



HAL
open science

Implementando Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil: caminhos para uma reflexão crítica

Ludivine Eloy, Emilie Coudel, Fabiano Toni

► To cite this version:

Ludivine Eloy, Emilie Coudel, Fabiano Toni. Implementando Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil: caminhos para uma reflexão crítica. *Sustentabilidade em debate*, 2013, 4 (21-42), 10.18472/SustDeb.v4n1.2013.9198 . halshs-02872460

HAL Id: halshs-02872460

<https://shs.hal.science/halshs-02872460>

Submitted on 17 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Implementando Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil: caminhos para uma reflexão crítica

Ludivine Eloy¹, Emilie Coudel²
Fabiano Toni³

¹ CNRS UMR Art-Dev 5281 Université Montpellier 3,
França ludivine.elay@univ-montp3.fr

²CIRAD, UR Green, 34398 Montpellier, France / Embrapa
Amazônia Oriental, Belém, Brasil

³Centro de Desenvolvimento Sustentável Universidade
de Brasília

Recebido em 23.03.2013

Aceito em 13.06.13

ARTIGO

Resumo

O texto analisa a evolução das políticas e programas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) no Brasil e discute as implicações dos modelos preponderantes para a conciliação entre conservação e desenvolvimento. Os PSA emergiram de iniciativas de diversificação produtiva e de transição agroecológica. Entretanto, sua institucionalização em políticas públicas favorece a convergência para medidas de restrição de uso da terra e de restauração florestal. Essa mudança está ligada a: 1) a ênfase dada pelo governo às medidas de controle do desmatamento, 2) as expectativas de financiamentos por REDD e 3) as perspectivas de inclusão dos PSA no Código Florestal. Ela é reforçada pelo uso preponderante de satélites para o monitoramento dos projetos, o que produz um sistema binário de representação da paisagem. Isso justifica modelos convencionais de intensificação da agricultura e de proteção da natureza que não levam em conta atividades agropecuárias provedoras de serviços ambientais. Assim, o ingresso dos agricultores nos programas de PSA depende, mais do que nunca, do seu acesso às redes e científico-técnicas que estruturam os arranjos institucionais locais.

Palavras chaves: Pagamentos por serviços ambientais, conservação, serviços ecossistêmicos, Brasil

Abstract

This study analyzes the evolution of policies and programs for Payments for Environmental Services - PES in Brazil and discusses the implications of prevailing models for reconciling conservation and development. PES emerged from initiatives of productive diversification and agroecological transition. However, its institutionalization in public policies favors a convergence towards forest conservation and restoration. This shift is related to: 1) the priority given by the Federal Government to deforestation control; 2) the expectations around REDD funds; 3) the proposal to include PES in the Brazilian Forest Code. This trend coincides with the use of satellite images to monitor land-use, which produces a binary representation of the landscape. This justifies conventional models of agricultural intensification and nature protection, which do not take into account the provision of environmental services through traditional agricultural practices. Therefore, access of farmers to PES is contingent on their access to scientific-technical networks that structure local institutional arrangements.

Key words: Payments for environmental services, conservation, ecosystem services, Brazil.

INTRODUÇÃO

Desde o fim dos anos 1990, os Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) ganharam destaque como um instrumento de mercado para viabilizar a proteção ambiental (Wunder, 2005), e vêm sendo incorporado às políticas públicas de diversos países, sobretudo na América Latina. Este instrumento emerge num contexto de liberalização econômica, para suprir as deficiências dos estados e encontrar novas fontes de financiamento para a conservação e o desenvolvimento (ENGEL et al., 2008). A justificativa dos PSA encontra-se nas críticas aos instrumentos de regulação (também denominados de comando e controle) e aos projetos integrados de conservação e desenvolvimento que marcaram os anos 1970 a 1990, especialmente nos países em desenvolvimento (FERRARO E KISS, 2002; PAGIOLA et al., 2002, PESCHE et al., 2012).

No entanto, na prática, poucos projetos chamados de PSA estabelecem verdadeiros mercados de Serviços Ambientais, pois geralmente diversos atores, tanto públicos quanto privados, precisam se envolver nessas iniciativas. As experiências-piloto de PSA mais citadas foram desenvolvidas por governos, com apoio de organizações internacionais e ONGs, como é o caso na Costa Rica e no México. Assim, na conceituação mais ampla de PSA, proposta por Muradian et al. (2010), os PSA são arranjos institucionais que visam “a 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” (p. 1205).

Desta forma, os projetos chamados de “PSA” poderiam abrir espaço para novos atores nas políticas de conservação e dar margem para a criação de novos arranjos institucionais. A popularidade do conceito foi reforçada pela argumentação que além da eficácia em termos de gestão ambiental, esquemas de PSA poderiam contribuir para a luta contra pobreza (GRIEG-GRAN et al., 2005; ENGEL et al., 2008). Porém, a ênfase dada nos últimos anos por governos, instituições financeiras internacionais e ONGs a esse instrumento esconde fragilidades e riscos importantes em termos de governança ambiental (MURADIAN et al., 2013). Por exemplo, apesar de posicionar os agricultores como atores chave da gestão de recursos naturais e buscar incentivá-los ao invés de puni-los, poucos PSA favorecem a sua participação nas decisões a respeito da gestão dos recursos naturais (KOSOY et al., 2008).

No Brasil, depois de uma década de experimentação e de projetos piloto locais de PSA, o governo federal está busca definir um quadro legislativo para a implementação de PSA em nível nacional. O caso é particular, pois as políticas brasileiras de conservação nas últimas décadas foram relativamente exitosas. Precursor da idéia de gestão comunitária (ou participativa) dos recursos naturais, afirmada durante a conferência do Rio-92, o governo implementou, desde os anos 1980, inúmeros programas e leis visando a gestão sustentável de territórios coletivos (Unidades de Conservação de Uso Sustentável, Terras Indígenas, Territórios Quilombolas). Além disso, recentemente o país foi reconhecido pela eficiência das suas políticas de comando e controle contra desmatamento (ASSUNÇÃO et al.,

2012, NEPSTAD et al., 2011). Isso leva a refletir sobre a possível complementaridade dos PSA com as políticas anteriores e como isso influencia a orientação dada a esse instrumento.

Neste contexto, cabe perguntar como os PSA são utilizados como novo instrumento de política ambiental no Brasil e quais são as implicações das escolhas realizadas. Esta pergunta, permeia todo este dossiê sobre PSA, e será tratada aqui apenas na perspectiva histórica, geográfica e política, sem aprofundamento da perspectiva econômica, pois esta será tratada em outros artigos deste número. Acreditamos que o diálogo interdisciplinar é particularmente necessário quando se trata de PSA, uma vez que este tema tende a ser analisado principalmente pelas ciências econômicas, em níveis macro, muitas vezes sem vislumbrar a complexidade dos arranjos sociais e institucionais e das dinâmicas socioambientais nos níveis locais.

Portanto, neste artigo, analisamos a evolução das políticas e programas de PSA no Brasil e discutimos as implicações dos modelos preponderantes para a conciliação entre conservação e desenvolvimento. Na primeira seção contextualizamos brevemente a emergência dos PSA, tanto nas esferas científicas internacionais quanto nas políticas, em particular em países da América Latina. Na segunda seção analisamos como essa emergência se deu no Brasil, bem como os processos de institucionalização e combinação dos PSA com outros instrumentos. Na terceira seção, discutimos os desafios desta implementação, em particular em relação à participação social e valorização dos conhecimentos locais.

1. EMERGÊNCIA E IMPLEMENTAÇÃO DOS PSA

1.1. Dos serviços ecossistêmicos aos Pagamentos por Serviços Ambientais

O conceito de serviços ecossistêmicos (SE¹) começou a ser utilizado nos anos de 1980 por cientistas da conservação norte americanos, como argumento à favor da conservação da biodiversidade. A disseminação da noção de SE serviu para chamar atenção da opinião pública sobre o valor monetário dos ecossistemas em escala global (CONSTANZA et al., 1997). Com a publicação dos resultados da Avaliação Ecosistêmica do Milênio, em 2005, este conceito se espalhou rapidamente nas arenas políticas e científicas, sobretudo em nível internacional (FROGER et al., 2012).

A difusão do conceito de serviço ecossistêmico na literatura científica brasileira segue a tendência internacional descrita por Pesche et al. (2012): a partir dos anos 1990, é utilizada para alertar a opinião pública e os tomadores de decisão sobre os valores dos ecossistemas, principalmente em relação à provisão de água no bioma Mata Atlântica (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA et al., 1998), e aos impactos do desmatamento e da degradação florestal na Amazônia (FEARNSIDE, 1997, NEPSTAD et al., 1999). O conceito de SE serviu também para promover a priorização, a ampliação e o financiamento das áreas protegidas nos diferentes biomas (MEDEIROS

et al., 2011), principalmente na Amazônia, onde florestas são fundamentais para mitigar a crise climática (SOARES-FILHO et al., 2006).

A noção de Pagamento por Serviço Ambiental (PSA) tem, por sua vez, uma origem distinta, pois emergiu no início dos anos 2000, a partir das críticas a políticas anteriores de gestão ambiental nos países em desenvolvimento, críticas baseadas na falta de eficiência dos projetos integrados de desenvolvimento e conservação e nos limites dos mecanismos de comando e controle (MÉRAL, 2012).

Os PSA apareceram como uma maneira de condicionar pagamentos a prestação de um serviço que poderia ser controlado (FERRARO E KISS, 2002, PAGIOLA et al., 2002). Segundo a definição proposta por S. Wunder, o PSA é “uma transação voluntária, na qual um serviço ambiental bem definido, ou um uso da terra que possa assegurar este serviço, é adquirido por, pelo menos, um comprador de, no mínimo, um provedor, sob a condição de que ele garanta a provisão do serviço (condicionalidade)” (WUNDER, 2005: p. 3).

As noções de condicionalidade², adicionalidade³ e voluntarismo são centrais na criação de mercados de serviços ambientais, vistos como uma solução pragmática, eficaz e eficiente para resolver os problemas ambientais e para promover, ao mesmo tempo, a luta contra a pobreza (GRIEG-GRAN et al., 2005).

Se o discurso do PSA é novo, em muitos contextos, sua prática é uma continuidade de velhas políticas. Alguns autores denunciam a participação do Estado nos PSA, como um desvirtuamento destes, que acabam se assemelhando a instrumentos de comando e controle (ROTH E DRESSLER, 2012). Também, alertas se multiplicam sobre os possíveis efeitos políticos perversos da valorização econômica dos SE (KARSENTY, 2007, MACFEE, 1999), principalmente no que se refere aos impactos para os modos de vida locais. De fato, as fundações da norma começam a ser questionadas, já que as experiências realizadas mostram que as escolhas não são somente técnicas, mas dependem em grande parte de decisões políticas e do contexto institucional (MURADIAN et al., 2013, MURADIAN et al., 2010).

1.2. Emergência e diversificação dos PSA na América Latina

A promoção dos PSA nos países do Sul se insere na continuidade de outros instrumentos de mercados de direitos relativos ao meio ambiente (WEBER E KARSENTY, 2004). Tais instrumentos incluem debt for nature swaps (KARSENTY, 2007), mercados da biodiversidade (AUBERTIN et al., 2007), Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (BOYD et al., 2007), e, mais recentemente, o mecanismo de Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação - REDD (HALL, 2008).

As primeiras experiências de políticas nacionais de PSA foram lançadas pela Costa Rica em 1996 e depois pelo México, em 2003, ambas impulsionadas pela vontade das instituições internacionais (principalmente o Banco Mundial) de promover instrumentos de mercado independentes do Estado, num contexto de liberalização econômica dos dois países.

Até recentemente, a maioria dos dispositivos de PSA na América Latina esteve centrada na conservação de matas ciliares para a gestão de recursos hídricos, na escala de micro-bacias hidrográficas (SOUTHGATE E WUNDER, 2009), sobretudo na Costa Rica, México, Equador, Bolívia e Brasil. São, em sua maioria, projetos pilotos gerenciados por ONGs que utilizam financiamentos oriundos de fundações privadas, empresas ou organizações internacionais. Na Costa Rica (LE COQ et al., 2012) e no México (MACFEE E SHAPIRO, 2010), as políticas públicas de PSA se transformaram ao longo do tempo e incorporaram prerrogativas governamentais em termos de soberania e luta contra pobreza, assim como reivindicações de organizações agrícolas e de movimentos sociais. O México se destaca por conceber PSA destinados à entidades coletivas, como ejidos e comunidades indígenas.

Além disso, as experiências de PSA na América Latina se diversificaram para atender às novas perspectivas trazidas pelos mercados de carbono, principalmente por meio de esquemas de compensação (CORBERA et al., 2009). Elas incluíram também ações de conservação da biodiversidade nos novos tipos de áreas protegidas baseadas no modelo de gestão bioregional (corredores, reservas de biosferas, redes ecológicas). Seguindo uma tendência internacional, essas áreas incorporam progressivamente mais paisagens habitadas, cultivadas ou manejadas pelo homem (ZIMMERER, 2006). Na Costa Rica e no México, devido às reivindicações das organizações agrícolas e dos movimentos sociais, os esquemas nacionais de PSA passaram a contemplar não apenas a proteção dos ecossistemas “naturais”, mas também a conservação ambiental em paisagens produtivas, por exemplo com novas modalidades para incentivar os sistemas agroflorestais (MCAFEE E SHAPIRO, 2010; RAPIDEL et al., 2011).

2. EMERGÊNCIA E INSTITUCIONALIZAÇÃO DOS PSA NO BRASIL

2.1. Primeiras experiências e institucionalização local

No Brasil, a região da Mata Atlântica é aquela onde os PSA mais se destacam. O crescimento das grandes metrópoles do Sul e do Sudeste estimula uma demanda local por serviços ecossistêmicos, principalmente por conservação da água. Um estudo do Ministério do Meio Ambiente (MMA) levantou cerca de 80 projetos de PSA neste bioma até 2010 (BECKER GUEDES E SEEHUSEN, 2011), a maioria sendo destinados à proteção dos recursos hídricos. Diversas organizações trabalham com o tema na região, dentre as quais se destacam o MMA, FUNBIO, Cooperação Alemã, Agência Nacional de Águas, Banco Mundial e The Nature Conservancy.

A formação de comitês de bacias hidrográficas e o estabelecimento de um sistema de cobrança pelo uso agrícola da água⁴, na década de 1990, estão na origem do estímulo à criação dos primeiros PSA-água (BRANNSTROM, 2001). O Brasil difere de outros países latino americanos, na medida em que os recursos arrecadados pela cobrança são geridos pelos Comitês de Bacia Hidrográfica e não pelo governo central. Assim, é mais provável que tais recursos realmente custeiem programas de PSA mais descentralizados do que no México ou na Costa Rica. No Brasil, ainda

de forma incipiente, alguns comitês vêm investindo em projetos de PSA. Além disso o programa “produtor de água”, lançado em 2001 pela Agência Nacional de Águas (ANA), procura estimular estes arranjos locais de PSA-água. Desde 2006 essas experiências se multiplicam no Sul / Sudeste do país, com arranjos que envolvem a ANA, as secretarias estaduais ou municipais de meio ambiente, e ONGs, com destaque para The Nature Conservancy (TNC).

A difusão e a ampliação dos projetos pilotos de PSA se traduz pela incorporação deste instrumento em políticas públicas municipais e/ou estaduais, por meio, muitas vezes, da criação de novas leis relacionadas a recursos hídricos (figura 1). Na Costa Rica e no México, as instituições nacionais de gestão de PSA se estruturaram com apoio de parceiros internacionais como Banco Mundial, ONGs internacionais e Universidades Norte Americanas. Já no Brasil, os parceiros investem e incentivam diretamente os estados na construção dos seus sistemas de PSA e/ou de compensação ambiental, como no caso de São Paulo, Espírito Santo, Bahia, Acre ou Santa Catarina (cf. ALARCON et al., neste numero; PAGIOLA et al., 2012).

Santos et al. (2012) identificaram 20 iniciativas legislativas no âmbito estadual (14 leis e seis decretos) que tratam de PSA. Os estados abrangidos por estas leis incluem: Acre, Amazonas, Espírito Santo, Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro, Santa Catarina e Paraná. Em muitos casos, há compartilhamento da gestão entre diferentes instituições públicas por meio de comitês, que podem ou não contar com participação da sociedade civil. Certos municípios possuem também suas leis sobre PSA, e criaram fundos específicos, como é o caso de Extrema-MG e de Montes Claros-MG.

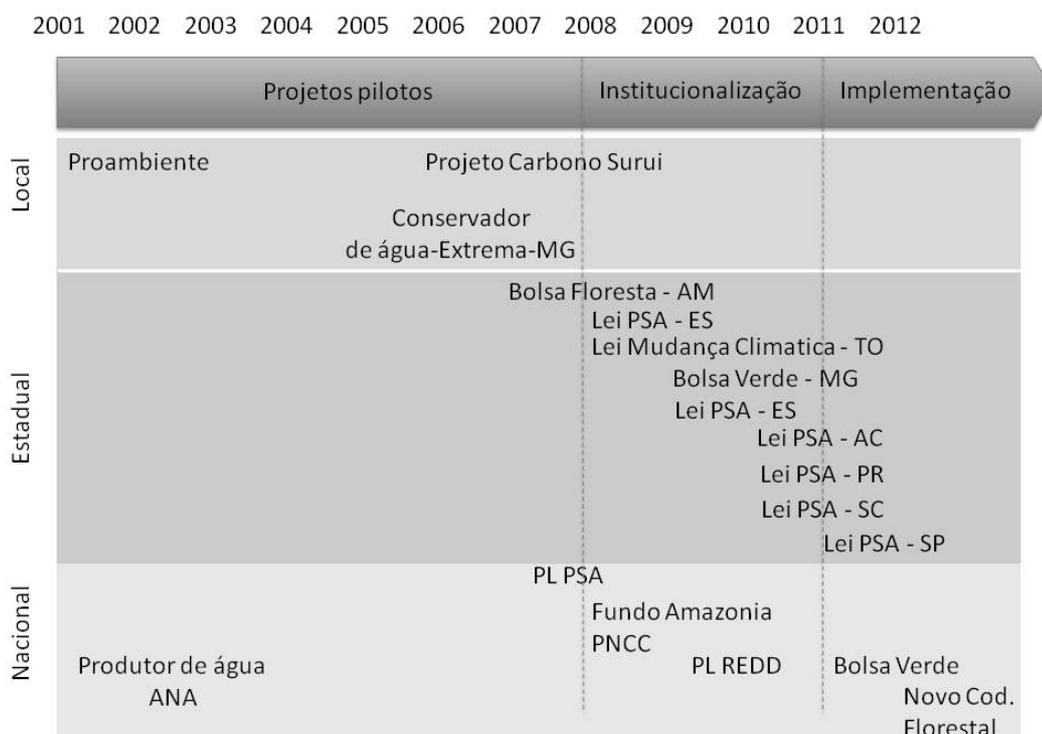


Figura 1. Cronologia da emergência dos principais programas de PSA e seus marcos regulatórios no Brasil

Na região Norte, os primeiros PSA foram implementados no âmbito do programa Proambiente, iniciado em 2003. O Proambiente, incentivava a transição agroecológica em áreas de fronteira agrícola, e para isso fornecia apoio técnico aos produtores e planejamento comunitário (MATTOS, 2010; BRITTO et al. 2012). O projeto incluiu 11 pólos e 6000 famílias, e foi liderado pelos movimentos sociais em parceria com o governo federal. No entanto, o Proambiente terminou em 2010 por falta de recursos e de quadro institucional no nível federal. Outros PSA foram concebidos para assegurar a continuidade de Sistemas Agroflorestais, liderados por organizações locais, com apoio de programas de cooperação internacional, principalmente do PPG7 (DOS SANTOS E VIVAN, 2012).

Apoiando-se na agenda REDD, que estava emergindo em nível internacional, os Estados do Amazonas e do Acre procuraram captar recursos para suas políticas ambientais. O estado de Amazonas criou em 2007 o Bolsa Floresta, como forma de pagamento individual e coletivo para influenciar práticas de uso de recursos naturais dentro das áreas protegidas (HALL, 2008). São pagamentos condicionados a restrições do uso de áreas, mas que implicam em poucas mudanças relacionadas ao uso tradicional feito pelos moradores das UCs. Grupos indígenas também viram no REDD uma oportunidade de conseguir recursos para garantir a proteção da sua terra, como no caso do Projeto Carbono dos Paiteer-Surui (TONI E FERREIRA, 2011).

Nos primeiros anos de implementação do PSA no Brasil houve uma grande diversidade de projetos no que diz respeito a seus objetivos e arranjos institucionais. Segundo Pagiola et al. (2012), o desafio, atualmente, é conseguir ampliar a escala dessas ações para ganhar coerência e eficiência.

2.2. Rumo a um quadro nacional

No Brasil, não existe um regime nacional a respeito dos PSA. Esta agenda não foi assunto prioritário das políticas ambientais nos últimos anos e só agora chega numa fase de institucionalização.

Ao contrário do México e da Costa Rica, que tem uma longa tradição de gestão florestal centralizada, a política florestal do Brasil é fragmentada em diversos órgãos do governo federal e de governos estaduais, com pouca articulação. Desde a década de 2000, algumas leis e programas procuram dar um quadro mais unificado e centralizado a essa política. Exemplo disso são, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), de 2000, o Plano de Ação para a Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAM) de 2004, e o do Cerrado (PP-Cerrado) de 2010, o Fundo Nacional de Desenvolvimento Florestal (FNDF), de 2006.

Dentro desse quadro vem sendo discutida a criação de um regime nacional de PSA, notadamente por meio do Substitutivo ao Projeto de Lei nº 792/2007 e seus apensos, que visam instituir uma Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. A iniciativa traduz a necessidade de se normatizar a diversidade de projetos locais já existentes. Porém, umas das grandes dificuldades enfrentadas para elaboração de

um regime nacional de PSA é a dificuldade de criar uma fonte de recursos públicos em nível nacional, que possa atender às demandas de todo o país.

Um primeiro passo na criação desses fundos foi o estabelecimento do Fundo Amazônia, em 2008, para captar dinheiro internacional e fomentar projetos de conservação. Mais recentemente, duas leis federais trataram especificamente de PSA: a lei do Fundo Clima (Lei 12.114 de 2009) e a lei do programa Bolsa Verde (Lei 12.512 de 2011). Essas duas leis criam modelos para administração pública advindos de programas de PSA. As fontes de recursos previstas são prioritariamente nacionais, mas no caso do Fundo Clima é possível haver doações ou empréstimos de instituições internacionais. No entanto, para conseguir atingir as metas definidas internacionalmente nos tratados sobre mudanças climáticas⁵, o Governo Federal apostou prioritariamente em estratégias de controle do desmatamento (BARRETO et al., 2012).

2.3. Articulação com outras políticas

Claramente, no Brasil, os PSA não estão concebidos para substituir a ação pública, mas como um complemento aos instrumentos de regulação ambiental (VEIGA E MAY, 2010). Desde os meados dos anos 2000, o Brasil intensificou o uso de instrumentos de comando e controle do desmatamento, e deu continuidade à sua política de criação de áreas protegidas. No entanto, diversos autores apontam para a necessidade de usar os PSA de maneira complementar aos mecanismos de comando e controle para resolver os problemas ambientais crescentes no Brasil (MAY, 2011; SHIKI E SHIKI, 2011).

Um exemplo dos limites da política tradicional é o fato de que apesar da superfície das áreas protegidas brasileiras ter expandido muito nos últimos anos⁶, muitas destas áreas tem dificuldade de “sair do papel”, por falta de recursos e/ou de capacidade institucional. Similarmente a outros países como Costa Rica, México e França, os PSA (ou medidas agroambientais, no caso europeu) são utilizados como ferramentas a serviço da implementação efetiva de áreas protegidas. Podemos citar o exemplo da implementação de PSA dentro de corredores ecológicos (cf artigo da ALARCON, neste dossiê), ou o recém-criado programa Bolsa Floresta do estado de Amazonas, assim como o Programa Federal Bolsa Verde, que busca compensar os moradores de áreas protegidas por esforços em prol da conservação.

No âmbito do PPCDAM (Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia) lançado em 2004 e intensificado em 2008, vários projetos “pré-REDD” estão sendo implementados. Financiados principalmente por fundos mistos (Fundo Amazônia, Fundo Clima, e organizações internacionais), esses projetos são operados pelos órgãos ambientais municipais, em parceria com ONGs nacionais e internacionais (CENAMO et al., 2009, HALL, 2008). Os recursos são destinados para a regularização ambiental em grande escala, por meio do Cadastro Ambiental Rural (CAR) – sistema de georeferenciamento que deve permitir identificar precisamente onde ocorre o desmatamento. Essa regularização cria condições para a instalação futura de um sistema de pagamento por serviços ambientais.



Além disso, em todo o país, com a adoção do novo código florestal, o MMA estimou que entre 25 a 30 milhões de hectares de área degradada deverão ser recompostos, sendo que 80% do total estão ocupados por pastagens, e que maior parte deste passivo ambiental encontra-se nas regiões Centro-Sul e Nordeste (BARBOSA, 2012). Tendo em vista o alto custo da restauração florestal (de 5000 a 15000 R\$/ha), não é surpreendente que a nova lei florestal nacional⁷ permita criar PSA para auxiliar a recomposição das Áreas de Preservação Permanente (APP) e de Reserva Legal (RL) (artigos 41 e 58).

Nesse contexto, as políticas de PSA se estruturam para implementar e reforçar o sistema de controle do desmatamento e de conservação da biodiversidade. Como mostramos no próximo item, esta escolha tem várias implicações na maneira de conceber os PSA.

3. REFLEXÃO CRÍTICA SOBRE AS IMPLICAÇÕES DE UMA ABORDAGEM CONSERVACIONISTA

3.1. Os PSA no Brasil: entre conservação e desenvolvimento

Diferentes modalidades de PSA foram se firmando em função das visões que seus proponentes tinham da maneira de fornecer os serviços ambientais. Podemos classificar estas modalidades em quatro tipos (tabela 1):

- PSA do tipo “restrição de uso”: o pagamento é destinado a compensar um agricultor por ele renunciar ao uso de uma área, geralmente coberta por vegetação nativa.
- PSA de tipo “restauração”: o pagamento visa dar uma contribuição aos custos de recomposição da vegetação em áreas já desmatadas.
- PSA de tipo “valorização de práticas tradicionais” : buscam recompensar práticas de gestão do meio-ambiente ou práticas agroextrativistas de baixo impacto que já são de domínio das populações locais.
- PSA do tipo “transição” : eles procuram incentivar a adoção de práticas agrícolas sustentáveis e a diversificação produtiva.

Como já mencionamos, muitos PSA surgiram a partir de iniciativas locais que promoviam a diversificação produtiva e que combinavam apoio técnico individual e planejamento comunitário, em continuidade com projetos integrados de conservação e desenvolvimento das décadas de 1980 e 1990. O caso do Proambiente na Amazônia, é emblemático (Mattos, 2010). No entanto, nos últimos anos, houve uma convergência dos projetos de PSA no sentido de promover restrições de uso e reflorestamento. Essa mudança está ligada à ênfase dada pelo governo às medidas de controle do desmatamento, às expectativas de financiamentos por REDD e às perspectivas de inclusão dos PSA no Código Florestal. No caso da Amazônia, devido

Tabela 1. Comparação das diferentes modalidades de PSA

| | PSA "restrição de uso" ¹ | PSA "restauração" ¹ | PSA "práticas tradicionais" | PSA "transição" ² |
|---------------------------------------|---|---|---|--|
| Objetivo | Manter a vegetação nativa ⁱ | Recompor a vegetação | Recompensar práticas que trazem serviços ambientais | Promover a adoção de sistemas que prestem serviços ambientais |
| Serviço almejado | Carbono, Água, Biodiversidade | Carbono, Água | Biodiversidade | Agrobiodiversidade, Água, Carbono |
| Pagamento | Custo de oportunidade + custo de defesa ¹ Deve ser continuado ² | Custo de plantação (pode ser complementado com PSA restrição de uso) | Complemento de renda + custo de defesa Deve ser continuado | Custo de investimento em novos sistemas de produção ^{2,7} Pode ser interrompido depois da transição ² |
| Adicionalidade e monitoramento | Linha de base e controle a partir de imagens satélite, adicionalidade depende do risco de desmatamento ¹ | Adicionalidade clara ¹ Controle de resultado por satélite | Adicionalidade depende do risco de desmatamento ⁴ Controle social geralmente já existente | Indicadores de adicionalidade e condicionalidade complexos mas controlável ao nível local ¹⁰ |
| Eficiência ambiental | Grandes propriedades permitem escala e baixar custos de transação ¹ | Garante aumento de estoque e prestação de mais serviços ecossistêmicos | Eficiente com regras coletivas fortes e custos de transação reduzidos ⁵ | A longo prazo, possivelmente mais eficiente porque contra as causas do desmatamento ^{2,7,9} |
| Equidade, legitimidade | Pode excluir quem não tem direitos fundiários e quem depende da produção agrícola para se manter ^{4,8} | Incentiva quem já desmatou Difícil para quem tem pouca terra ³ | Inclusão social depende dos acordos comunitários ⁶ Pode ter um risco de criação de elite ⁶ | Inclusão social vai depender da capacidade institucional (apoio técnico, acordos comunitários) ⁹ |
| Efeitos de desenvolvimento | Poucos efeitos na economia local ¹ e pode manter situações precárias (custos de oportunidade baixo) ³ | Pode ter efeitos de estruturação de cadeias de recomposição (viveiros, técnicos) ¹ | Pode permitir uma melhoria de situações de populações tradicionais ⁵ | Pode ter efeito de estruturação de cadeias e impacto sobre toda economia local ^{7,9} |

1. Wunder, 2007 e Wunder et al., 2008; 2. Pirard et Billé, 2010; 3. Karsenty et al., 2010; 4. Börner et al., 2010; 5. Sandbrook et al., 2010; 6. Pokorny, 2011; 7. Shiki e Shiki, 2011; 8. Corbera et al., 2009; 9. Mattos, 2010

ao tamanho da região, à falta de assistência técnica e à diversidade dos sistemas produtivos praticados, os PSA do tipo “transição” se tornam complexos para serem geridos sob um sistema centralizado. Assim, para se alcançar uma escala maior de implementação, se dá prioridade aos PSA do tipo “restrição de uso” ou “restauração”.

Até mesmo na Mata Atlântica onde existem projetos que incluem também atividades agrícolas⁸, a maioria dos projetos de PSA utiliza a estratégia “conservação” ou “restauração”. Desse modo, alguns projetos do tipo comando e controle, visando a fiscalização do desmatamento neste bioma, são “reconvertidos” em PSA, de modo a se obter novas fontes de financiamento⁹. As áreas de Preservação Permanente (APPs) costumam ser prioritárias para os PSA-água (BECKER GUEDES E SEEHUSEN, 2011; DOS SANTOS E VIVAN, 2012). Os projetos de PSA dedicados ao sequestro de carbono, 33 de acordo com Becker Guedes e Seehusen (2011), emergiram com o desenvolvimento dos mercados voluntários de carbono. Esses também privilegiam a estratégia “conservação” e “restauração”, mas é preciso destacar que 13 desses projetos de carbono, além de outros dois projetos PSA-biodiversidade, incluem uma estratégia de conversão para agroecologia, geralmente por meio de sistemas agroflorestais. Segundo Dos Santos e Vivan (2012) estes projetos apresentam geralmente uma área média menor (<400 ha) do que os projetos de tipo “conservação” (acima de 1200 ha).

A luta contra o desmatamento no Cerrado tem características específicas: a exigência de Reserva Legal é menor que na Amazônia e, assim, a maior parte do desmatamento no Cerrado não é ilegal. O PP-Cerrado (Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado) está centrado no monitoramento e na fiscalização do desmatamento, na criação e na gestão de Unidades de Conservação, e os PSA passam a ser a principal estratégia de proteção e recuperação de florestas em propriedades privadas. Algumas experiências piloto, financiadas por ONGs, visam a criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN), para sequestro de carbono ou conservação da biodiversidade, ou gestão de recursos hídricos em bacias hidrográficas, inspirados do modelo de PSA água da mata Atlântica. Por exemplo, o Bolsa Verde, em Minas Gerais (que abrange todos os biomas do estado, incluindo o cerrado), implementado desde 2007, e que oferece um incentivo econômico para os proprietários que conservam e cercam as florestas. Muitos desses projetos adotam também práticas de regularização ambiental das propriedades inspiradas naquelas utilizadas na Amazônia, como o CAR (cf CAMPANHA et al., neste número).

Na Caatinga, a implementação de PSA parece, da mesma forma que no Cerrado, incipiente. Dos Santos e Vivan (2012) levantaram 12 projetos PSA carbono, sendo que a maioria é do tipo “conservação” e “restauração”, e visam a conservação da vegetação nativa, principalmente em unidades de conservação, sobretudo particulares, com monitoramento dos estoques de carbono.

Exploramos as causas e implicações dessa tendência em focar os PSA na conservação de florestas, à partir dos resultados dos diferentes artigos deste número especial.

3.2. O foco na “conservação” das florestas: causas e implicações

Como mencionamos, o foco dos PSA na conservação de florestas está ligada à ênfase dada pelo governo às medidas de controle do desmatamento, às expectativas de financiamentos por REDD e às perspectivas de inclusão dos PSA no Código Florestal. Mas os estudos de caso mostram que esta tendência é reforçada pelo uso de imagens de satélites para o monitoramento dos projetos, que produz um sistema binário de representação da paisagem. Além disso, uma visão dogmática dos PSA exclui a percepção que os próprios atores locais têm do valor dos seus recursos. Isso justifica modelos convencionais de intensificação da agricultura e de proteção ambiental integral da natureza, que não levam em conta a diversidade das atividades agrícolas e pecuárias preexistentes e tradicionalmente provedores de serviços ambientais.

3.2.1. A simplificação dos serviços ambientais: cobertura florestal

Há uma tendência, nos últimos anos, em considerar a manutenção da vegetação natural como um proxy para serviços ambientais prestados. Isso tende a impor modelos técnicos de intensificação agrícola e proteção integral da vegetação “natural”. Neste contexto, a diversidade dos sistemas de produção é ignorada e poucos se interessam em avaliar melhor seus impactos ambientais (ELOY et al., 2012).

De fato, os pagamentos são raramente atrelados à mensurações dos SA. Eles se apoiam em aproximações sobre a relação entre formas de usos do recursos e provisão de um SA (SPERANZA E SAND, 2010). As grandes incertezas sobre a relação entre práticas agrícolas e a provisão de serviços ambientais e a falta de indicadores simples para monitorar estas relações, limitam a demanda por PSA atrelados à gestão de agroecossistemas (RAPIDEL et al., 2011).

Devido a essa incerteza, a floresta, de preferência “nativa” ou “natural” se torna a responsável por cumprir os serviços almejados. Sua manutenção permite uma simplificação dos projetos pela agregação de diferentes serviços ambientais numa só política de conservação: manutenção dos recursos hídricos, sequestro de carbono e conservação da biodiversidade.

Essa escolha no Brasil pode ser atribuída tanto à importância do Código Florestal e dos conceitos de Reserva Ambiental e APP, quanto ao desenvolvimento de sistemas de monitoramento por satélite. A proteção da floresta nativa é facilmente monitorada por meio de imagens de satélite, ao contrário dos agroecossistemas cultivados, que demandam sistemas de monitoramento mais complexos e maior nível de coordenação entre atores, o que aumenta os custos de transação (RAPIDEL et al., 2011). Os métodos de monitoramento dos PSA que privilegiam o mapeamento da “vegetação nativa” são eficientes e relativamente baratos, pois estão ancorados em técnicas de geoprocessamento.

O monitoramento feito exclusivamente por satélite geralmente produz um sistema binário de representação da paisagem: a vegetação é classificada em duas



categorias, desmatado e não desmatado. Isso torna muitas práticas dos agricultores familiares e tradicionais invisíveis. Na classe “não desmatada” vários usos da paisagem são escondidos, como o extrativismo, a caça e a extração de madeira. Os mapas promovem, portanto, uma “naturalização” da paisagem (HARRIS E HAZEN, 2006). A classe “desmatada” esconde a complexidade das paisagens manejadas por agricultores familiares, que em variados graus, podem preservar a biodiversidade, manter pequenas manchas de florestas e árvores isoladas e garantir a absorção da água e a evapotranspiração.

Tais serviços podem ser evidenciados quando se compara algumas dessas paisagens com aquelas produzidas por extensas áreas de monoculturas. Assim, o mapeamento e a proteção integral da vegetação nativa, que está se tornando um pré-requisito para os PSA em diferentes biomas, pode excluir atividades produtivas dos territórios tradicionalmente provedores de serviços ambientais (ELOY et al., 2012; PADOCH E PINEDO-VASQUEZ, 2010).

Do ponto de vista tanto ecológico quanto de equidade, faria sentido privilegiar o esforço do agricultor em manter um sistema agrícola capaz de prestar serviços ambientais (cf. COSTA, PIKETTY E ABRAMOVAY, neste volume). Mas com PSA que valorizam práticas agrícolas, é preciso ficar atento à como as regras de uso dos recursos naturais são definidas, porque podem levar a situações de exclusão (POKORNY et al., 2012). O monitoramento pode ser baseado na adoção de “boas práticas” que, de modo geral, obedecem a critérios pré-estabelecidos. Por não serem adaptados ou negociados em parceria com os provedores de serviços ambientais, os PSA tendem a excluir a percepção que os próprios atores locais têm do valor do seus recursos e das suas práticas (ROMERO, neste número).

A perspectiva é diferente para os moradores de territórios indígenas ou de outros territórios tradicionais, com grandes excedentes de Reserva Legal, que podem se beneficiar de PSA do tipo “práticas tradicionais” (cf. tabela 1), por meio de REDD ou de sistemas de compensação de RL (BÖRNER et al., 2010). Porém, no Brasil a implementação de PSA em territórios coletivos é ainda rara (VIVAN, 2012). Além disso, se as regras do jogo não forem decididas junto com os índios, eles não correm o risco de perder seus direitos de uso sobre grande parte do seu território (TONI, 2011).

3.2.2. Um processo técnico-burocrático que traz riscos de exclusão

Os PSA traziam a promessa de adoção de critérios simples e individuais, que funcionariam num quadro de instituições mínimas, que garantissem o funcionamento dos mercados com direitos de propriedade assegurados (WUNDER, 2006). Assim, os projetos “pré-REDD” na Amazônia estavam focados na regularização fundiária por meio do CAR, visto como uma pré-condição para implementação de pagamentos “legítimos”. Entretanto, grande parte do proprietários de pequenas áreas são incapazes de regularizar suas terras ou de se adequar às normas, o que leva à sua exclusão dessas políticas (COUDEL et al., 2012).

Outros fatores sócio-políticos condicionam também o ingresso dos agricultores nos programas de PSA. Como menciona Simões e Caixeta (neste número), “mesmo

as abordagens “pró-pobres” 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”. Além disso, a acessibilidade aos PSA depende da capacidade dos órgãos de assistência técnica em promover modelos alternativos de uso do solo que sejam adaptados às especificidades da agricultura e dos conhecimentos locais (MATTOS E HERCOWITZ, 2011).

Para não privilegiar os grandes proprietários, vários programas e projetos de PSA no Brasil priorizam o atendimento a agricultores familiares, seja por meio de regras de acesso, seja por zoneamento (CAMPANHA, neste número; ALARCON, neste número). Porém, priorizar os agricultores familiares não é uma condição suficiente para que os PSA os beneficiem. O ingresso dos agricultores familiares nos programas de PSA depende do seu acesso às redes técnica-científicas que estruturam os arranjos institucionais locais. Os projetos de PSA exigem sempre o domínio de novos conhecimentos e técnicas (geoprocessamento, cartografia, direito dos contratos) para atender a seus princípios (condicionalidade, sanções, transferência de recursos). Isto significa que, para tirar proveito das oportunidades trazidas pelos mercados de SA, agricultores familiares e comunidades tradicionais necessitam fazer um esforço de planejamento e de articulação política que muitas vezes está além de sua capacidade.

Isso leva a um efeito de seleção entre regiões, territórios, e comunidades, dependendo dos intermediários presentes. Pokorny et al. (2012) mostraram que na Amazônia, programas de gestão dos recursos naturais, como manejo florestal e SAFs, beneficiam apenas aquelas famílias que conseguem vencer os obstáculos técnicos, institucionais e financeiros atrelados a eles. O mesmo pode ocorrer com os PSA, que envolvem obstáculos não menos desafiadores.

Em suma, nas distintas modalidades de PSA existe um trade-off entre os aspectos relevantes para os policy makers e os aspectos importantes para os atores locais. Em vez de focar nas condições institucionais que permitem o acesso a PSA, poderia ser relevante, como sugere Kosoy et al., (2008) retomar a perspectiva dos bens comuns para entender as motivações dos atores. Assim, os PSA sairiam do estatuto de simples compensação, para virar um instrumento de conservação e de apoio para os atores desenvolverem as atividades de conservação sobre as quais eles têm domínio.

A escala de intervenção adequada ganha relevância nesse contexto. A um nível descentralizado, pode haver pouca preocupação com metas sociais e, principalmente, ambientais. Por outro lado, ao se definir uma norma em nível nacional, os programas de PSA “públicos” podem ser menos adaptados às condições e necessidades locais, além de apresentar menor adicionalidade e capacidade de monitoramento, como apontado no paradoxo de REDD (PHELPS et al., 2010; SANDBROOK et al., 2010). Para resolver estes problemas, os governos da Costa Rica e do México adaptaram suas políticas nacionais de PSA, buscando maior flexibilidade por meio do incentivo à fundos de parceria com contrapartes locais

(matching funds) (FONAFIFO et al., 2012). Este sistema ‘compartilhado’ de financiamento de PSA procura facilitar a definição de diferentes tipos de pagamentos e de usos da terra para se adequar às condições locais, integrando, entre outros, sistemas agroflorestais e agricultura orgânica (LE COQ et al., 2012).

CONCLUSÃO

Esta revisão bibliográfica mostrou que, seguindo uma tendência internacional, a ideia de Pagamento por Serviço Ambiental ganha um importância crescente nas políticas ambientais e agrícolas no Brasil. Depois da multiplicação de experiências piloto em escala local, principalmente no Sul/Sudeste do país e na Amazônia, hoje a incorporação dos PSA em políticas públicas almeja uma mudança de escala de ação e propicia uma forte integração com mecanismos de comando e controle. Esses estão se tornando instrumentos chave para mediar conservação e restauração florestal, seja para recuperação de APP e RL, seja pelos sistemas de compensação florestal definidos pelo novo Código Florestal. Na ausência de financiamentos internacionais e privados de vulto, o Brasil busca desenvolver mecanismos internos de mercados de créditos florestais, em escala nacional ou estadual, baseados em critérios simples de monitoramento.

Como sugere Pokorny (2012), talvez a diferença mais relevante entre os PSA e as outras iniciativas de conservação é o nível de financiamento e a intensidade do monitoramento, este último sendo o meio indispensável para garantir a condicionalidade do pagamento. Desta forma, o que se espera dos PSA é que eles sejam suficientemente atrativos para influenciar as decisões dos agricultores.

Porém, o que mostramos, é que dependendo das características dos programas e do contexto institucional local, os PSA podem se tornar acessíveis somente para certos tipos de agricultores ou regiões, além de desqualificar os sistemas agrícolas locais, sobretudo se o foco for exclusivamente na conservação ou restauração de florestas nativas. O ingresso dos agricultores nos programas de PSA depende, portanto, do seu acesso às redes e técnicas que estruturam os arranjos institucionais locais e garantem a condicionalidade do projeto. Além disso, sua capacidade de influir sobre as ‘regras do jogo’ (práticas e áreas elegíveis, níveis e uso dos pagamentos, etc.) dependem da sua mobilização política e das suas articulações com parceiros.

Estas observações sugerem, portanto, que longe de ser uma norma à seguir, os PSA podem ser considerados como objetos políticos à serem pesquisados e aprimorados em função dos contextos regionais e locais.

AGRADECIMENTOS:

Este trabalho é resultado de pesquisas desenvolvidas no âmbito de três programas:

- SERENA (Serviços Ambientais e usos do Espaço Rural), entre 2009-2012,

financiado pela Agência Nacional de Pesquisa (ANR, França), edital ANRSYSTERRA(cf.<http://www.serena-anr.org>)

- ENGOV (Governança Ambiental na América Latina e no Caribe), financiado pela União Europeia por meio do Programa FP7 – 2010 (acordo No SSH-CT-2010-266710)
- O projeto “Pagar para o Meio-Ambiente? REDD e PSA entre mercantilização e desenvolvimento justo” financiado pelo programa Repères (Ministério da Ecologia, França).

Agradecemos os pareceristas do artigo por suas recomendações valiosas.

REFERÊNCIAS

ASSUNÇÃO, J., GANDOUR, C. & ROCHA, R. Deforestation Slowdown in the Legal Amazon: Prices or Policies?, Rio de Janeiro: Climate Policy Initiative, Núcleo de Avaliação de Políticas Climáticas -PUC. 2012

AUBERTIN, C., PINTON, F., BOISVERT, V. & Les marchés de la biodiversité, Paris: IRD. 2007

BARBOSA, V. Código Florestal pode “reflorestar” área maior que São Paulo. Exame [Online]. Available: <http://exame.abril.com.br/meio-ambiente-e-energia/noticias/codigo-florestal-pode-reflorestar-area-maior-que-sao-paulo> [Accessed 18/10/2012].2012.

BECKER GUEDES, F. & SEEHUSEN, S. E. (eds.). Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios, Brasília: MMA. 2011

BÖRNER, J., WUNDER, S., WERTZ-KANOUNNIKOFF, S., TITO, M. R., PEREIRA, L. & NASCIMENTO, N. Direct conservation payments in the Brazilian Amazon: Scope and equity implications. *Ecological Economics*, 69, 1272-1282.2010

BRITTO, G. C., KATO, O. R. & HERRERA, J. A. A Prestação de Serviços Ambientais pode ser uma alternativa aos sistemas tradicionais da agricultura familiar no município de Pacajá, Amazônia Paraense – Brasil? *Sustentabilidade em Debate*, 3, 159-176.2012

BOYD, E., GUTIERREZ, M. & CHANG, M. Small-scale forest carbon projects: Adapting CDM to low-income communities. *Global Environmental Change*, 17, 250-259.2007

BRANNSTROM, C. Conservation-with-Development Models in Brazil’s Agro-Pastoral Landscapes. *World Development*, 29, 1345-1359.2001

CENAMO, M. C., PAVAN, M. N., CAMPOS, M. T., BARROS, A. C. & CARVALHO, F.

Casebook of REDD Projects in Latin America: IDESAM / TNC Brazil. 2009

CAPOBIANCO, J.-P. A Fragilização da Política Ambiental do Brasil em Crescimento Econômico na Era das Mudanças Climáticas. Interesse Nacional [Online]. Available: <http://interessenacional.uol.com.br/2009/04/a-fragilizacao-da-politica-ambiental-do-brasil-em-crescimento-economico-na-era-das-mudancas-climaticas/>.2009.

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, 743-761.2009

COSTANZA, R., DARGE, R., DEGROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., ONEILL, R. V., PARUELO, J., RASKIN, R. G., SUTTON, P. & VANDENBELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.1997

COUDEL, E., PIKETTY, M.-G., GARDNER, T. A., VIANA, C., FERREIRA, J. N., MORELLO, T., PARRY, L., BARLOW, J. & ANTONA, M. Environmental compliance in the Brazilian Amazon: exploring motivations and institutional conditions. In: ISEE 2012, 16-19 June 2012 Rio de Janeiro. Year.

DOS SANTOS, R. F. & VIVAN, J. L. 2012. Pagamentos por Serviços Ecológicos em perspectiva comparada: recomendações para tomada de decisão. "Diálogo Brasil-União Europeia sobre Pagamentos por Serviços Ecológicos". Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

ELOY, L., MÉRAL, P., LUDEWIGS, T., PINHEIRO, G. & SINGER, B. Payments for Ecosystem Services in Amazonia. The challenge of land use heterogeneity in agricultural frontiers near Cruzeiro do Sul (Acre, Brazil). *Journal of Environmental Planning and Management*, 55, 685-703.2012

ENGEL, S., PAGIOLA, S. & WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, 65, 663-674.2008

FAO 2007. The State of Food and Agriculture. Paying Farmers for Environmental Services. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FEARNSIDE, P. M. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. *Ecological Economics*, 20, 53-70.1997

FERRARO, P. J. & KISS, A. Direct Payments to Conserve Biodiversity. *Science*, 298, 1718-1719.2002

FONAFIFO, CONAFOR, MINISTRY OF ENVIRONMENT, FOREST TRENDS & WORLD BANK 2012. Lessons Learned for REDD+ from PES and Conservation Incentive Programs. Examples from Costa Rica, Mexico, and Ecuador. <http://www.forest->

trends.org/publication_details.php?publicationID=3171.

FROGER, G., MÉRAL, P., LE COQ, J.-F., AZNAR, O., BOISVERT, V., CARON, A. & ANTONA, M. Regards croisés de l'économie sur les services écosystémiques et environnementaux », . Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement (on line), 12.2012

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, INPE & ISA. O Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e ecossistemas Associados à Mata Atlântica 1990-1995, São Paulo: FSOS-MA, INPE, ISA. 1998

GRIEG-GRAN, M., PORRAS, I. & WUNDER, S. How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America. World Development, 33, 1511-1527.2005

HALL, A. Paying for environmental services: The case of Brazilian Amazonia. Journal of International Development, 20, 965-981.2008

HARRIS, L. & HAZEN, H. Power of Maps: (Counter)-mapping for Conservation. Acme International E-journal of Critical Geographies, 4, 99-130.2006

KARSENTY, A. Questioning rent for development swaps: new marketbased instruments for biodiversity acquisition and the land-use issue in tropical countries. International Forestry Review, 9, 503-513.2007

KOSOY, N., CORBERA, E. & BROWN, K. Participation in payments for ecosystem services: Case studies from the Lacandon rainforest, Mexico. Geoforum, 39, 2073-2083.2008

LE COQ, J.-F., PESCHE, D., LEGRAND, T., FROGER, G. & SAENZ SEGURA, F. La mise en politique des services environnementaux : la genèse du Programme de paiements pour services environnementaux au Costa Rica. Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement 12, <http://vertigo.revues.org/12920>.2012

MATTOS, L. & HERCOWITZ, M. Economia do Meio Ambiente e Serviços Ambientais: estudo aplicado à agricultura familiar, às populações tradicionais e aos povos indígenas, Brasília: Embrapa. 2011

MATTOS, L. M. D. Decisões sobre usos da terra e dos recursos naturais na agricultura familiar amazônica : o caso do PROAMBIENTE PhD, Universidade Estadual de Campinas . Instituto de Economia 2010.

MAY, P. H. Mecanismos de mercado para uma economia verde. Política Ambiental, 8, 170-177.2011

MCAFEE, K. Selling Nature to Save It? Biodiversity and the Rise of Green Developmentalism. Environment and Planning D, 17, 133 -154.1999

MCAFEE, K. & SHAPIRO, E. N. Payments for Ecosystem Services in Mexico: Nature, Neoliberalism, Social Movements, and the State. *Annals of the Association of American Geographers*, 100, 579-599.2010

MEDEIROS, R., YOUNG, C. E. F., PAVESE, H. B. & ARAÚJO, F. F. S. 2011. Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional. Brasília: UNEP-WCMC.

MÉRAL, P. Les services environnementaux en économie : revue de la littérature. *Natures Sciences Sociétés*, 20, 3-15.2012

MURADIAN, R., ARSEL, M., PELLEGRINI, L., ADAMAN, F., AGUILAR, B., AGARWAL, B., CORBERA, E., DE BLAS, D. E., FARLEY, J., FROGER, G., GARCIA-FRAPOLLI, E., GÓMEZ-BAGGETHUN, E., GOWDY, J., KOSOY, N., LE COQ, J. F., LEROY, P., MAY, P., MÉRAL, P., MIBIELLI, P., NORGAARD, R., OZKAYNAK, B., PASCUAL, U., PENGUE, W., PEREZ, M., PESCHE, D., PIRARD, R., RAMOS-MARTIN, J., RIVAL, L., SAENZ, F., VAN HECKEN, G., VATN, A., VIRA, B. & URAMA, K. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. *Conservation Letters*, no-no.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, 1202-1208.2010

NEPSTAD, D., MCGRATH, D. & SOARES-FILHO, B. Systemic Conservation, REDD, and the Future of the Amazon Basin. *Conservation Biology*, 25, 1113-1116.2011

NEPSTAD, D. C., VERISSIMO, A., ALENCAR, A., NOBRE, C., LIMA, E., LEFEBVRE, P. & SCHLESINGER, P. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature*, 398, 505-8.1999

PADOCH, C. & PINEDO-VASQUEZ, M. Saving Slash-and-Burn to Save Biodiversity. *Biotropica*, 42, 550-552.2010

PAGIOLA, S., BISHOP, J. & LANDELL-MILLS, N. Selling forest environmental services: market-based mechanisms for conservation and development, London, UK: Earthscan. 2002

PAGIOLA, S., VON GLEHN, H. C. & TAFARELLO, D. (eds.). *Experiências de Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil*, São Paulo: SMA/CBRN. 2012

PESCHE, D., MÉRAL, P., HRABANSKI, M. & BONNIN, M. Ecosystem services: emergence of new paradigms within the economics of ecosystem. In: MURADIAN, R. & RIVAL, L. (eds.) *Governing the provision of environmental services*. Springer. 2012

PHELPS, J., WEBB, E. & AGRAWAL, A. Does REDD+ Threaten to Recentralize Forest Governance? *SCIENCE*, 328.2010

POKORNY, B., JOHNSON, J., MEDINA, G. & HOCH, L. Market-based conservation of the Amazonian forests: Revisiting win-win expectations. *Geoforum*, 43, 387-401.2012

RAPIDEL, B., DECLERCK, F., LE COQ, J. F. & BEER, J. (eds.). *Ecosystem Services from Agriculture and Agroforestry. Measurement and Payment*, London & Sterling VA: Earthscan Ed. . 2011

ROTH, R. J. & DRESSLER, W. Market-oriented conservation governance: The particularities of place. *Geoforum*, 43, 363-366.2012

RYLANDS, A. B. & BRANDON, K. Brazilian Protected Areas. *Conservation biology*, 19, 612-618.2005

SANDBROOK, C., NELSON, F., ADAMS, W. M. & AGRAWAL, A. Carbon, forests and the REDD paradox. *Oryx*, 44, 330-334.2010

SANTOS, P., BRITO, B., MASCHIETTO, F., OSÓRIO, G. & MONZONI, M. (eds.). *Marco regulatório sobre pagamento por serviços ambientais no Brasil.* , Belém: IMAZON; FGV. 2012

SHIKI, S. & SHIKI, S. D. F. N. Os Desafios de uma Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais: lições a partir do caso do Proambiente. *Sustentabilidade em Debate*, 2, 99-118.2011

SOARES-FILHO, B. S., NEPSTAD, D. C., CURRAN, L. M., CERQUEIRA, G. C., GARCIA, R. A., RAMOS, C. A., VOLL, E., MCDONALD, A., LEFEBVRE, P. & SCHLESINGER, P. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature*, 440, 520-523.2006

SOUTHGATE, D. & WUNDER, S. Paying for Watershed Services in Latin America: A Review of Current Initiatives. *Journal of Sustainable Forestry*, 28, 497 - 524.2009

SPERANZA, C. I. I. & SAND, I. V. D. Can the rural economy deliver ecosystem services? *CAB Reviews*, 5, 1-16.2010

SWINTON, S. M. & LUPI, F. Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics*, 64, 245-252.2007

TONI, F. Decentralization and REDD+ in Brazil. *Forests*, 2, 66-85.2011

TONI, F. & FERREIRA, I. A. R. De quem é o carbono? Descentralização, recentralização e a implementação do REDD+ no Brasil. In: SAUER, SÉRGIO , & ALMEIDA, WELLINGTON (eds.) *Terras e Territórios na Amazônia: Demandas, Desafios e Perspectivas*. Brasília: Editora Universidade de Brasília. 2011

VEIGA, F. C. N. & MAY, P. H. Mercados para serviços ambientais. In: MAY, P.H. (ed.) *Economia do Meio Ambiente: Teoria e Prática*, 2ª Edição. Rio de Janeiro: Elsevier.

2010

WEBER, J. & KARSENTY, A. Les marchés de droit pour la gestion de l'environnement. Introduction générale. Tiers-Monde, 7-28.2004

WUNDER, S. Payments for environmental services: some nuts and bolts., Bogor, Indonesia. : CIFOR Occasional Paper No. 42. Center for International Forestry research,. 2005

WUNDER, S. Are direct payments for environmental services spelling doom for sustainable forest management in the tropics? Ecology and Society, 11, 23.2006

ZIMMERER, K. S. Globalization & new geographies of conservation, Chicago: University of Chicago Press. 2006.

NOTAS

¹ A difusão do conceito de PSA se insere em uma mudança gradual da noção de serviços ecossistêmicos (serviços prestados pelos ecossistemas) para a de serviços ambientais (serviços prestados pelos agricultores em favor do meio ambiente) (FAO, 2007). A visão do que o serviço ecossistêmico está associado com a natureza desabitada e “virgem” e evoluiu para a idéia que a agricultura pode oferecer Serviços Ambientais (SWINTON, 2007).

² Adicionalidade: um PSA é adicional se remunera práticas que resultem no fornecimento continuado e melhorado de serviços ambientais, além do que seria fornecido sem o pagamento – o chamado cenário de base (Wunder, 2005).

³ A condicionalidade garante que o provedor esteja apto a garantir a provisão ou a melhoria do serviço.

⁴ Política Nacional dos Recursos Hídricos, Lei no. 9.433/97

⁵ No âmbito da Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC (Lei Nº 12.187, 29/12/2009.), o governo brasileiro estipulou a meta de reduzir o desmatamento na Amazônia de 80% em relação à média de 1995-2006.

⁶ Houve uma duplicação da superfície de Unidades de Conservação sob o governo de Fernando Henrique Cardoso (1995-2002) (RYLANDS E BRANDON, 2005), uma política seguida pelo governo Lula (CAPOBIANCO, 2009).

⁷ Lei Federal 12651/12, com alterações feitas pela Lei Federal 12.727/12, que revogou o Código Florestal (Lei Federal 4771/65).

⁸ Implantação de SAFs; adubação verde e práticas de conservação de solos, como PSA do Comitê da Bacia Hidrográfica Lagos São João (RJ), graças ao fundo local FUNDOBOAS.

⁹ Becker Guedes e Seehusen (2011) tomaram o exemplo do programa PROMATA, de Minas Gerais, lançado em 2003, como componente do programa nacional “Mata Atlântica”(MMA / GIZ). Financiado principalmente pelo Banco Alemão de Desenvolvimento (KfW), o projeto investiu no controle do desmatamento e plantio de

florestas dentro e em torno das áreas protegidas. Este projeto serviu como piloto para a construção de uma política estadual de PES, o Bolsa Verde (MG) (iniciado em 2007), cujas fontes de financiamento são, principalmente, relacionado à agenda água. Segundo as autoras (p.136) “muitos projetos financiados Promata devem normalmente migrar para o Bolsa Programa Verde”.