos, em prol de um objetivo comum. Posteriormente, neste capítulo, a discussão sobre este conceito será aprofundada.

⁶² Este discussão é aprofundada ao final deste subitem.

visto como um mecanismo complementar dentro de um *policymix* que visa à resolução dos problemas ambientais.

Por fim, o quadro A.7 expõe a existência ou não de objetivos além dos ambientais e os efeitos dos esquemas sobre os beneficiários mais pobres. Apenas o caso de Vittel não apresenta qualquer objetivo colateral, o que demonstra a proximidade deste mecanismo à conceituação de PSA *coaseano*, haja vista a sua preocupação central com a efeitos de eficiência na oferta de SAs. No entanto, mesmo que de maneira não intencional, o mecanismo ajudou a garantir a permanência das famílias de agricultores nas propriedades que tradicionalmente ocuparam por meio da compra destas por parte da Nestlé Waters frente aos antigos credores.

Por sua vez, o *PPSA* apresenta objetivo explícito de redução da pobreza, mas os resultados ainda são de magnitude desconhecida, embora estudos indiquem que os proprietários de áreas maiores e que menos dependem das rendas de fontes rurais são os maiores beneficiários deste programa (SIERRA ; RUSMAN, 2005; PORRAS, 2010). Aqui percebe-se um distanciamento do *PPSA* com relação ao referencial *coaseano* de PSA, dado que a construção de um instrumento de política ambiental multiobjetivado que também é fortemente guiado por um critério de equidade na distribuição dos recursos financeiros tem grande potencial de sofrer perdas de efeitos potenciais de eficiência no alcance dos objetivos ambientais do programa.

Destaca-se que nos esquemas de PSA desenvolvidos no Brasil há objetivos de promover práticas amigáveis, aumentar e diversificar fontes de renda e promoção de regularização ambiental, dentre outros, conformando o PSA como uma ferramenta para promoção do desenvolvimento rural sustentável. No Oásis Apucarana, o PSA é visto como uma fonte de renda complementar fundamental, representando importante parcela dos recursos das famílias no campo. É importante também os efeitos sobre a economia local, já que os recursos dos pagamentos são gastos na própria região, produzindo efeitos multiplicadores de renda. Portanto, a busca por efeitos de eficiência se dá de maneira prioritária, mas paralelamente a objetivos que dizem respeito a questões legais e socioeconômicas das propriedades e de seus proprietários, de modo que distancia tais mecanismos do “PSA *coaseano*” focalizado na eficiência.

Zanella (2011) fez uma ampla pesquisa sobre os aspectos que influenciam na tomada de decisão dos proprietários em participar dos programas Conservador das Águas, ProdutorES

de Água e Oásis Apucarana. O autor aplicou questionários em um universo selecionado de proprietários rurais que decidiram participar ou não dos esquemas de PSA, e lançou mão de instrumental econométrico (modelo de regressão logístico) para aferir quais variáveis tinham importância relevante para esta tomada de decisão.

De acordo com Zanella (2011), há dois principais tipos de transação nos esquemas de PSA: i) transação financeira/monetária característica do PSA; e ii) transação de como o próprio serviço está sendo “produzido” e “entregue”, ou seja, de como a prática de uso da terra está efetivamente apoiando a qualidade e quantidade de água ofertada, conforme o mecanismo exige. De acordo com os dados coletados, a primeira transação é bem compreendida entre os proprietários de terras, ou seja, os proprietários rurais compreendem a ligação entre a prestação de SAs e o recebimento de pagamentos por esta ação.

No entanto, a segunda transação – que está imersa em complexas interações ecológicas, caracterizadas por elevada incerteza –, tanto os participantes quanto os não participantes, em considerável parcela, desacreditam da hipótese de que os SAs remunerados realmente melhoram a oferta dos SEs alvejados pelos esquemas de PSA. Isto ocorre principalmente em Extrema, em que os agentes rurais argumentam que há outras formas mais eficazes de promover os serviços hidrológicos, ou mesmo defendem a relação inversa, de que a maior cobertura florestal em mananciais diminui a quantidade da oferta de água, levando a escassez nas épocas de seca. Alegam isto com base em experiências pessoais ou de vizinhos. Esta má compreensão da relação SAs/SEs distancia tais experiências da conceituação *mainstream* de PSA, que tem como um de seus principais sustentáculos a clara evidência e compreensão desta relação.

O mau entendimento da relação serviços ambientais/serviços ecossistêmicos, segundo Zanella (2011), afeta não apenas a propensão à participação nos esquemas, mas também a satisfação quanto à esta participação. Demonstra-se, portanto, a necessidade de criação de laços de confiança entre os intermediários e produtores rurais, com constantes trabalhos de orientação e demonstração de resultados, para que sejam convencidos e a participação e satisfação cresçam, dando legitimidade ao PSA.

Zanella (2011) encontrou que as variáveis com maior influência sobre a decisão de participar dos esquemas de PSA são o acesso a informação e preocupação geral com o meio ambiente. Segundo o autor, os proprietários com maior informação sobre o funcionamento dos esquemas e que têm maior consciência do papel dos ecossistemas na provisão de SEs

essenciais tanto em nível local como regional têm maior probabilidade de participar nos PSAs. O primeiro fator depende de ações externas aos agentes rurais, como a construção de canais de comunicação (palestras, reuniões, eventos em geral) e participação de entidades que representam os produtores (sindicatos e associações) na formulação e implantação do mecanismo. Por outro lado, a preocupação com o meio ambiente é um fator intrínseco de cada indivíduo, dependendo do conjunto de valores (econômico, social, cultural e em relação ao meio ambiente) mantidos em relação ao capital natural.

Isto demonstra que o incentivo econômico para a prestação de SAs funciona de maneira apropriada quando há a combinação de motivações extrínsecas e intrínsecas aos indivíduos para conduzir aos usos de terras propostos nos esquemas de PSA (MURADIAN, 2013). As motivações intrínsecas dizem respeito a *drivers* psicológicos de comportamento que não dependem de estímulo externo (por exemplo, preocupação de um indivíduo com a qualidade dos ecossistemas devido a sua consciência e conhecimento ambiental previamente adquiridos), enquanto que as extrínsecas se referem àquelas que são conduzidas por benefícios oferecidos por outrem (por exemplo, a mudança de uso da terra que só ocorre contra o recebimento de uma certa quantidade de recursos financeiros).

De acordo com Muradian (2013), os incentivos econômicos propiciados pelos esquemas de PSA combinam características de mercados (elevada adicionalidade e condicionalidade, havendo elevado grau de comoditização dos bens/serviços transacionados e que se apoiam grandemente em motivações extrínsecas; por exemplo, venda de créditos de carbono) e de compensação (baixa adicionalidade, com baixo grau de comoditização dos bens/serviços transacionados e apoiado em motivações intrínsecas; por exemplo, o Programa Bolsa Verde do governo federal). Esta combinação dos dois tipos de motivações explica o porquê de que o comportamento/prática promovido pode permanecer no local mesmo após tal incentivo ser removido. Portanto, com incentivos econômicos, o grau de adicionalidade pode ser elevado enquanto que se aceita um nível de comoditização intermediário dos SAs.

Zanella (2011) também identificou que a participação dos sindicatos e das associações, que realmente representam os interesses dos produtores rurais é um importante fator com potencial de reduzir significativamente os custos de transação associados ao engajamento dos produtores e à implantação dos esquemas. Há diminuição da fricção inicial causada pela desconfiança ou confusão de conceitos comumente encontradas em projetos inovadores, pois

os canais de comunicação e a credibilidade da entidade são ferramentas para amenizar o conservadorismo historicamente impregnado nas tomadas de decisões dos produtores rurais.

Esta participação dá maior capilaridade (por meio de estratégias de comunicação historicamente desenvolvidas) aos PSAs e aumenta a legitimidade de suas ações, provendo uma estrutura de governança mais descentralizada⁶³. Um exemplo disto pode ser visto também no caso de Cat-Del, com a criação do *Watershed Agricultural Concil*, que foi um “turning point” para o sucesso do esquema, pois os produtores rurais passaram a ter seu poder de barganha representado e a negociação com o *DEP* foi vista como justa e legítima. Com isto, vê-se mais uma vez que os agentes intermediários cumprem papel essencial para que os esquemas de PSA sejam eficazes e eficientes, minorando os custos de transação elevados existentes, que são incompatíveis com o surgimento de mecanismos de “PSA coaseanos”.

Outra característica destacada por Zanella (2011) e Chiodi *et al.* (2013) é a importância de algumas lideranças que encabeçaram a criação e implementação destes projetos. No caso do Conservador das Águas, o secretário de meio ambiente Paulo Pereira está há mais de uma década no cargo e foi o idealizador e líder para criação do projeto. A estabilidade política, com manutenção do mesmo grupo à frente desde o final dos anos 1990 propiciou um ambiente fértil para o desenvolvimento de um programa que só traria maiores resultados no longo prazo. A permanência da liderança foi importante fator para acúmulo de experiência essencial para a negociação com os *stakeholders* e atração de novos parceiros para a empreitada.

No caso do Oásis Apucarana, o coordenador do programa na cidade havia sido presidente do sindicato rural anteriormente e era visto como representante dos interesses da classe dos produtores rurais. Por sua vez, o secretário de meio ambiente de Apucarana é um reconhecido líder de movimentos ambientalistas, com experiências em comunidades indígenas na Amazônia. Esta combinação de duas figuras que poderiam ser vistas como representantes de interesses “antagônicos”, mas que estão unidos à frente de uma mesma estratégia de política ambiental, demonstram como é possível gerenciar os diferentes

⁶³ Em Extrema (MG), a associação dos moradores da sub-bacia das Posses foi responsável por mobilização, junto aos agentes da prefeitura ambientais executores do projeto, pela divulgação do esquema aos produtores rurais. Por sua vez, no ProdutorES de Águas, onde a participação nas associações rurais e de turismo e nos sindicatos rurais é a maior dentre os três esquemas trabalhados, as organizações locais de representação de interesses tiveram participação efetiva desde a divulgação e mesmo para apoiar a expansão do projeto, junto à organizações do terceiro setor como o Ibio, TNC e o Consórcio do Rio Guandú (ZANELLA, 2011).

interesses em prol de uma agenda de soma positiva, conciliando interesses rurais e preocupações ambientais (ZANELLA, 2011).

Por fim, em Cat-Del e em Vittel, respectivamente, o secretário do *DEP* em 1993 e o presidente da *Agrivair* são também reconhecidos como importantes líderes, pois buscaram viabilizar a ideia da gestão dos recursos hídricos por meio de negociação aberta com os produtores rurais, o que aumentou a legitimidade e contribuiu para construção de esquemas tidos como justos tanto pelo lado dos “compradores de SAs” quanto pelos “prestadores de SAs”. Por fim, no caso da Costa Rica, o engajamento do titular do MINAE e do presidente da nação foi essencial para a construção de uma aliança junto a consultores ambientais para o fortalecimento do movimento ambiental no país e posterior criação do *PPSA*.

Zanella (2011) também analisa como são as estruturas de governança dos esquemas de PSA, quanto ao desenvolvimento (processo de dispor e negociar as regras que estão por trás dos programas) e a implementação da política (identificação e comunicação, contratação e execução das intervenções em contrato). No caso do Conservador das Águas, a secretaria municipal de meio ambiente concentra todas estas fases, tendo pouca participação das instituições parceiras. Esta é uma abordagem “*top-down*” em que a principal vantagem é que se consegue alcançar um maior nível de participação em menor tempo, aumenta-se, assim, a chance de uma melhor oferta de serviços ecossistêmicos nas sub-bacias trabalhadas.

No entanto, o caso de Extrema também é a experiência em que os produtores rurais estão proporcionalmente menos satisfeitos e menos propensos a formalizarem o pedido de renovação de seus contratos em comparação com as outras duas experiências (ZANELLA, 2011). Isto não tem a ver com o custo de oportunidade do PSA, mas com a propriedade da decisão em participar, já que aproximadamente um quarto dos entrevistados declararam participação não voluntária no programa, seja por imposição ou por ameaça de possíveis sanções (aplicação de multas referentes ao desrespeito à legislação) no caso de não participação. Vê-se que no Conservador das Águas a distribuição de poder na decisão de como foi estruturado e de quem leva a cabo o funcionamento do projeto foi desproporcional, com elevada concentração de poder decisório nos agentes públicos da prefeitura de Extrema, o que não se adequa à negociação mutuamente benéfica defendida pela conceituação *coaseana* de PSA. Ao mesmo tempo, tal abordagem “*top-down*” não se adequa bem a uma visão de PSA equitativo, visto o mesmo problema de distribuição de poder decisório sobre o mecanismo.

Já no ProdutorES, há maior divisão das responsabilidades entre as organizações envolvidas. Enquanto a secretaria estadual de meio ambiente concentra o desenvolvimento da política, a sua execução é dividida entre o IEMA, entidades do terceiro setor, secretarias municipais, etc. Geralmente estes atores parceiros são responsáveis pela identificação e comunicação com os produtores, enquanto a contratação é executada pelo IEMA e a execução pelos próprios proprietários rurais. Por fim, no Oásis Apucarana, apesar de o desenvolvimento e implementação da política ser concentrada na figura da SEMATUR, houve ativa participação do sindicato rural local na discussão junto aos produtores rurais e a Câmara Municipal, para dar contribuições no desenho da política. Assim, os participantes que se sentem representados pelo sindicato vêm o PSA com maior legitimidade e apresentam maiores níveis de satisfação. Portanto, em esquemas de PSA com maior preocupação quanto a ter uma distribuição mais justa do poder de barganha quando da definição do mecanismo e na tomada de decisão e de sua implantação tem o potencial de tornar o PSA mais equitativo e eficaz.

Zanella (2011) observa ainda que a análise dos custos de oportunidade nas três experiências estudadas vai ao encontro com o defendido pela teoria econômica: as propriedades participantes apresentam, em média, menor custo de oportunidade quando comparadas às não participantes. No caso de Extrema, nas propriedades em que as áreas de produção às margens dos cursos d'água têm grande representatividade na área total, o nível de participação é baixo; para estes produtores, seria necessário alternativas que conciliassem a existência de cobertura florestal com espécies nativas e geração de renda, como nas modalidades de curto prazo do programa Reflorestar.

No ProdutorES, percebeu-se que as áreas que integram o PSA são aquelas de maior declividade, de difícil acesso – portanto, de elevados custos de produção –, sendo áreas que dificilmente seriam incorporadas à produção no futuro próximo. Por fim, no Oásis Apucarana, os proprietários de áreas maiores, mais planas e mecanizadas, preferiram esperar a definição das novas regras do Código Florestal a respeito das APPs e RL, já que o custo de oportunidade destas áreas é muito elevado (a região é importante polo do agronegócio brasileiro).

Como esforço de síntese da discussão apresentada neste item, o quadro 5.4 busca relacionar as experiências de PSA analisadas neste trabalho com o grau de aderência à conceituação *coaseana*. Este grau varia de baixo a elevado, e também expõe-se os motivos que levam ao maior ou menor distanciamento das experiências desta modelagem *mainstream*.

Quadro 5.4: Experiências de PSA confrontadas com a conceituação *coaseana* e motivos para maior ou menor distanciamento frente a este referencial

Casos estudados	Grau de aderência da experiência à conceituação <i>coaseana</i>	Principais motivos para o distanciamento em relação ao “PSA coaseano”
Vittel (Nestlé Waters), França	Elevado	Elevados custos de transação;
Catskill-Delaware, Nova York	Médio	Elevado número de produtores rurais envolvidos; Elevados custos de transação; Necessidade de complementação com outros instrumentos para proteger a geração de renda das populações rurais afetadas. Isso mostra que, o critério de eficiência na prestação de SAs não é o único objetivo; Financiamento do mecanismo com recursos públicos, por tributação direta dos usuários finais dos recursos hídricos.
PPSA, Costa Rica	Baixo	Elevado número de produtores rurais envolvidos; Elevados custos de transação; Esquema de grande escala territorial; Política multiobjetivada (metas ambientais e socioeconômicas); Baixa focalização na alocação dos recursos financeiros; Prestação compulsória do SA de proteção contra o desmatamento de vegetação nativa, sendo o PSA uma ferramenta de legitimação desta proibição; Vinculação dos recursos financeiros que financiam o PSA com tributação sobre o uso da água e consumo de combustível fóssil torna indireta a participação no mecanismo do lado da “demanda” de SAs; Métodos de valoração econômica dos SAs não são claramente compatíveis com o real valor destes.
Conservador das Águas, Extrema (MG)	Baixo	Elevados custos de transação; Criação do PSA como instrumento complementar para a adequação à legislação ambiental; Prestação compulsória do SA de proteção das áreas de mata ciliar nos mananciais, sendo o PSA uma ferramenta de legitimação das regras do Código Florestal e de apoio a adequação às mesmas; Financiamento do PSA em maior parte por recursos do tesouro municipal, tornando indireta a participação no mecanismo do lado da “demanda” de SAs; Má compreensão das relações entre a prestação dos SAs e a oferta de SEs hidrológicos por parte dos proprietários rurais; Remuneração pela área total da propriedade, não proporcional àquelas em que realmente se presta SAs.
Oásis (RMSP)	Médio	Elevado número de produtores rurais envolvidos; Elevados custos de transação; Financiamento não se dá pelos agentes mais demandantes de SAs hidrológicos; Frágil sustentabilidade financeira do mecanismo (visto ser doações as fontes de recursos);
Oásis (Apucarana)	Médio	Elevado número de produtores rurais envolvidos; Elevados custos de transação; Criação do PSA como instrumento complementar para a adequação à legislação ambiental; Importante instrumento de complementação de renda das famílias.
ProdutorES de Água (ES)	Médio	Elevado número de produtores rurais envolvidos; Elevados custos de transação; Baixa adicionalidade ambiental, visto o reconhecimento apenas dos SAs prestados pela floresta que já era mantida “em pé”.
Reflorestar	Baixo - Médio	Elevado número de produtores rurais envolvidos; Elevados custos de transação; Priorização de modalidades que geram SAs e renda agrícola, ao invés de alternativas que maximizam a geração dos primeiros; Formatação como política ambiental e agrícola, complementar dentro de um <i>policymix</i> que visa o desenvolvimento rural sustentável;

Fonte: elaboração própria.

Percebe-se que existem diferentes motivos pelos quais as experiências de aplicação de PSA apresentadas nos capítulos anteriores se distanciam da conceituação tradicional de PSA. Este exercício empírico suporta o principal argumento da dissertação e demonstra que há um evidente distanciamento entre a teoria do PSA e sua aplicação prática. Isso sugere, pois, que

esforços de pesquisa sejam direcionados para a redução deste *gap*. A próxima seção dá um importante passo nesta direção ao apresentar uma abordagem ampla que incorpore, de maneira conjunta, as contribuições das abordagens da Economia Ecológica e Economia Institucionalista.

5.3 Ampliando e adequando o conceito de PSA: uma abordagem econômico-ecológico e institucionalista⁶⁴

A discussão anterior procurou mostrar a incapacidade da abordagem *coaseana* em propor um modelo de PSA normativo que seja aderente aos diferentes contextos econômicos, sociais e ambientais. Esta inaptidão da abordagem tradicional de PSA é devida principalmente à excessiva simplificação e generalização do instrumento, além da ênfase quase exclusiva ao objetivo de eficiência alocativa. Em última instância, estas limitações fazem com o que o PSA seja visto como apenas uma ferramenta de mercado (*market-driven tool*) incapaz de contemplar os efeitos de equidade.

Muradian *et al.* (2013) afirmam que há um risco crescente de se considerar os mecanismos de PSA como panaceias e soluções duplamente ganhadoras (*win-win solutions*). Isso porque é cada vez mais comum a interpretação simplista de que o PSA é uma política eficaz no que tange à resolução do *trade-off* existente entre conservação ambiental e produção econômica. Contudo, a incorporação de aspectos oriundos das abordagens institucional e econômico-ecológica tornaria a análise menos simplificada, contribuindo para que o arcabouço teórico seja mais aderente à realidade.

As críticas institucionalistas e as contribuições da EE mostram complementaridades em várias questões. Exemplos estão na ênfase dos efeitos de PSA sobre a equidade, as interdependências que surgem dadas as características de bem público dos SAs, as incertezas derivadas da escassa compreensão sobre as relações entre os diferentes usos de terra e a oferta de serviços (derivando, daí, a necessidade de uma abordagem precaucional), a importância de considerar os diferentes contextos sociais e ecológicos para adequação de um mecanismo, etc.

Baseado em toda a argumentação até então desenvolvida, o quadro 5.5 abaixo sintetiza as principais contribuições das abordagens institucionalista e econômico-ecológica para o

⁶⁴ A redação deste subitem é essencialmente baseada no trabalho de Simões e Andrade (2013).

debate sobre o desenho, implementação e monitoramento dos instrumentos de PSA. A partir de uma visão aditiva, a junção de tais contribuições aos aspectos já praticados no âmbito da abordagem *coaseana* faz surgir uma concepção mais ampla que pode ser chamada de *abordagem econômico-ecológica e institucional de PSA*, cuja principal característica é a interpretação de que o instrumento de PSA faz parte de um contexto político-institucional específico (figura 5.2). Além disso, essa visão de PSA privilegia a interpretação de que este instrumento faz parte de um arranjo dinâmico de políticas econômicas, sociais e ambientais (*policymix*). Tais arranjos, por sua vez, podem apresentar coevolução temporal, uma vez que os objetivos, metas e meios para o alcance do desenvolvimento rural sustentável devem ser socialmente acordados.

Quadro 5.5: Síntese das principais contribuições das abordagem institucionalista e econômico-ecológica para a conceituação de PSA

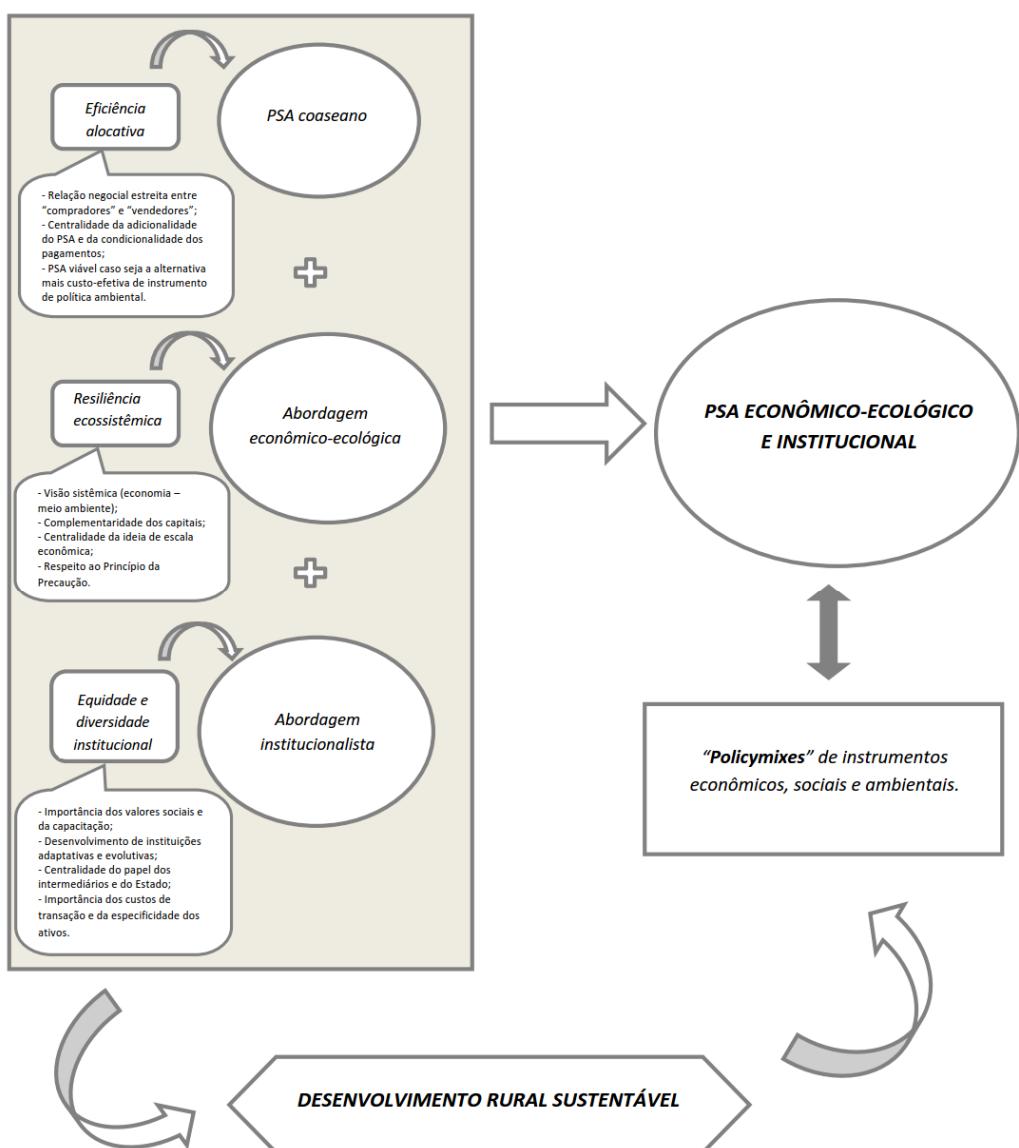
Abordagem	Foco de análise	Objetivos de política pública	Características principais
Institucionalista	<ul style="list-style-type: none"> - Instituições contextuais; - Impactos dos critérios de justiça distributiva sobre eficiência e equidade; - Respeito à diversidade de valores entre os <i>stakeholders</i>; - Importância do <i>path dependency</i> e do <i>learning-by-doing</i>; - Destaque para o papel da especificidade dos ativos naturais, da incerteza, ações oportunistas e da inflgência dos custos de transação. 	<ul style="list-style-type: none"> - Construção de mecanismos que se adaptem às especificidades locais e produzam resultados condizentes com os valores sociais (problemas de distribuição); - Promoção de efeitos de equidade e respeito a distribuição justa do poder de barganha entre os <i>stakeholders</i>. 	<ul style="list-style-type: none"> - Importância dos valores sociais, da capacitação e da percepção dos agentes e não neutralidade da dotação dos direitos de propriedade; - Busca do desenvolvimento de instituições adaptativas e evolutivas, que são geradas pelo arranjo de forças entre os <i>stakeholders</i>; - Centralidade do papel dos intermediários para diminuição dos custos de transação e para equilibrar o poder de barganha; - Importância da consideração dos atributos das transações para determinação da estrutura de governança vigente e do tipo de transferência monetária.
Econômico-ecológica	<ul style="list-style-type: none"> - Especificidade do capital natural e limites biofísicos para coevolução do sistema socioeconômico e ecológico; - Conceitos de escala e resiliência ecossistêmica para delimitação das áreas prioritárias de ação. 	<ul style="list-style-type: none"> - Delimitação de padrões biofísicos para a sustentabilidade do capital natural; - Consideração dos <i>feedbacks</i> dos impactos das ações antrópicas sobre as funções ecossistêmicas e vice-versa, num horizonte de longuíssimo prazo. 	<ul style="list-style-type: none"> - Visão sistêmica da relação economia-meio ambiente (natureza interdisciplinar); - Princípio da Precaução – incerteza quanto às relações entre uso do solo e oferta de SAs; - Centralidade das ideias de escala econômica, resiliência ecossistêmica e insubstituibilidade do capital natural; - Complementaridade dos capitais natural e produzido pelo homem, e estratégia de conciliação de ambos para geração de renda no campo.

Fonte: elaborado própria.

Esta nova visão mais ampla e integradora de PSA é compatível com a análise de Muradian *et al.* (2010). Estes autores propõem que o mecanismo de PSA, pelo menos nos países em desenvolvimento, seja considerado explicitamente como parte de um portfólio de

programas e projetos de desenvolvimento rural ao invés de serem caracterizados como ferramenta econômica usada apenas para garantir proteção ambiental da forma mais eficiente possível. Neste sentido, é necessária atenção especial ao potencial de inclusão social nestes programas, constituindo-o como um instrumento de política multiobjetivado, que busque resolver, simultaneamente, problemas de ordem ambiental, social e econômica.

Figura 5.2: Síntese das principais contribuições das abordagens institucionalista e econômico-ecológica para o debate sobre o desenho, implementação e monitoramento dos instrumentos de PSA



Fonte: elaboração própria.

Esta ideia vai ao encontro da constituição de um “mix” de instrumentos de política ambiental, em que o PSA interage com outros mecanismos, como transferências fiscais “verdes”, constituição de uma rede de unidades de conservação (formando corredores ecológicos), sistemas de certificação de produtos de sistemas agro-ambientais, etc. Portanto, o PSA, sozinho, não pode ser considerado como panaceia para resolução dos problemas ambientais, mas sim como uma ferramenta que quando complementada por outras, pode induzir a um estilo de produção agropecuária dentro de uma estratégia de desenvolvimento rural sustentável (RING ; SCHRÖTER-SCHLAACK, 2011; BARTON *et al.*, 2013).

O SE deve ser considerado como um bem público, sendo que sua oferta pressupõe um problema de ação coletiva. Neste caso, segundo Shiki e Shiki (2011, p.115), os pagamentos seriam considerados “investimentos em infraestrutura ecológica”. O objetivo principal de um esquema de PSA deve ser a criação de incentivos para a oferta de SAs, promovendo, deste modo, comportamentos individuais e coletivos que de outra forma levariam à deterioração excessiva de ecossistemas e recursos naturais.

Diante de uma nova função social e ecológica, Muradian *et al.* (2010) propõem uma nova conceituação mais ampla de PSA, qual seja: promoção de transferências de recursos entre atores sociais objetivando a criação de incentivos econômicos e a compatibilização das decisões de uso de terras de indivíduos e/ou comunidades aos interesses sociais de promoção do capital natural. Para Farley e Costanza (2010), este conceito é apropriado para a EE e a abordagem institucionalista, pois foca em objetivos múltiplos de sustentabilidade ecológica, distribuição justa e eficiência econômica, desde que instituições adaptativas estejam presentes para se adequarem aos diferentes contextos e suas respectivas evoluções no espaço e no tempo.

Esta definição mais ampla de PSA é compatível com uma gama maior de experiências, cuja classificação pode se dar em função de três critérios principais: a importância do incentivo econômico (o papel do pagamento na condução aos usos determinados da terra em relação a outros incentivos, como motivações éticas e culturais), a frequência de pagamentos diretos (a medida em que os ofertantes recebem pagamentos diretos dos beneficiários finais dos SAs) e o grau de “comoditização” dos SAs (a medida e clareza com a qual os pagamentos recebidos pelos ofertantes foram definidos como “mercadoria comercializável”) (MURADIAN *et al.*, 2010, p.1205-1206).

Sob esta nova perspectiva, todos os programas deverão assegurar: (i) que os intermediários ajam com total prudência; (ii) que os contratos definam os direitos e responsabilidades dos atores; e (iii) que as relações de poder sejam equilibradas. A inclusão de um organismo multisetorial que reúna atores de PSA para análise e intermediação de conflitos de interesse na negociação e no desenvolvimento do esquema é desejável, pois, somado às avaliações de entidades independentes, promove o fortalecimento dos processos de adaptação e de aprendizagem contínua, o aperfeiçoamento institucional e das rotinas de governança (OSTROM, 1990; CORBERA *et al.*, 2009).

Para o sucesso desta estratégia de política, é basilar que seja desenvolvida uma estrutura de financiamento perene, na qual usuários de SAs compensem os ofertantes com flexibilidade por um longo período de tempo e no qual apoio contínuo para gestão sustentável de recursos é oferecida (CORBERA *et al.*, 2009). Os atores envolvidos terão condições de tomar suas decisões com maior segurança, dado o satisfatório horizonte temporal para o planejamento de suas respectivas atividades. Aumenta-se, portanto, a credibilidade dos *stakeholders* quanto ao funcionamento bem sucedido destes mecanismos.

O Estado tem responsabilidades fundamentais na promoção da oferta de SEs, benefícios dos quais depende toda a vida social e econômica. Há, consequentemente, a necessidade de que o Estado aja em prol do funcionamento bem sucedido destes programas, catalisando e incentivando os *stakeholders* relevantes a negociar, removendo barreiras ao desenvolvimento de PSA; cumprindo funções de negociação ou mediação entre as partes; facilitando o acesso à assessoria e capacitação para manter e avaliar a geração de SAs de modo a contribuir para o sucesso desta ferramenta. A presença do Estado também se faz necessária no sentido de desenvolver esquemas fiscais que promovam os incentivos econômicos aos prestadores e aos consumidores destes serviços (MERINO PERÉZ, 2005).

Uma grande variedade de casos de PSA depende fortemente do engajamento estatal e comunitário, não podendo ser considerada como transações de mercado voluntárias – pelo menos do ponto de vista do comprador destes serviços –, pois mesmo que transações privadas ocorram, a condição voluntária por vezes não é encontrada. Em suma, raramente há o surgimento espontâneo de uma oportunidade de “*barganha coaseana*”, sendo premente o papel do Estado como gerador de demanda por SAs, consolidando os instrumentos legais e fiscais que direcionem os recursos arrecadados a um fundo que, por sua vez, seja a ferramenta que transfira os recursos entre os atores (VATN, 2010).

Muradian (2013) defende que os PSA tenham como transferência monetária o pagamento de incentivos para a promoção de usos de terra amigáveis, que promovam os SAs

em foco. Segundo o autor, este mecanismo é mais eficaz do que a compensação (ou seja, o reconhecimento da prestação de SAs daqueles que já o faziam) ou a utilização de mercados, pois os incentivos produzem efeitos adicionais, mas não exigem um alto nível de comoditização dos SEs. No contexto complexo em que se dão as relações entre a produção antrópica e o funcionamento dos ecossistemas, este mecanismo seria mais apropriado, gerando menores custos de transação.

Ainda de acordo com Muradian (2013), a escolha de estruturas de gestão de recursos naturais tende a beneficiar o surgimento de estruturas híbridas, ou seja, com características de mercado e hierarquia, em que há a união de entidades públicas e privadas (por exemplo, como ocorre na constituição de Comitês de Bacias Hidrográficas). A gestão de recursos naturais assume a forma de ação coletiva, em que os agentes tipicamente continuam tendo seus direitos de propriedade autônomos, mas abrem mão de parte destes no propósito de cooperar com outros membros e assegurar a sustentabilidade dos recursos naturais ao longo do tempo. Existem alguns mecanismos para alinhar as atividades dos agentes em situações de ação coletiva, incluindo a existência de penalidades, construção de confiança, estabelecimento de lideranças, etc. (OSTROM, 2009). Aqui, as transferências monetárias são parte da estratégia de estímulo à mudança do uso da terra em prol de um estilo de desenvolvimento rural sustentável, e não o único responsável por esta mudança (RING ; SCHRÖTER-SCHLAACK, 2011).

Por fim, Shiki e Shiki (2011) discorrem sobre a importância de uma “política nacional de PSA” no Brasil. Os autores afirmam a necessidade de, a um só tempo, tal mecanismo funcionar como um instrumento eficaz de gestão ambiental, de inclusão social e que, via um instrumento de mercado, aumente a eficiência dos gastos orçamentários destinados às práticas econômicas sustentáveis do ponto de vista ambiental e financeiro. Uma política de PSA deve ser pensada de forma a complementar um projeto de desenvolvimento maior para que o desafio de preservação e promoção dos SAs esteja institucionalizado como uma política não apenas governamental, mas de Estado.

Neste contexto, o PSA deve ser considerado como um instrumento de política ambiental complementar para a consecução dos objetivos de preservação ecossistêmica e de adequação das propriedades rurais à legislação ambiental vigente, em especial, às Áreas de Preservação Permanente e de Reserva Legal no caso brasileiro. O Novo Código Florestal (BRASIL, 2012) permite que nas áreas de produção consolidadas nos limites das APPs, podem ser desenvolvidos sistemas agroflorestais, que conciliem a geração de renda com a promoção de serviços ambientais hidrológicos. Além disso, a existência de permissão da

“cobrança pelo uso da água” por parte dos Comitês de Bacias Hidrográficas se constitui em importante fonte potencial de recursos financeiros que ligam os usuários aos provedores de SEs no curto, médio e longo prazo, ou seja, uma oportunidade de estabelecimento de fonte segura e direta de financiamento de esquemas de PSA hidrológicos.

Esquemas de PSA como o Programa Reflorestar – que promove a criação de sistemas agroflorestais e silvipastoris – têm um grande potencial de atuar como instrumentos de auxílios à adequação das propriedades rurais à legislação ambiental e que pode mesmo melhorar a renda nestas áreas. As experiências de Extrema e Apucarana também provaram ser importantes ferramentas que auxiliam os proprietários nesta adequação, havendo, portanto, a mudança de postura das entidades ambientais em relação aos agentes rurais: os que antes eram antagônicos, agora podem se tornar parceiros na promoção do desenvolvimento rural sustentável. Por sua vez, experiências como Vittel, Cat-Del e Apucarana, em que os principais beneficiários da prestação de serviços ambientais são os maiores financiados dos PSAs demonstram o potencial de estabelecimento de fontes perenes e seguras de financiamento justo e legítimo.

Notas conclusivas

Este capítulo mostra que as abordagens institucionalistas e econômico-ecológicas têm direcionado críticas a tal conceituação, visto sua pouca aderência à realidade contextual em que os esquemas de PSA são implantados. Por meio da análise das contribuições destas escolas de pensamento, percebe-se que há importantes aspectos em que as mesmas poderiam ser utilizadas para complementar conjuntamente a abordagem *coaseana* (altos custos de transação, incertezas biofísicas, relações entre eficiência e equidade, características específicas de bem público dos SAs, etc.), o que contribuiria para a criação de um conceito que seja mais abrangente e aderente à realidade, aumentando a robustez e aplicabilidade do conceito para a prática nos diferentes contextos.

Neste capítulo buscou-se demonstrar ainda que, enquanto a abordagem *coaseana* tem um enfoque sobre a eficiência, as abordagens econômico-ecológicas e institucionais podem ser utilizadas para realçar outros atributos como a heterogeneidade de contextos socioeconômico-ecológicos e questões de equidade.

De modo a conferir compatibilidade entre as abordagens discutidas, primeiramente é necessário definir os padrões ecossistêmicos e a escala biofísica sustentável com que o esquema atuará, de modo a levar em conta as incertezas e as interações inerentes aos SEs e a resiliência dos ecossistemas. Em segundo lugar, deve-se proceder a uma análise sobre a relação entre sociedade e natureza de determinada localidade a fim de que possam ser identificadas as peculiaridades institucionais e as idiossincrasias locais.

A partir disso, é necessário definir os critérios de justiça para a participação dos *stakeholders* na elaboração e execução do mecanismo e distribuição dos recursos, levando-se em conta as instituições e complexidades sociais, econômicas e ambientais de cada contexto. Uma vez observados tais aspectos e com adequados mecanismos de monitoramento, regulação e intervenção, as transações de mercado convencionais podem ter papel importante para a obtenção da eficiência alocativa.

Por fim, cabe ressaltar que para consecução de todas estas etapas e a obtenção de resultados desejáveis e satisfatórios fica evidente a importância central dos intermediários e do Estado para criação e coordenação do ambiente institucional propício para o estabelecimento dos esquemas de PSA.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta dissertação teve como objetivo avaliar as formas pelas quais é possível tornar o conceito de PSA mais robusto e aderente às experiências concretas, visto que a abordagem *coaseana*, considerada reducionista e excessivamente economicista, descreve este mecanismo de maneira muito distante do que é o padrão dominante dos casos reais.

A Economia Ambiental Neoclássica, base teórico-conceitual sobre a qual é fundamentado o conceito *coaseano* de PSA se preocupa, essencialmente, com a geração de resultados mais eficientes em relação ao *status quo*, do ponto de vista da geração de SEs em relação aos dispêndios financeiros. Nesta abordagem, o PSA só deve ser implantado quando for a alternativa de política mais custo-eficaz para a resolução do problema de oferta dos SEs, sendo que aspectos como voluntariedade de participação, adicionalidade, continuidade e condicionalidade são essenciais para o surgimento deste mecanismo. Há preferência para os esquemas que surjam espontaneamente e que funcionam sem a interferência estatal, dado que, sob este prisma teórico, o PSA é visto como uma ferramenta mercadológica de promoção de SEs.

No entanto, quando se parte para a análise de casos reais, vê-se que o “PSA *coaseano*” é a exceção ao invés da regra. Analisando esta evidência, viu-se a necessidade de buscar arcabouços teóricos complementares à EAN de modo a construir uma estrutura analítica mais ampla e holística para o PSA. Argumentou-se que tal complementação pode ser feita por meio da consideração das contribuições de algumas vertentes da abordagem institucionalista em economia e da Economia Ecológica. Estas escolas são críticas à economia neoclássica e partem da premissa de que se deve analisar os fatos econômicos e sociais a partir de suas complexidades e idiossincrasias, evitando o uso de simplificações excessivas (como fazem os neoclássicos, na busca de modelos matematizados).

Como meio de testar a hipótese desta dissertação, os procedimentos metodológicos foram selecionados a fim de fornecerem argumentos teóricos e empíricos de sustentação da análise de PSA. Em primeiro lugar, foi feita uma revisão teórico-conceitual como forma de detectar as limitações do esquema analítico convencional (teoria neoclássica e abordagem *coaseana* de PSA). Em segundo lugar, procedeu-se à análise empírica de experiências concretas de PSA. Optou-se por experiências de PSA que enfocavam a remuneração pela

prestação de serviços ambientais hidrológicos, tanto pela maior abundância de trabalhos publicados quanto pela facilidade na posterior comparação das experiências. Apenas o *Programa Pagos por Servicios Ambientales*, da Costa Rica, é que não mantinha o foco apenas nesta categoria de serviços. Escolheu-se abordar casos de reconhecido sucesso em âmbito internacional, além daqueles mais bem estudados e reconhecidos nacionalmente.

O capítulo de encerramento foi o foco principal do trabalho. No quinto capítulo foram reunidas as principais contribuições da literatura que discute criticamente a abordagem *coaseana* de PSA (capítulo 1), baseadas nas abordagens institucionalistas e econômico-ecológicas (capítulo 2), e desenvolveu-se uma análise comparativa e normativa dos estudos de casos nacionais e internacionais (capítulos 3 e 4). O esforço feito ao sistematizar todas as informações teóricas e empíricas levantadas ao longo do trabalho objetivou oferecer uma abordagem crítica que reunisse, de maneira conjunta, as contribuições das três abordagens teóricas trabalhadas nos dois primeiros capítulos, e assim tornar o conceito de PSA mais holístico e abrangente, de modo que reconcilie teoria e prática deste mecanismo de política ambiental.

Destaca-se também o esforço para realização dos quadros comparativos (apêndices), os quais foram essenciais para a organização e o processamento das informações expostas nos capítulos 3 e 4. O objetivo que se teve com a construção destes quadros foi justamente o de sintetizar as informações das experiências de PSA de modo a facilitar a comparação e compreensão. Também cumpriu com a meta de estruturar a discussão positiva para a discussão normativa e teórica sobre a adequação – ou não – dos casos estudados à conceituação *coaseana*. Tal trabalho requereu bastante esforço de síntese e de compreensão dos casos, e possibilitou a configuração de quadros que tornam a leitura deste trabalho menos complexa de ser assimilada.

No quinto capítulo, destaca-se o quadro 5.4, que trata da comparação das experiências de PSA aqui avaliadas em relação ao grau de aderência à conceituação *coaseana*. Este quadro sintetiza o esforço desta dissertação em avaliar teoricamente a consistência da abordagem *coaseana* vis-à-vis as experiências concretas de PSA. A partir de sua análise, depreende-se que esta base teórica é, em geral, insuficiente e pouco aderente para fundamentar o conceito e implantação destes esquemas.

Considera-se o referido quadro e a figura 5.2 (que sintetiza o raciocínio do PSA dentro de uma estratégia de *policy mix* mais abrangente) como duas das principais contribuições

deste trabalho à literatura especializada em PSA, pois demonstram a insuficiência da abordagem *coaseana* para explicar a estruturação, o funcionamento e a interação dos PSAs com outros instrumentos de política existentes em um determinado contexto.

Por fim, esta dissertação destaca a importância de se considerar as complexidades e idiossincrasias sociais e ecossistêmicas relativas a cada contexto local em que os esquemas de PSA são implantados. É necessária a consideração dos elevados custos de transação, da resiliência ecossistêmica e das sinergias de geração de SEs para um dado SA remunerado, dos *stakeholders* e da distribuição de poder entre eles quando da elaboração e execução destes mecanismos, do *path-dependency* e de várias outras características que são pouco – ou não são – consideradas pela abordagem *coaseana*. Além disso, defende-se a necessidade de analisar os esquemas de PSA a partir de uma estrutura híbrida (“*policy mixes*”), visto que são ferramentas complementares e que podem gerar efeitos positivos ou negativos – e/ou sofrer tais efeitos – de outras políticas implantadas em um mesmo local. O papel do Estado e dos intermediários é essencial, pois agregam legitimidade e diminuem os custos de transação, características que podem determinar a viabilidade de um PSA.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA DAS BACIAS PCJ. *Informações das bacias - localização*. Disponível em: <<http://www.agenciapcj.org.br/novo/informacoes-das-bacias/localizacao>>. Acesso em: dezembro de 2014.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. *Cuidando das águas: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos*. Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. Brasília: ANA, 2011.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. *Manual Operativo do Programa Produtor de Água*. 2^a Edição. Brasília: ANA, 2012.

AMAZONAS, M. de C. Desenvolvimento Sustentável e a teoria econômica: o debate conceitual nas perspectivas neoclássica, institucionalista e da economia ecológica. In: NOBRE, M., AMAZONAS, M. de C. *Desenvolvimento sustentável: a institucionalização de um conceito*. Brasília: Edições Ibama, 2002.

AMAZONAS, M. de C. Valor ambiental em uma perspectiva heterodoxa institucional-ecológica. *Economia e Sociedade*, v. 18, n. 1 (53), p. 183-212, 2009.

ANDRADE, D. C. Economia e meio ambiente: aspectos teóricos e metodológicos nas visões neoclássica e da economia ecológica. *Leituras de Economia Política* (UNICAMP), v. 14, p. 1-31, 2008.

ANDRADE, D.C., FASIABEN, M.C.R. A utilização dos instrumentos de política ambiental para a preservação do meio ambiente: o caso dos Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos (PSE). *Economia Ensaios*, 24 (1), p. 113-133, 2009.

ANDRADE, D.C., ROMEIRO, A.R. Degradação Ambiental e Teoria Econômica: Algumas Reflexões sobre uma ‘Economia dos Ecossistemas’. *EconomiA*, Brasília, ANPEC, v.12 (1), jan/abr. 2011, p. 3-26, 2011.

ANDRADE, D. C. ; ROMEIRO, A.R. . Valoração de serviços ecossistêmicos: por que e como avançar? *Sustentabilidade em Debate*, v. 4, p. 43-58, 2013.

ANDRADE, D.C., ROMEIRO, A.R, SIMÕES, M.S. From an Empty to a Full World: a nova natureza da escassez e suas implicações. *Economia e Sociedade* (UNICAMP. Impresso), v. 21, p. 695-722, 2012.

APPLETON, A.F. *How New York City used an ecosystem services strategy carried out through an urban-rural partnership to preserve the pristine quality of its drinking water and save billions of dollars*. Paper preparado para Forest Trends, Tokyo Meeting, 2002.

ARROW, K., BOLIN, B., COSTANZA, R., DASGUPTA, P., FOLKE, C., HOLLING, C.S., JANSSON, B.-O., LEVIN, S., MÄLER, K.-G., PERRINGS, C., PIMENTEL, D. Economic growth, carrying capacity and the environment. *Science* 268, p. 520–521, 1995.

AVALIAÇÃO ECOSSISTÉMICA DO MILÊNIO. Ecossistemas e bem-estar humano. *Relatório do Grupo de Trabalho da Estrutura Conceitual da Avaliação Ecossistêmica do Milênio*. São Paulo: Editora Senac São Paulo, 2005.

AYRES, R.V., KNEESE, A.V. Production, Consumption and Externalities. *American Economic Review* 59(3), 1969, p. 282-297.

AYRES, R., SIMONIS, U. (Eds.). *Industrial Metabolism: Restructuring for Sustainable Development*. Tokyo/NewYork: UN University Press, 1994.

BARTON, D. N., BLUMENTRATH, S., RUSCH, G. Policyscape—A Spatially Explicit Evaluation of Voluntary Conservation in a Policy Mix for Biodiversity Conservation in Norway. *Society & Natural Resources*, v. 26, n. 10, p. 1185-1201, 2013.

BINSWANGER, H.P., DEININGER, K., FEDER, G. Power, distortions, revolt and reform in agricultural land relations. *Policy Research Working Paper Series*, n. 1164, World Bank, 1993.

BOULDING, Kenneth. "The Economics of Coming Space-ship Earth". Em: *Environment Quality in a Growing Economy*. Baltimore, John Hopkins, 1966.

BRASIL. Lei nº 4.771 de 15 de setembro de 1965. *Institui o novo Código Florestal*. Brasília, DF, 1965.

BRASIL. Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981. *Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências*. Brasília, DF, 1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm> Acesso em novembro de 2013.

BRASIL. Constituição (1988). *Constituição da República Federativa do Brasil*. Brasília, DF, Senado, 1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm> Acesso em novembro de 2013.

BRASIL. Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997. *Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989*. Brasília, DF, 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.HTM> Acesso em novembro de 2013.

BRASIL. Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000. *Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências*. Brasília, DF, 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm> Acesso em novembro de 2013.

BRASIL. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. *Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências*. Brasília, DF, 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm> Acesso em novembro de 2013.

BRUE, S. L. *História do pensamento econômico* (tradução: Luciana Penteado Miquelino). São Paulo: Cengage Learning, 2005.

CARSON, R. L. *Silent Spring*. Boston: Houghton-Mifflin, 1962.

CASSOLA, R.S. Implementation of Payment for Ecosystem Services Schemes by Local Governments: the Water Conservation Project of Extrema/Minas Gerais, Brazil. *TEEBcase: Payments and technical support for reforestation and soil conservation for watershed protection*, BraSil. 2010.

CAVALCANTI, C. Uma tentativa de caracterização da economia ecológica. *Ambiente & Sociedade*, Campinas, v. 7, n. 1, p.149-156, 2004.

- CECHIN, A. D. *Georgescu-Roegen e o desenvolvimento sustentável: diálogo ou anátema?* Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Ciência Ambiental (Procam), Universidade de São Paulo, 2008.
- CECHIN, A.; VEIGA, J.E. da. O fundamento central da economia ecológica. In: MAY, P.H. (org.) *Economia do Meio Ambiente: teoria e prática*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010.
- CHIODI, R.E., PUGA, B.P., SARCINELLI, O. Análise institucional do mecanismo de Pagamento por Serviços Ambientais: o Projeto Conservador das Águas em Extrema – MG. *Revista de Políticas Públicas (UFMA)*, v.17, n.1, p. 37-47, 2013.
- COASE, R.H. The problem of social cost. *Journal of Law and Economics* 3, 1–44, 1960.
- COASE, R.H. The nature of the firm. *Economica*, 4, p. 386-405, 1937.
- CONCEIÇÃO, O. A. C. . Os antigos, os novos e os neo-institucionalistas: há convergência teórica no pensamento institucionalista? *Análise Econômica (UFRGS)*, Porto Alegre, v. 19, n.36, p. 25-46, 2001.
- CONCEIÇÃO, O. A. C. A contribuição das abordagens institucionalistas para a constituição de uma teoria econômica das instituições. *Ensaios FEE*, Porto Alegre, v. 23, n.n. 1, p. 77-106, 2002.
- CONCEIÇÃO, O. A. C. Além da Transação: uma comparação do pensamento dos institucionalistas com os evolucionários e pós-keynesianos. *Economia (Campinas)*, v. 8, p. 621-642, 2008.
- CORBERA, E., BROWN, K., ADGER, W.N. The Equity and Legitimacy of Markets for Ecosystem Services. *Development and change* 38 (4), p. 587-613, 2007.
- CORBERA, E., SOBERANIS, C.G., BROWN, K. Institutional dimensions of Payments for Ecosystem Services: An analysis of Mexico's carbon forestry programme. *Ecological Economics* 68, p. 743-761, 2009.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R.S., 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* 387, p. 253-260, 1997.
- COSTANZA, R. Changing the way we view humanity and the rest of nature. *Solutions*, v. 2, n. 6, p. 1, novembro, 2011.
- DAILY, G. Nature's services: societal dependence on natural ecosystem. Island Press, Washington, DC, 1997.
- DALY, H.E. On economics as a life science. *Journal of Political Economy* 76, p. 392-406, 1968.
- _____. Toward some operational principles of sustainable development. *Ecological Economics*, v.2, p. 1-6, 1990.
- _____. Towards an environmental economics. *Land Economics* 67 (2), p. 255-259, May, 1991.
- DALY, H.E. Ecological economics: the concept of scale and its relation to allocation, distribution, and uneconomic growth. *Discussion Paper*: School of Public Affairs, University of Maryland, 1993.
- _____. Economics in a full world. *Scientific American*, September, p. 100-107, 2005.

- DALY, H., FARLEY, J. *Ecological Economics: Principles and Applications*. 2^a edição. Washington DC: Island Press, 2010.
- DANIELS, A.E., BAGSTAD, K., ESPOSITO, V., MOULAERT, A., RODRIGUES, C. M. Understanding the impacts of Costa Rica's PES: Are we asking the right questions? *Ecological Economics* 69, p. 2.116-2.126, 2010.
- DÉSPRÉS, C., GROLLEAU, G., MZOUGHI, N. On Coasean Bragaining with Transaction Costs: The Case of Vittel. *99th Seminar of the European Association of Agricultural Economists*, Copenhagen, Denmark, 2005.
- DOSI, G. Technological Paradigms and Technological Trajectories. *Research Policy* 11, p.147-163, 1982.
- ENGEL, S., PAGIOLA S., WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues. *Ecological Economics* 65, p. 668-674, 2008.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. History of the New York City Watershed Filtration Avoidance Determination. Disponível em: <<http://www.epa.gov/region2/water/nycshed/FADHistory.pdf>>. Acesso em novembro de 2013.
- FARLEY, J. Ecological Economics. *The Post Carbon Reader Series: Economy*, 2010.
- FARLEY, J., COSTANZA, R. Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecological Economics* 69, p. 2060-2068, 2010.
- FERRARO, P.J. Asymmetric Information and Contract Design for Payments for Environmental Services. *Ecological Economics* 65, p. 810-821, 2008.
- FIANI, R. A teoria dos custos de transação. In: KUPFER, D; HASENCLEVER, L. *Economia industrial: fundamentos teóricos e práticas no Brasil*. Rio de Janeiro: Campus, 2002.
- FONAFIFO. Acerca del FONAFIFO. Disponível em: <http://www.fonafifo.go.cr/paginas_espanol/fonafifo/e_fo_acerca.htm> Acesso em novembro de 2013.
- FOSTER, J. The Institutionalist (Evolutionary) School. In: D. Mair & A. G. Miller (Eds.), *A Modern Guide to Economic Thought: An Introduction to Comparative Schools of Thought in Economics*. Aldershot: Edward Elgar, 1991.
- FRANÇA. Loi n° 92-3 du 3 janvier 1992. Sur l'eau. Disponível em: <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=LEGITEXT000006078514&dateTexte=20101007>. Acesso em dezembro de 2012.
- FREEMAN, R.E. *Strategic Management: A Stakeholder Approach*. Boston: Pitman, 1984.
- FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO. Projeto Oásis – Como implantar. Disponível em <<http://www.fundacaogrupoboticario.org.br/pt/O%20Que%20Fazemos/oasis/Pages/oasis-como-implantar.aspx>> Acesso em janeiro de 2014.
- FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO. Projeto Oásis – O respeito ao meio ambiente merece ser valorizado (Folder). Disponível em: <<http://www.fundacaogrupoboticario.org.br/pt/O%20Que%20Fazemos/oasis/Pages/oasis-como-implantar.aspx>> Acesso em janeiro de 2014.
- FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO. Projeto Oásis – Resumo Executivo, 2012. Disponível em: <

<http://www.fundacaogrupoboticario.org.br/pt/O%20Que%20Fazemos/oasis/Pages/oasis-como-implantar.aspx>> Acesso em janeiro de 2014.

FUNDÁGUA (FUNDO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESPÍRITO SANTO). Relatório de Atividades e Financeiro 2009/2011, 2012.

GARCIA, J. R., ROMEIRO, A. R. O financiamento do pagamento por serviços ecossistêmicos e o Projeto Conservador de água. In: *IX Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica - EcoEco*. Anais... Brasília-DF: UNB/CDS, 2011. p. 32-32.

GUEDES, F.B., SEEHUSEN, S.E. *Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios*. Brasília: MMA, 2011.

GEO BRASIL 2002– *Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil* /Organizado por Thereza Christina Carvalho Santos e João Batista Drummond Câmara. Brasília: Edições IBAMA, 2002

GEORGESCU-ROEGEN, N. The entropy law and the economic process. Cambridge: Harvard University Press, 1971.

GOWDY, J., ERICKSON, J. Ecological economics at a crossroads. *Ecological Economics* 53, p.17–20, 2005.

GREGORY, P. Definitions, discussions and considerations of equity in the PES literature. *Ecosystem Services for Poverty Alleviation*, p. 27, 2011.

GRIEG-GRAN, M., PORRAS, I.T., WUNDER, S. How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America. *Ecological Economics* 63, p. 649-655, 2005.

HARDIN, G. The Tragedy of the Commons. *Science*, 13, 1968.

HERNANI, L.C., FREITAS, P.L., PRUSKI, F.F., MARIA, I.C. DE, CASTRO FILHO, C., LANDERS, J.C. A erosão e seu impacto. In: MANZATTO, C.V., FREITAS JÚNIOR, E., PERES, J.R.R. *Uso agrícola dos solos brasileiros*. Rio de Janeiro: EMBRAPA, p.47-60. 2002.

HODGSON, G. M. “Institutional Economics: Surveying the ‘old’ and the ‘new’”. *Metroeconomica*, v. 44, n.1, p. 1-28, 1993.

HODGSON, Geoffrey M. “The Approach of Institutional Economics”. *Journal of Economic Literature*. v. 36, p. 166-192, 1995.

HOLLING, C.S., SCHINDLER, D.W., WALKER, B.W., ROUGHGARDEN, J. Biodiversity in the functioning of ecosystems: an ecological synthesis. In: PERRINGS, C., MÄLER, K.-G., FOLKE, C., HOLLING, C.S., JANSSON, B.-O. *Biodiversity loss: economic and ecological issues*. Cambridge Inglaterra: Cambridge University Press, p. 44-83, 1995.

HUNT, E.K. História do pensamento econômico: uma perspectiva crítica. Tradução de José Ricardo Brandão Azevedo e Maria José Cyhlar Monteiro, 2^a ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2005.

IBGE. *Pesquisa de Informações Básicas Municipais – Perfil dos Municípios Brasileiros*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro. 2013.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. Key World Energy Statistics, 2012. Disponível em: < <http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/kwes.pdf>> Acesso em fevereiro de 2014.

INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS. Projeto Semeando Água: pagamento por serviços ambientais no corredor Cantareira-Mantiqueira. *Relatório Final*, Nazaré Paulista, 2012.

INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. ProdutorES de Água. Disponível em: <<http://www.meioambiente.es.gov.br/default.asp>> Acesso em dezembro de 2013a.

INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. Reflorestar. Disponível em: <<http://www.meioambiente.es.gov.br/default.asp>> Acesso em dezembro de 2013b.

INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. Programa Reflorestar – Perguntas Frequentes. Disponível em: <<http://www.meioambiente.es.gov.br/default.asp>> Acesso em dezembro de 2013c.

ISA (INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL), 2006. “Cartas de uso do solo dos Diagnósticos Socioambientais das bacias da Billings (com base em imagens de 1999) e da Guarapiranga (com base em imagens de 2003), elaborados em 2000 (Billings) e 2005 (Guarapiranga).” São Paulo: ISA. Disponível em: <<http://www.mananciais.org.br/site/documentos/mapas>>. Acesso em dezembro de 2013.

JARDIM, M. H. *Pagamentos por Serviços Ambientais na Gestão de Recursos Hídricos: O Caso do Município de Extrema – MG*. Dissertação (mestrado), UnB – Universidade de Brasília – DF, 2010.

KALLIS, G., NORGAARD, R. Coevolutionary ecological economics. *Ecological Economics* 69, p. 690–699, 2010.

KOSOY, N., CORBERA, E. AND BROWN, K. 'Participation in payments for ecosystem services: Case studies from the Lacandon rainforest, Mexico'. *Geoforum*, v. 39 (6), p. 2073-2083, 2008.

KRONENBERG, J., HUBACEK, K. Cold payments for ecosystem services create an “ecosystem service curse”? *Ecology and Society* 18(1): 10, 2013.

MANGABEIRA, J.A., TÔSTO, S.G., BOLFE, E.L. Valoração de serviços ecossistêmicos em sistemas agroflorestais (SAF's). In: *Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos: novos desafios para a pesquisa interdisciplinar no Brasil*. Boletim da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, nº 27-28, p. 21-26, 2011.

MAY, P. Mecanismos de mercado para conservação da biodiversidade. In: *Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos: novos desafios para a pesquisa interdisciplinar no Brasil*. Boletim da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, nº 27-28, p.14-20, 2011.

McDERMOTT, M., S. MAHANTY, AND K. SCHRECKENBERG. Examining equity: a multidimensional framework for assessing equity in payments for ecosystem services. *Environmental Science & Policy*, in press, 2012.

MEADOWS, D.H., MEADOWS, D.L., RANDERS, J., BEHRENS III, W. *Limits to growth*. Nova York: Universe Books, 1972.

MERINO PÉREZ, L., 2005. El desarrollo institucional de esquemas de pago por servicios ambientales. *Instituto Nacional de Ecología*. Disponível em: <http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/gacetas/460/merino.html>. Acesso em: abril de 2011.

MERTEN, G.H., MINELLA, J. P. G., MORO, M. Expansão da agropecuária e a erosão do solo no Brasil. In: *XXXIII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo*. Anais... Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2011.

MINISTERIO DE AMBIENTE Y ENERGIA. Costa Rican Tropical Forest: a motor for green growth. Disponível em: <http://www.unece.org/fileadmin/DAM/timber/publications/UNited_Forests_Newsletter/3-international_day_of_forests_Ambassador_Dengo.pdf> Acesso em novembro de 2013.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Bolsa Verde: erradicar a extrema pobreza e conservar o meio ambiente.

MONTAGNINI, F., FINNEY, C. Payments for environmental services in Latin America as a tool for restoration and rural development. *Ambio*, v. 40, n. 3, p. 285-297, 2011.

MORSE, W.C., SCHEDLBAUER, J.L., SESNIE, S.E., FINEGAN, B., HARVEY, C. A., HOLLENHORST, S.J., KAVANAGH, K.L., STOIAN, D., WULFHORST, J.D. Consequences of environmental service payments for forest retention and recruitment in a Costa Rican biological Corridor. *Ecology and Society* 14 (1), p. 23, 2009.

MÜELLER, C.C. Economia, entropia e sustentabilidade: abordagens e visões de futuro da Economia da Sobrevivência. *Estudos Econômicos*, v. 29 (4), p. 513-550, out-dez, 1999.

MURADIAN, R. Payments for Ecosystem Services as Incentives for Collective Action. *Society and Natural Resources* 26 (10), p. 1155-1169, 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* 69 (6), p. 1202-1208, 2010.

MURADIAN, R., M. ARSEL, L. PELLEGRINI, F. ADAMAN, B. AGUILAR, B. AGARWAL, E. CORBERA, D. EZZINE DE BLAS, J. FARLEY, G. FROGER, E. GARCIA-FRAPOLLI, E. GÓMEZ-BAGGETHUN, J. GOWDY, N. KOSOY, J.F. LE COQ P. LEROY, P. MAY, P. MÉRAL, P. MIBIELLI, R. NORGAARD, B. OZKAYNAK, U. PASCUAL, W. PENGUE, M. PEREZ, D. PESCHE, R. PIRARD, J. RAMOS-MARTIN, L. RIVAL, F. SAENZ, G. VAN HECKEN, A. VATN, B. VIRA and K. URAMA. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. *Conservation Letters* 6(4), p. 274-279, 2013.

NELSON, R. Recent evolutionary theorizing about economic change. *Journal of Economic Literature*, 33, p. 48-90, 1995.

NELSON, R.; WINTER, S. Uma teoria evolucionária da mudança econômica. São Paulo: Editora Unicamp, 1982.

NØRGÅRD, J.S., PEET, J., RAGNARSDÓTTIR, K.V. The history of The Limits to Growth. *Solutions* 1 (2), p. 59-63, 2010.

NORGAARD, R. B. Coevolutionary development potential, *Land Economics*, vol. 60, no. 2, p. 160-73, 1984.

NORTH, D.C. Institutions, institutional change, and economic performance. Nova York: Cambridge University Press, 1990.

NORTH, D. *Understanding the Process of Institutional Change*. Princeton: Princeton University Press, 2005.

NUNES, M.L., TAKAHASHI, L.Y., FERRETTI, A.R., KRIECK, C.A. Projeto Oásis São Paulo e Apucarana. In: PAGIOLA, S., CARRASCOSA, H.V., TAFARELLO, D. (Org.)

- Experiências de Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil.* São Paulo: SMA-SP/CBRN, p. 49-65, 2012.
- OSTROM, E. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action.* New York: Cambridge University Press, 1990.
- _____. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science*, v.325, jul. 2009.
- _____. *Understanding Institutional Diversity.* Princeton: Princeton University Press, 2005.
- _____. Why do we need to protect institutional diversity? *European Policy Science*, p. 128–147, 2012.
- OSTROM, E., JANSSEN, M.A., ANDERIES, J.M.. Going beyond panaceas: special feature. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v.104, p. 15176–15178, 2007.
- OZKAYNAK, B; DEVINE, P.; RIGBY, D. Operationalising strong sustainability: definitions, methodologies and outcomes. *Environmental Values* 13, p. 279-303, 2004.
- OZKAYNAK, B., ADAMAN, F., DEVINE, P. ‘The identity of ecological economics: prospects and prospects’, *Cambridge Journal of Economics* 36, p. 1123–1142, 2012.
- PAAVOLA, J. Institutions and environmental governance: A reconceptualization. *Ecological Economics* 63, p. 93-103, 2007.
- PAGIOLA, S. Payments for Environmental Services in Costa Rica. Paper apresentado no ZEF-CIFOR Workshop on Payments for Environmental Services: Methods and Design in Developing and Developed Countries, Titisee, Germany, June 15–18, p.22, 2006.
- PAGIOLA, S., ARCENAS, A., PLATAIS. Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date. *World Development* 33, p. 237-253, 2005.
- PAGIOLA, S., PLATAIS, G. *Payment for Environmental Services: from theory to practice.* Washington D.C.: Environmental Department, World Bank, 2007.
- PASCUAL, U., MURADIAN, R., RODRÍGUEZ, L.C., DURAIAPPAH, A. Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: A conceptual approach. *Ecological Economics* 69, p. 1237-1244, 2010.
- PATTANAYAK, S., WUNDER, S., FERRARO, P. Show me the money: do payments supply environmental services in developing countries? *Review of Environmental Economics and Policy.* v. 4, p. 254–274, 2010.
- PEREIRA, P.H. Projeto Conservador das Águas – Extrema. In: PAGIOLA, S., CARRASCOSA, H.V., TAFARELLO, D. (Org.) *Experiências de Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil.* São Paulo: SMA-SP/CBRN, p. 29-40, 2012.
- PERROT-MAÎTRE, D. The Vittel Payments for Ecosystem Services: a ‘Perfect’ PES Case? *Project Paper 3.* London, IIED, 2006.
- PERROT-MAÎTRE, D. Protecting Environmental Services in Vittel, France: A Business Opportunity for the Private Sector. *Mountain Forum Bulletin*, 2010.

- PFAFF, A., ROBALINO, J.A., SÁNCHEZ-AZOFÉIFA, G.A. Payments for environmental services: empirical analysis for Costa Rica. *Working Paper Series of the Terry Sanford Institute of Public Policy*. Durhan: Duke University, 2008.
- PIGOU. The Economics of Welfare. Londres: McMillan & Co., 1920.
- PINDYCK, R.S., RUBINFELD, D.L. Microeconomia. 7^a edição. São Paulo: Pearson Education do Brasil, 2010.
- PORRAS, I. *Fair and Green?: Social Impacts of Payments for Environmental Services in Costa Rica*. IIED, 2010.
- PORRAS, I., NEVES, N. Costa Rica – National PES programme. *Markets for Watershed Services – Country Profile*, IIED, 2011.
- POSTEL, S.L., THOMPSON, B.H. Watershed protection: Capturing the benefits of nature's water supply services. *Natural Resources Forum* 29, p. 29-108, 2005.
- PREFEITURA DE APUCARANA. Apucarana garante continuidade do Projeto Oásis. Disponível em: <<http://www.apucarana.pr.gov.br/noticias/179/apucarana-garante-continuidade-do-projeto-oasis.html>> Acesso em dezembro de 2013.
- RESENDE, F. M., FERNANDES, G.W., ANDRADE, D. C. A perigosa deterioração dos serviços de ecossistemas. *Scientific American Brasil*, v. 140, p. 70-75, 2014.
- RING, I., SCHRÖTER-SCHLAACK, C. Justifying and assessing policy mixes for biodiversity and ecosystem governance. *Instrument Mixes for Biodiversity Policies. Report*, n. 2, p. 14-35, 2011.
- ROBALINO, J., PFAFF, A., SÁNCHEZ-AZOFÉIFA, G.A., ALPÍZAR, F., LEÓN, C., RODRÍGUEZ, C.M. Deforestation Impacts of Environmental Services Payments: Costa Rica's PSA Program 2000–2005. *Resource for the Future and EJF Working Paper Series DP24*. Washington, DC: Resources for the Future, 2008.
- ROCKSTRÖM, J. *et al.* Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society* 14(2): 32, 2009.
- SAMUELS, W. J. The present state of institutional economics. *Cambridge Journal of Economics* 19, p. 569-590, 1995.
- SÁNCHEZ-AZOFÉIFA, G.A., PFAFF, A., ROBALINO, J.A., BOOMHOWER, J.P. Costa Rica's Payments for Environmental Services Program: Intention, Implementation, and Impact. *Conservation Biology*, 21 (5), p.1.165-1.173, 2007.
- SANTOS, P., BRITO, B., MASCHIETTO, F., OSÓRIO, G., & MONZONI, M. *Marco Regulatório sobre Pagamento por Serviços Ambientais no Brasil*. Belém: Imazon; FGV.GVces, 2012.
- SANTOS, D.G., MELO, V.G.de, CARVALHO, F.H. Programa Produtor de Água. In: PAGIOLA, S., CARRASCOSA, H.V., TAFARELLO, D. (Org.) *Experiências de Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil*. São Paulo: SMA-SP/CBRN, p. 233-248, 2012.
- SCHOMERS S, MATZDORF B, 2013. Payments for ecosystem services: a review and comparison of developing and industrialized countries. *Ecosystem Services (in press)*, 2013.
- SHIKI, S., SHIKI, S.F.N. Os Desafios de uma Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais: lições a partir do caso do Proambiente. *Sustentabilidade em Debate* – Brasília, v. 2, n. 1, p. 99-118, 2011.

- SHIKI, S., SHIKI, S.F.N., ROSADO, P.L., FERNANDES, E.A. Payment for Ecosystem Services Markets and Rural Development in Brazil – a co-evolutionary approach. *ISEE 2012 Conference – Ecological Economics and Rio+20: Challenges and Contributions for a Green Economy*. Rio de Janeiro, 2012.
- SIERRA, R., RUSSMAN, E. On the efficiency of environmental service payments: a forest conservation assessment in the Osa Peninsula, Costa Rica. *Ecological Economics* 59, p.131–141, 2006.
- SILVA, B.T., MACHADO JUNIOR, J.A., SANTOS, R.M., AHNERT, F. Projeto ProdutorES de Água. In: PAGIOLA, S., CARRASCOSA, H.V., TAFARELLO, D. (Org.) *Experiências de Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil*. São Paulo: SMA-SP/CBRN, p. 271-288, 2012.
- SILVA, V.L. Fundamentos do institucionalismo na teoria social de Thorstein Veblen. *Política & Sociedade*, v.9, n 17, out. 2010.
- SIMÃO, G.L., JACOVINE, L.A.G.; SILVA, E.A. Programa Bolsa Verde do governo federal: contexto e desempenho. *Revista de Política Agrícola*, v. 22, n. 4, p. 84-94, 2013.
- SIMÕES, M.S., ANDRADE, D.C. Limitações da abordagem coaseana à definição do instrumento de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). *Sustentabilidade em Debate*, v. 4, n. 1, p. 59-78, 2013.
- SIMON, H. *Models of man: social and rational*. Nova York: Willey, 1957.
- SÖDERBAUM, P. *Understanding Sustainability Economics: Towards Pluralism in Economics*, Earthscan, London and Sterlin, 2008.
- SOMMERVILLE, M., JONES, J.P.G, MILNER-GULLAND, E.J. A Revised Conceptual Framework for Payments for Environmental Services. *Ecology and Society* 14(2): 34, 2009.
- SPERANZA, C.I.I., SAND, I.V.D. Can the rural economy deliver ecosystem services? *CAB Reviews*, v. 5(31), p.1-16, 2010.
- WCED – World Commission on Environment and Development. *Our common future*. Oxford: Oxford University Press, p. 27-91, 1987.
- VALLADARES, R.E. Annex I: Brazil Report. In: GREIBER, T. (Ed.) *Payment for Ecosystem Services: Legal and Institutional Frameworks*. IUCN, Gland, Suíça, 2009.
- VAN DEN BERGH, J.C.J.M., GOWDY, J.M. Evolutionary theories in environmental and resource economics: approaches and applications. *Environmental and Resource Economics* 17, p. 37–57, 2000.
- VAN HECKEN, G., BASTIAENSEN, J. Payments for ecosystem services: justified or not? A political view. *Environmental science & policy*, v. 13, n. 8, p. 785-792, 2010.
- VATN, A. An institutional analysis of payments for environmental services. *Ecological Economics* 69 (6), p. 1245-1252, 2010.
- VEBLEN, T. Why is economics not an evolutionary science? *Cambridge Journal of Economics*. v. 22: pp. 403-414. Originalmente publicado em 1899.
- VEIGA, F., GAVALDÃO, M. Iniciativas de PSA de Conservação dos Recursos Hídricos na Mata Atlântica. In: GUEDES, F.B., SEEHUSEN, S.E. *Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios*. Brasília: MMA, 2011.
- VIANA, V.M. Bolsa Floresta (Forest Conservation Allowance): An innovative mechanism to promote health in traditional communities in the Amazon. *Estudos Avançados* 22 (64), p. 143-

153, 2008.

VICTOR, P.A. Questioning economic growth. *Nature* v. 468, p. 370-371, 2010.

WATERSHED AGRICULTURE CONCIL a. Croton & Catskill/Delaware Watersheds. Disponível em: <https://www.nycwatershed.org/aw_watersheds.html> Acesso em novembro de 2013.

WATERSHED AGRICULTURE CONCIL b. What is a Conservation Easement? Disponível em: <http://nycwatershed.org/ce_whatisce.html> Acesso em novembro de 2013.

WATERSHED AGRICULTURE CONCIL c. Whole Farm Planning. Disponível em: <https://www.nycwatershed.org/ag_planning.html> Acesso em novembro de 2013.

WILLIAMSON, O. E. The Economic Institutions of Capitalism: Firms, Markets, Relational Contracting. New York: Free Press, 1985.

WUNDER, S. Payments for environmental services: some nuts and bolts. *Center for International Forestry Research (CIFOR)*, Occasional Paper n. 42, 2005.

_____. Necessary conditions for ecosystem service payments. *Conference Paper. Economics and Conservation in the Tropics: A Strategic Dialogue*, January 31- February 1, 2008.

WÜNSCHER, T., ENGEL, S., WUNDER, S., 2006. Payments for environmental services in Costa Rica: increasing efficiency through spatial differentiation. *Quarterly Journal of International Agriculture* 45, No.4, p.319-337.

ZANELLA, M.A. *Why do farmers join payment for environmental services (PES) schemes? An assessment of PES-Water project participation in Brazil*. Master Thesis, 2011.

ZBINDEN, S., LEE, D.R. Paying for Environmental Services: An Analysis Of Participation in Costa Rica's PSA Program. *World Development*. Vol. 33, No 2, p.255-272, 2005.

ZILBERMAN, D., LIPPER, L., MCCARTHY, N. Putting payments for environment services in the context of economic development. *ESA Working Paper n. 06-15*, 2006.

APÊNDICE

Quadro A.1: Síntese do contexto precedente ao PSA nos casos estudados

Casos estudados	Estrutura agrária predominante nas áreas; principais atividades produtivas	Principais problemas ambientais e econômicos em foco	“Drivers” dos problemas	Políticas/Ações antecedentes	Legislação ambiental de base para PSA
Vittel (Nestlé Waters), França	Pequenas e familiares; pecuária leiteira intensiva e produção de seus insumos.	Perda de qualidade da água em período recente; risco de perda da “marca” Vittel.	Poluição difusa (em especial, decorrente da agropecuária).	Política Agrícola Comum, estimulando a intensificação da produção agropecuária.	Lei nacional que proíbe qualquer tratamento das águas engarrafadas.
Catskill-Delaware, Nova York	Pequenas e familiares; agricultura intensiva e diversificada, exploração florestal e turismo.	Perda de qualidade da água em período recente. Necessidade de implantação de dispensiosa estrutura de filtração.	Poluição difusa (da agropecuária e estrutura inadequada de saneamento básico).	Tentativa de imposição dos interesses da cidade de Nova York.	<i>US Safe Drinking Water Act</i>
PPSA, Costa Rica	Diversificado; pecuária de corte, produção agrícola e turismo.	Perda de cobertura florestal, de biodiversidade e de qualidade e estabilidade de oferta da água.	Desmatamento para produção agrícola e urbanização.	Desenvolvimento, desde os anos 1970, de instrumentos de incentivo econômico para conservação florestal (como o CAF)	Leis ambiental (nº 7.554/95), florestal (7.575/96) e da biodiversidade (de 1998).
Conservador das Águas, Extrema (MG)	Pequenas e familiares; pecuária leiteira, produção de grãos e de eucalipto.	Falta de proteção dos mananciais (nascentes e corpos d’água) e processo erosivo; risco de escassez de água para a RMSP.	Ocupação da terra para produção agropecuária e cultura de “prosperidade socioeconômica” por dominação do capital natural.	Projetos para recuperar e preservar os recursos hídricos e diagnóstico ambiental “Água é vida”. Recrudescimento do <i>enforcement</i> da legislação ambiental.	Código Florestal (antigo e reformatado); Lei da PNRH; Lei municipal do PSA.
Oásis (RMSP)	Diversificado; não há produção econômica, predominante.	Falta de proteção dos mananciais (nascentes e corpos d’água) e processo erosivo, levando à perda de qualidade e diminuição da oferta de água; risco de inviabilidade operacional de utilização dos reservatórios para abastecimento público.	Processo acelerado e desordenado de urbanização das áreas de mananciais e má gestão da implantação e fiscalização de políticas públicas ambientais.	Criação da Área de Proteção aos Mananciais da RMSP (1976) e da Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Bacia Hidrográfica de Guarapiranga (2006).	Código Florestal (antigo e reformatado); Lei da PNRH; Plano diretor da RMSP.
Oásis (Apucarana)	Predominam pequenas propriedades familiares; cultivo de café e avicultura por contrato (soja e outros cereais nas propriedades maiores)	Falta de proteção dos mananciais (nascentes e corpos d’água) e processo erosivo. Aumento dos custos de tratamento da água.	Processo de colonização da zona rural com substituição da mata por plantações de café em pequenas propriedades.	Recrudescimento do <i>enforcement</i> da legislação ambiental (aplicação de multas e TACs).	Código Florestal (antigo e reformatado); Lei da PNRH; Lei municipal do PSA (2009).
ProdutorES de Água	Predominam pequenas propriedades familiares; cultivo de café – principal –, banana, eucalipto e pecuária bovina de corte e leiteira.	Degradação da qualidade e quantidade da água; aumento de custos do tratamento da água para abastecimento urbano e perda de potencial hidrelétrico.	Processo de ocupação da terra para produção agropecuária – principalmente em áreas escarpadas –, que leva ao aumento da erosão do solo e desproteção dos mananciais.	Fiscalização ambiental ineficiente; aprovação da Política Estadual de Recursos Hídricos (1998); elaboração do Florestas para a Vida.	Código Florestal (antigo e reformatado); Lei da PNRH; Política Estadual de Recursos Hídricos; Lei estadual de PSA (2008).
Reflorestar	Mesmo do ProdutorES de Água.	Mesmos do ProdutorES de Água; mesmos do ProdutorES de Água, e sobrecarga de custos aos produtores rurais para regularização ambiental.	Mesmo do ProdutorES de Água.	Fiscalização ambiental ineficiente; aprovação da Política Estadual de Recursos Hídricos (1998); elaboração do Florestas para a Vida; ProdutorES de Água.	Código Florestal (antigo e reformatado); Lei da PNRH; Política Estadual de Recursos Hídricos; Nova lei estadual de PSA (2012).

Fonte: elaboração própria.

Quadro A.2: Características gerais dos esquemas de PSA estudados – Parte 1

Casos estudados	Objetivo geral	Serviços ambientais remunerados	Serviços ecosistêmicos enfocados	Quem “compra”?	Quem também mais se beneficia?	Quem “vende”?
Vittel (Nestlé Waters), França	Garantir a qualidade da água.	Melhores práticas na pecuária leiteira.	Qualidade da água.	Vittel (Nestlé Waters)	Agentes situados rio abaixo na bacia hidrográfica.	Produtores rurais da bacia hidrográfica.
Catskill-Delaware, Nova York	Garantir a qualidade da água.	Melhores práticas nas atividades agropecuárias, saneamento básico adequado e conservação florestal.	Qualidade da água.	Prefeitura de Nova York.	Usuários de água; indústria do turismo; economia local	Produtores rurais da bacia hidrográfica.
PPSA, Costa Rica	Evitar o desmatamento e promover o reflorestamento.	Conservação florestal, plantação de florestas e sistemas agroflorestais.	Qualidade e quantidade de água; sequestro de carbono; biodiversidade; beleza cênica.	FONAFIFO (agência autônoma do Estado).	Indústria do turismo; usuários de água.	Proprietários rurais das áreas prioritárias.
Conservador das Águas, Extrema (MG)	Regularização ambiental e garantia de qualidade e oferta de água.	Conservação florestal e reflorestamento nas áreas de mananciais, práticas mecânicas, adequação da estrutura viária e saneamento básico.	Qualidade e quantidade de água; proteção contra erosão do solo.	Prefeitura de Extrema (via FMPSA); Governo de Minas Gerais (via IEF); Comitês PCJ.	Economia da cidade; usuários de água.	Produtores rurais das áreas prioritárias.
Oásis (RMSP)	Proteção de mananciais da RMSP	Conservação florestal nas áreas de mananciais.	Armazenamento de água; controle de erosão; qualidade da água.	Fundação MCFA e Instituto CSHG.	População e empresas intensivas em água downstream.	Proprietários de terras com características preferenciais nas áreas prioritárias.
Oásis (Apucarana)	Preservar e aumentar a cobertura florestal em áreas de mananciais.	Conservação florestal, reflorestamento nas áreas de mananciais e práticas mecânicas “amigáveis”.	Armazenamento de água; controle de erosão do solo; qualidade da água.	SANEPAR (1% de sua arrecadação) e ICMS-Ecológico (empresa local de abastecimento público de água); recursos geridos pelo FMMA.	População da região e empresas intensivas em água downstream; economia local.	Proprietários rurais em áreas prioritárias.
ProdutorES de Água	Reducir o processo de erosão do solo e o risco de enchentes downstream.	Conservação da floresta em pé nas zonas ripárias.	Qualidade e disponibilidade da água.	FUNDÁGUA (recursos de royalties do petróleo e compensações pelo uso dos recursos hídricos), principalmente.	População e empresas intensivas em água downstream.	Proprietários rurais em áreas ripárias.
Reflorestar	Manter, recuperar e ampliar a cobertura florestal, com geração de oportunidades e renda para o produtor rural.	Conservação da floresta em pé nas zonas ripárias, reflorestamento e regeneração natural, e práticas de uso da terra “amigáveis”.	Mesmo do ProdutorES de Água	Mesmo do ProdutorES de Água	Mesmo do ProdutorES de Água	Qualquer proprietário rural que se cadastrarem.

Fonte: elaboração própria.

Quadro A.3: Características gerais dos esquemas de PSA estudados – parte 2

Casos estudados	Quem/quando iniciou?	Escala espacial e tamanho atual	Intermediários	Apoio de doadores e financiadores externos
Vittel (Nestlé Waters), França	Vittel; em 1993	Bacia hidrográfica da fonte; 5.100 ha.	<i>Agrivair</i> (agência de extensão rural criada pela Vittel).	Não.
Catskill-Delaware, Nova York	Prefeitura de Nova York; em 1997.	Bacia hidrográfica; desconhecido.	<i>Watershed Agricultural Council</i> (agência criada pelos proprietários rurais de Cat-Del).	Governo do estado de Nova York.
PPSA, Costa Rica	Governo federal; em 1997.	Nacional, em áreas prioritárias; mais de 1.000.000 ha (até 2012).	<i>FONAFIFO</i> , com apoio da SINAC, ONGs, e engenheiros florestais privados.	GEF e KfW.
Conservador das Águas, Extrema (MG)	Prefeitura de Extrema; em 2005.	Sub-bacias hidrográficas das Posses e do Salto; 2.850 ha (em 2011).	Prefeitura de Extrema, governo do estado (IEF-MG), e um conjunto de instituições do terceiro setor.	TNC, SOS Mata Atlântica, e diversos outros.
Oásis (RMSP)	FGB; 2006	Bacia hidrográfica de Guarapiranga e Áreas de Proteção Ambiental municipais do Capiravi-Monos; 747,7 ha e 101 nascentes (em 2011).	FGB e escritório de advocacia Losso, Tomasetti & Leonardo.	Não
Oásis (Apucarana)	Prefeitura de Apucarana; 2009	Bacias hidrográficas dos Rios Pirapó, Tibagi e Ivaí, no perímetro de Apucarana. 800 ha e 613 nascentes (em 2011).	SEMATUR.	ANA.
ProdutorES de Água	IEMA; 2009	Bacias hidrográficas dos Rios Benevente (Alfredo Chaves), Guandu (Brejetuba e Afonso Cláudio) e São José (Mantenópolis e Alto Rio Novo); 3.772,5 ha (em 2012).	IEMA (executor do PSA) e BANDES (gestão do FUNDÁGUA)	Não.
Reflorestar	SEAMA e SEAG; 2012.	Todo o estado de Espírito Santo.	IEMA (executor do PSA) e BANDES (gestão do FUNDÁGUA)	Desconhecido.

Fonte: elaboração própria.

Quadro A.4: Características de *design* dos esquemas de PSA estudados

Casos estudados	Seleção de vendedores	Monitoramento (periodicidade)	Sanções	Ligado a outras políticas?
Vittel (Nestlé Waters), França	Todos os 27 produtores de leite da bacia hidrográfica.	Inspeção da propriedade (frequência desconhecida).	Desconhecido.	Compete com subsídios da União Europeia (PAC) para pecuária leiteira intensiva.
Catskill-Delaware, Nova York	Propriedades rurais de importância para preservação dos mananciais, e que se encontravam inadequadas quanto ao saneamento e técnicas de manejo da produção agropecuária, e/ou com áreas florestadas.	Desconhecido.	Desconhecido.	Desconhecido.
PPSA, Costa Rica	Áreas prioritárias (atualmente baseadas em critérios de biodiversidade e pobreza rural, mas a importância hídrica também foi inserida).	Cobertura florestal: análise anual de imagens de satélite; visitas aleatórias nas propriedades.	Perda de pagamentos futuros.	Lei Florestal, que criou o PSA, também baniu desmantelamento de vegetação nativa.
Conservador das Águas, Extrema (MG)	Propriedades nas sub-bacias prioritárias, de pelo menos 2 ha de área, com produção econômica e ter uso da água regularizado; em especial, áreas que estão inadequadas à legislação ambiental.	Acompanhamento da qualidade da água (diário); visitas às propriedades (semestrais); relatório de cumprimento das metas (mensal); socioeconômico (em 2008).	Perda de pagamentos futuros.	Código Florestal, RNRH e Programa Bolsa Verde (MG).
Oásis (RMSP)	Propriedades nas áreas de alta prioridade, com características favoráveis para maior produção hídrica/ha, melhores índices de qualidade de água e maior suscetibilidade à erosão do solo.	Inspeção da propriedade pela FGB (semestral)	Perda de pagamentos futuros.	Código Florestal, PNRH, Plano Diretor da RMSP e Áreas de Proteção de Mananciais.
Oásis (Apucarana)	Propriedades que apresentem cumprimento – ou ao menos comprometimento com a legislação ambiental (APP e RL), apresente plantio direto, áreas de pastagens cercadas, e práticas mecânicas desejáveis.	Inspeção da propriedade pela SEMATUR (semestral).	Perda de pagamentos futuros.	Código Florestal, PNRH e ICMS-Ecológico.
ProdutorES de Água	Propriedades que tenham zonas ripárias (com floresta atlântica – ou em regeneração – que estão até 100 metros de cada lado de qualquer curso d'água). Prioridade aos requerimentos de agricultores familiares.	Cruzamento de imagens de satélite e mapeamentos, além de vistoria na propriedade (anual); acompanhamento da qualidade da água (sub-bacia RioBattatal).	Perda de pagamentos futuros.	Código Florestal, PNRH, Política Estadual de Recursos Hídricos, Programa Extensão Rural, Programa Campo Sustentável, Projeto Rio Doce Sustentável, e Programa Estadual de RPPNs.
Reflorestar	Modalidade de Floresta em Pé: propriedade com pelo menos 11% de área de cobertura florestal nativa ou sistemas agroflorestais (de 10 ou mais espécies nativas); demais modalidades, qualquer propriedade.	Inspeção da propriedade (frequência desconhecida).	Perda de pagamentos futuros.	Mesmo do ProdutorES de Água.

Fonte: elaboração própria.

Quadro A.5: Pagamentos aos ofertantes nos esquemas de PSA estudados

Casos estudados	Formas de pagamento	Base de cálculo para remuneração	Valor do pagamento (em R\$)	Periodicidade do pagamento	Diferenciação (espacial, outro)?	Duração do contrato
Vittel (Nestlé Waters), França	Em espécie; apoio técnico; mão-de-obra para adequação às exigências ambientais; renda da terra (aquisição pela Vittel).	Toda área da propriedade, multiplicada; reembolso de custos em investimentos.	US\$ 300/ha/ano; até US\$ 225.000 como reembolso de custos.	Desconhecido.	Sim, estudo caso a caso.	De pagamento, 7 anos; total, 18 a 30 anos.
Catskill-Delaware, Nova York	Em espécie; vantagens financeiras e fiscais; apoio técnico.	Áreas florestadas para conservação (<i>conservation easements</i>); reembolso de custos em investimentos.	Desconhecido.	Desconhecido.	Sim, estudo caso a caso.	Desconhecido.
PPSA, Costa Rica	Em espécie.	Áreas de cobertura florestal nativa; número de espécies arbóreas (sistemas agroflorestais).	US\$ 45 – 163/ha/ano	Anual, após verificação das condições contratadas.	Não.	5 anos para conservação florestal e 15 para plantação florestal.
Conservador das Águas, Extrema (MG)	Em espécie; apoio técnico; mão-de-obra para regularização ambiental; adequação do saneamento básico.	Toda a área da propriedade, multiplicado pela estimativa de custo de oportunidade do uso da terra.	198/ha/ano.	Mensal.	Em espécie, não. Demais formas, sim, com estudo caso a caso.	4 anos, renováveis.
Oásis (RMSP)	Em espécie; apoio técnico.	Conjunto de características que favorecem a melhoria da oferta e qualidade da água (formando o IVM), multiplicado pela área de cobertura florestal nativa.	Até 350,00/ha/ano	Semestral, após verificação de cumprimento das condições contratadas.	Sim, de acordo com valor do IVM, que mede o grau de contribuição da área ao alcance dos objetivos do Projeto.	5 anos, renováveis.
Oásis (Apucarana)	Em espécie; apoio técnico.	Conjunto de atividades pró-conservação florestal e regularização ambiental, somadas a práticas agrícolas (base do cálculo é um índice de valorização, não a unidade de área); multiplicado pela estimativa de custo de oportunidade do uso da terra..	924 a 6.938, por propriedade.	Mensal.	Sim, de acordo com valor do índice de valorização da propriedade rural, que pontua, por exemplo, quanto a melhores práticas agrícolas, conectividade entre as áreas de vegetação nativa e práticas mecânicas.	4 anos, prorrogáveis.
ProdutorES de Água (ES)	Em espécie; apoio técnico.	Área de floresta nativa em pé, multiplicado pela estimativa de custo de oportunidade do uso da terra, pelo abatimento de erosão e pelo coeficiente topográfico.	(85,66 – 360,14)/ha/ano	Anual, após verificação do cumprimento das condições contratadas.	Sim, de acordo com o coeficiente topográfico e o abatimento da erosão proporcionado pela cobertura florestal.	3 anos, renováveis (agora, no formato do Reflorestar)
Reflorestar	Em espécie; apoio técnico.	Área de vegetação nativa ou área de uso de prática “amigável”, multiplicados por estimativa de custo de oportunidade do uso da terra e custo do investimento inicial.	214 – 2.622/ha/ano (valor médio).	Anual, após verificação do cumprimento das condições contratadas.	Sim, de acordo com a modalidade de uso da terra escolhida.	5 anos (“manutenção dos serviços ambientais”) e 3 anos (“recuperação dos serviços ambientais”).

Fonte: elaboração própria.

Quadro A.6: Fatores que afetam a eficácia e eficiência dos esquemas de PSA estudados

Casos estudados	Linha de base	Custos de oportunidade	Adicionalidade	Ligaçāo do uso da terra à oferta do SE	Permanência dos efeitos
Vittel (Nestlé Waters), França	Explicitamente modelada (4 anos de pesquisa).	Estudado, grandes em tamanho, completamente compensados.	Alta, claramente melhorou a qualidade da água.	Explícito a nível local.	Não assegurada após término do contrato, mas é a opção economicamente mais viável.
Catskill-Delaware, Nova York	Desconhecido.	Desconhecido.	Alta, claramente evitou a construção da unidade de filtração da água.	Explícito a nível local.	Não assegurada após término do contrato, mas é a opção economicamente mais viável.
PPSA, Costa Rica	Diagnóstico de cobertura floresta.	Não estudado, implicitamente considera-se a pecuária extensiva.	Obscuro – resultados amplamente divergentes em diferentes estudos.	Explícito, com bons resultados de pesquisa indicando impactos de evitação de erosão do solo.	Não assegurada após término do contrato, mas cobertura florestal nativa é protegida pela legislação (conservação).
Conservador das Águas, Extrema (MG)	Diagnóstico ambiental (cobertura florestal e proteção dos mananciais); avaliações secundárias.	Estudado, valor de arrendamento médio de pastagem.	Resultados ainda desconhecidos para melhoria da água, mas alta para recuperação da cobertura florestal.	Explícito, mas mal compreendido por parte dos produtores rurais locais.	Assegurado pelo Código Florestal, a depender da qualidade da fiscalização.
Oásis (RMSP)	Avaliações secundárias, <i>in loco</i> , realizadas na fase de seleção	Não estudado, mas implicitamente baixos para produção agrícola e altos para expansão urbana.	Resultados ainda desconhecidos, implicitamente alta devido à pressão por urbanização na região.	Explícito em nível local.	Assegurado pelo Código Florestal, a depender da qualidade da fiscalização.
Oásis (Apucarana)	Avaliações secundárias, <i>in loco</i> , realizadas na fase de seleção.	Não estudado, implicitamente considera-se bem compensados pela grande demanda dos produtores em participar	Resultados ainda desconhecidos, relatos de reaparecimento de nascentes d'água.	Explícito em nível local.	Quanto a cobertura florestal, assegurado pelo Código Florestal, a depender da qualidade da fiscalização. Quanto a melhores práticas agrícolas, não assegurado, a depender da rentabilidade.
ProdutorES de Água (ES)	Avaliações secundárias, <i>in loco</i> , realizadas na fase de seleção.	Estudado, é compensado em mais de 1/3.	Resultados ainda desconhecidos, ganhos qualitativos na integração com outras políticas do estado.	Explícito em nível local.	Em parte assegurado pelo Código Florestal (até os limites estabelecidos para APPs e RL, a depender da qualidade da fiscalização).
Reflorestar	Mesmo do ProdutorES de Água.	Mesmo do ProdutorES de água (“manutenção dos serviços ambientais”), e compensado para adequação ambiental e mudança de uso do solo (“recuperação de serviços ambientais”).	Resultados ainda desconhecidos.	Mesmo do ProdutorES de Água.	Em parte assegurado pelo Código Florestal (até os limites estabelecidos para APPs e RL, a depender da qualidade da fiscalização); quanto às modalidades de usos econômicos da terra, não assegurado, mas espera-se que seja alta, pela maior rentabilidade.

Fonte: elaboração própria.

Quadro A.7: Objetivos colaterais e impactos sobre os mais pobres nos esquemas de PSA estudados

Casos estudados	Objetivos colaterais	Efeitos de bem-estar sobre os ofertantes pobres
Vittel (Nestlé Waters), França	Nenhum.	Pequenos proprietários garantiram a permanência de suas propriedades (compras de terras pela Vittel).
Catskill-Delaware, Nova York	Criar alternativas econômicas lucrativas e “eco-responsáveis” para os produtores rurais.	Melhora na articulação dos agentes rurais e melhores práticas agrícolas.
PPSA, Costa Rica	Redução da pobreza.	Positivos, mas de magnitude desconhecida.
Conservador das Águas, Extrema (MG)	Regularização ambiental e melhora da condição socioeconômica das propriedades (via melhores práticas agrícolas).	Diversificação das fontes de renda, apoio para regularização ambiental e melhora da produtividade do solo.
Oásis (RMSP)	Promover a preservação da biodiversidade e incremento de renda dos proprietários de terras envolvidos.	Desconhecido.
Oásis (Apucarana)	Promover a preservação da biodiversidade e incremento de renda dos proprietários de terras envolvidos.	Considerável complemento de renda familiar, e aumento da dinâmica da economia rural local.
ProdutorES de Água (ES)	Justiça distributiva, ao priorizar os agricultores familiares.	Positivos, mas de magnitude desconhecida.
Reflorestar	Aumentar produtividade e diversificar fontes de renda, criando alternativas para melhorar a qualidade de vida no campo, aumentar a consciência a respeito da importância do meio ambiente, fortalecimento da organização dos produtores.	Ainda desconhecidos, mas expectativa de serem altamente positivos.

Fonte: elaboração própria.