

Valoração econômica de serviços ecossistêmicos no território Bacia do Jacuípe (Bahia)

Juca Ulhôa Cintra Paes da Cunha¹

Daniel Caixeta Andrade²

Alexandre Uezu³

Cristina Maria Macêdo de Alencar⁴

"Lá no sertão o umbuzeiro é como uma coisa sagrada. Porque na seca tem xique-xique que o povo vai assar pra dar o gado e o pé de umbu, abençoado, vai aquele povo atrás da raiz e é cheio d'água. É um negócio abençoado. A bênção, meu Umbuzeiro Sagrado."

Jessier Quirino

Resumo:

A partir da constatação de que há uma escassez generalizada de trabalhos sobre serviços ecossistêmicos em regiões do semiárido brasileiro nas quais há o predomínio do bioma Caatinga, este trabalho tem por objetivo valorar os serviços ecossistêmicos do território Bacia do Jacuípe, localizado no sertão do estado da Bahia. A análise segue a metodologia de valoração de Costanza *et al.* (1997) e apresenta a dinâmica dos valores dos serviços ecossistêmicos ofertados pela região entre os anos 2000 e 2012. Os resultados indicam que entre os dois anos analisados houve um avanço das áreas de pastagem ao mesmo tempo em que houve uma queda da área com cobertura vegetal (Caatinga). Essa dinâmica resultou em uma queda de cerca de 20,98% no valor dos serviços ecossistêmicos prestados pela região.

Palavras-chave: serviços ecossistêmicos, valoração, biodiversidade, território Bacia do Jacuípe, sub-bacia.

Abstract:

Considering that there is a lack of studies on ecosystem services in the Brazilian semi-arid regions where there is a predominance of the Caatinga biome, this paper is aimed at valuing the ecosystem services in the *Bacia do Jacuípe* territory, which is located in the state of Bahia. The analysis follows the Costanza *et al.* (1997) valuation's methodology and show the dynamic of the of ecosystem services values provided by the region between 2000 and 2012. The results indicate that between the two years there has been an increasing in the areas of pastures while there was a decline in the vegetated area (Caatinga). This dynamic resulted in a decrease of approximately 20.98% in the ecosystem services values provided by the region.

Keywords: ecosystem services, valuation, biodiversity, Bacia do Jacuípe territory, subwatershed.

Classificação JEL: Q 51; Q 57.

¹ Conselheiro Consultivo do Grupo Ambientalista da Bahia. Contato: jucaulhoa@gmail.com

² Universidade Federal de Uberlândia. Contato: caixetaandrade@ie.ufu.br

³ Instituto de Pesquisas Ecológicas. Contato: aleuezu@ipe.org.br

⁴ Universidade Católica do Salvador. Contato: cristinagrupodsn@yahoo.com.br

Artigo recebido em maio de 2014 e aprovado em outubro de 2015.

1. Introdução

Em termos de preocupações globais, consolidou-se como tema de relevância internacional o desafio representado pela conservação ambiental. Conformou-se, inclusive, um novo valor para a sociedade neste século XXI, representado pelo conceito de desenvolvimento sustentável e a noção de sustentabilidade ambiental (BRUNDTLAND, 1987; DALY, 1990; VEIGA, 2005; VEIGA, 2010; ROMEIRO, 2012).

Embora seja intuitiva a ideia de que o sistema econômico depende integralmente do meio ambiente e seus recursos, a teoria econômica convencional não enfatiza o estudo das relações entre estas duas esferas. Existe, é fato, a chamada economia do meio ambiente, cuja ramificação mais influente (economia ambiental neoclássica) é derivada diretamente da economia neoclássica, apresentando, portanto, as suas limitações (AMAZONAS, 2002; MUELLER, 2007)⁵.

A teoria econômica convencional tende a negligenciar os obstáculos oferecidos pela escassez ecológica devido à crença de que poderá haver substituição infinita de capital natural por capital produzido (máquinas e invenções humanas em geral) sustentada por um progresso técnico praticamente inesgotável (SOLOW, 1974). Todavia, esse argumento de substituíbilidade quase perfeita entre natureza e bens econômicos é bastante frágil e possui pouco suporte lógico (COSTANZA & DALY, 1992), principalmente quando se considera a categoria intangível do capital natural, qual seja, os serviços ecossistêmicos.

Segundo Andrade (2013), os serviços ecossistêmicos são a interface básica entre o capital natural e o bem-estar humano. São os benefícios diretos e indiretos fornecidos pelos ecossistemas e que suportam o bem-estar humano, representando, pois, as condições mínimas de vida para as espécies humanas e não humanas (DAILY, 1997, COSTANZA *et al.*, 1997 e MEA, 2005). A regulação de água e do clima, o controle da erosão, a proteção contra distúrbios, prazeres estéticos, etc., são alguns exemplos de serviços prestados pelos ecossistemas.

Para Costanza (2011), a grande contribuição trazida pelo reconhecimento da importância dos serviços ecossistêmicos é a mudança de tratamento da relação entre homem e natureza, passando-se a considerar apropriadamente a dependência humana em relação aos ecossistemas e enfatizando-se os ativos do capital natural como elementos-chave para a

⁵ A economia do meio ambiente é composta por duas correntes principais: uma “ortodoxa”, chamada de economia ambiental neoclássica (*environmental economics*) e outra “heterodoxa”, conhecida como economia ecológica (*ecological economics*). Ver Van den Bergh (2000) e Andrade (2008) para um exame mais detalhado sobre as diferenças teóricas e metodológicas entre estas duas abordagens.

continuidade da vida na Terra. A biodiversidade pode ser considerada como o elemento estruturante principal para a geração dos serviços ecossistêmicos (NAEEM *et al.*, 1999).

A grande problemática atual é que a espécie humana está dilapidando seu patrimônio natural a um ritmo sem precedentes (MCNEIL, 2000), o que contribui para uma aproximação perigosa das chamadas “fronteiras planetárias” (ROCKSTRÖM *et al.*, 2009). Análises globais como a Avaliação Ecológica do Milênio e o “*The Economics of Ecosystem and Biodiversity Study*” (MEA, 2005; SUKHDEV, 2008) apontam para uma trajetória de degradação dos ecossistemas terrestres, reduzindo os benefícios derivados para o bem-estar humano e colocando em risco a própria sustentabilidade do sistema econômico e bem-estar das gerações futuras. A crescente perda de diversidade biológica, associada ao não reconhecimento das contribuições dos ecossistemas para as atividades humanas, são as principais causas desse estado.

No âmbito da teoria econômica, uma das ferramentas desenvolvidas para enfrentar o problema da gestão do capital natural é a valoração ambiental (MOTTA, 1998; MAIA *et al.*, 2004). Com efeito, a valoração vem sendo crescentemente utilizada como parâmetro informacional para a elaboração de políticas ambientais que tem por objetivo a gestão prudente e eficiente do capital natural.

Em se tratando dos serviços ecossistêmicos, a valoração tem por objetivo a atribuição de valores econômicos aos benefícios dos ecossistemas por meio de técnicas baseadas majoritariamente na teoria microeconômica neoclássica. Muito embora existam na literatura críticas a este tipo de exercício (ANDRADE, 2013), sua aplicação tem se tornado uma prática corrente, pois fornece informações úteis sobre a importância dos serviços ecossistêmicos e sua contribuição para as atividades econômicas e bem-estar humano. Além de parâmetro para subsidiar tomada de decisões envolvendo o uso do capital natural, os resultados do exercício valorativo podem ter efeitos pedagógicos sobre *stakeholders* que podem influenciar sua oferta e demanda.

A epígrafe que inicia este artigo apresenta de maneira poética a relevância dos serviços ecossistêmicos para as populações, principalmente aquelas mais frágeis do ponto de vista socioeconômico. Este é o caso, por exemplo, da região abrangida pelo conhecido Sertão Nordestino, onde se pode perceber uma ligação intensa entre bem-estar humano e serviços ecossistêmicos, evidenciando o papel crucial dos ecossistemas e da biodiversidade como base de suporte destas sociedades.

A partir da constatação de que há uma escassez generalizada de trabalhos sobre serviços ecossistêmicos em regiões do semiárido brasileiro nas quais há o predomínio do

bioma Caatinga, este trabalho tem por objetivo valorar os serviços ecossistêmicos do território Bacia do Jacuípe, localizado no sertão do estado da Bahia. A análise segue a metodologia de valoração de Costanza *et al.* (1997) e apresenta a dinâmica dos valores dos serviços ecossistêmicos ofertados pela região entre os anos 2000 e 2012.

Além desta introdução, o artigo contém mais quatro seções, incluindo as considerações finais. Na segunda, apresenta-se uma breve descrição do território Bacia do Jacuípe. Em seguida, são discutidos os principais pressupostos teóricos e metodológicos da valoração de serviços ecossistêmicos. A quarta seção apresenta e discute os resultados obtidos por meio da valoração dos serviços ecossistêmicos prestados por uma sub-bacia hidrográfica representativa do território. Espera-se que o exercício desenvolvido neste trabalho possa ser utilizado como insumo no processo de elaboração de estratégias para o desenvolvimento local do território. Especificamente, os resultados deste trabalho serão disponibilizados a iniciativas como o Projeto Adapta Sertão⁶, cujo foco principal é a sustentabilidade ecológica e socioeconômica das atividades desenvolvidas no semiárido brasileiro, além de poder subsidiar o planejamento ambiental e desenvolvimento territorial do Estado da Bahia.

2. O território Bacia do Jacuípe

Estudos do Ministério do Meio Ambiente (MMA) apontam que todos os biomas brasileiros foram e estão sendo fortemente impactados. Atualmente, há uma perda de cobertura vegetal nativa da ordem de 12,5% no bioma Amazônia, 13% no Pantanal, 40% no Cerrado, 36% na Caatinga, 71% na Mata Atlântica e 49% nos Pampas (BRASIL, 2007). Estima-se que 51,7% do bioma Caatinga já foram modificados por ações antrópicas, o que, provavelmente, tem levado seus ecossistemas a apresentarem altas taxas de degradação.

Apesar de perturbadoras intervenções por atividades antropogênicas, já foram identificadas pela Conservação Internacional (CI) 82 áreas prioritárias para conservação da biodiversidade da Caatinga (TAMBARELLI & SILVA, 2008). Segundo informações

⁶ O Projeto Adapta Sertão está sendo desenvolvido desde 2006 no território Bacia do Jacuípe. Tem como proponente a Organização da Sociedade Civil a Rede de Desenvolvimento Humano (REDEH) (www.redeh.org.br) e parceiros locais como a Cooperativa Ser do Sertão e a Rede Pintadas. O projeto está sendo desenvolvido diretamente nos municípios de Baixa Grande, Pintadas e Quixabeira. O objetivo é implantar e monitorar com os agricultores familiares um modelo de adaptação à mudança climática e viabilizar a agricultura de pequena escala baseado em tecnologias de irrigação, microfinanciamentos, capacitação técnica e administrativa e acesso ao mercado, que, dessa forma, venha a contribuir com a segurança alimentar, a redução da pobreza, a sustentabilidade da caatinga e convivência com o semiárido. O projeto segue captando recurso para expansão aos 14 municípios do território. Maiores detalhes sobre o projeto podem ser acessados no seu sítio eletrônico: <http://www.adaptasertao.net/>.

publicadas em 2012 pela Associação Caatinga, no seu sítio virtual, a Caatinga é o bioma menos protegido dentre todos os biomas brasileiros: apenas 7,8% dessa região estão protegidos por unidades de conservação (UC's), das quais 1,3% são áreas de proteção integral; número baixo para um país signatário da Convenção da Diversidade Biológica⁷. Esses dados apontam para a necessidade de maiores esforços de conservação no âmbito da Caatinga e para a sua inclusão no conjunto de prioridades de ações políticas no Brasil.

Com base nas informações disponíveis pelo Instituto Chico Mendes (ICMBio), atualmente existem 24 UC's federais, sendo 13 de proteção integral e 11 de uso sustentável, que somadas ocupam 37.098,67 Km². Há também unidades de conservação estaduais e Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN). Estas últimas são oriundas da conservação voluntária que parte de alguns proprietários de terras.

Localizado em área de abrangência da Caatinga, o território Bacia do Jacuípe (Figura 1) está encravado no semiárido nordestino, na região central do estado da Bahia. Segundo dados do censo do IBGE (2010a), o território tem 10.954 Km² de extensão territorial e é formado por 14 (quatorze) municípios⁸. É entrecortado por duas importantes rodovias – a BR 324 e BA 092 –, constituindo-se de um mosaico de sub-bacias e bacias hidrográficas, além de recursos naturais característicos do bioma Caatinga, tais como: a multiplicidade de comunidades de vegetais, cactáceos, bromeliáceas e umbuzeiros (plantas que acumulam água em seus tecidos) e lajedos, bem como a predominância de arbustos e arvoretas na paisagem (CODES, 2010; SEI, 2011). O mandacaru, cactáceo resistente a períodos de estiagem prolongada, a vitalidade do rio do Peixe, a presença da algaroba em pastos da região e a coleta de água em açudes usando-se o jegue como transporte revelam a vida desse lugar.

O território foi constituído em 2004 com a formação do Colegiado Regional de Desenvolvimento Territorial Rural Sustentável (CODES), que é um instrumento de gestão territorial definido pelo Programa Nacional de Desenvolvimento Sustentável de Territórios Rurais, cuja definição está baseada na concepção de colegiado como um espaço de governança e mobilização dos poderes públicos municipais, das organizações da sociedade civil, dos empreendimentos locais, dos movimentos sociais de base, das lideranças e sujeitos sociais, entre outros.

A partir de um processo organizativo intenso de participação política, gestão participativa e fortalecimento das organizações locais no território, desde 2002 as lideranças

⁷ Ver o sítio eletrônico da Associação Caatinga (<http://www.acaatinga.org.br/>), acessado em outubro de 2012.

⁸ Baixa Grande, Capela do Alto Alegre, Gavião, Ipirá, Mairi, Nova Fátima, Pé de Serra, Pintadas, Quixabeira, Riachão do Jacuípe, São José do Jacuípe, Serra Preta, Várzea da Roça e Várzea do Poço.

sociais e políticas e diversas instituições vêm se organizando na perspectiva da afirmação de um *modus vivendi* rural e resgate das suas tradições culturais. O território passou a valorizar o desenvolvimento de tecnologias sociais como, por exemplo, o uso de cisternas rurais⁹; irrigação por gotejamento e organoponia¹⁰; as rádios comunitárias; e iniciativas de educação do campo contextualizada em alguns municípios (SEI, 2011).

Figura 1 – Localização do território Bacia do Jacuípe no estado da Bahia.

Localização do Território



Como documento balizador e norteador das políticas públicas e principais programas e ações de desenvolvimento territorial, o território elaborou, em 2010, o seu Plano Territorial de Desenvolvimento Sustentável (PTDS), etapa prevista no Programa Nacional de Desenvolvimento Sustentável de Territórios Rurais, sendo um documento que define as previsões orçamentárias do território a serem encaminhadas ao Plano Plurianual do estado. A iniciativa do CODES do território Bacia do Jacuípe foi realizar um diagnóstico da realidade socioeconômica e um levantamento das principais demandas na época, cuja dinâmica de gestão estava estruturada em Grupos de Trabalho (GT) de Educação, Mulheres, Agricultura,

⁹Sobre cisternas rurais, recomenda-se o sítio eletrônico da Articulação do Semiárido Brasileiro (ASA): <http://www.asabrasil.org.br/portal/Default.asp>.

¹⁰ A organoponia é a variante orgânica da hidroponia, ou seja, a tecnologia de cultivar plantas sem solo, onde as raízes recebem nutrientes por uma solução nutritiva completa e balanceada que contém todos os sais essenciais para o desenvolvimento da planta. As raízes podem estar suspensas em meio líquido ou crescer sendo apoiadas em substrato de inertes como casca de arroz e resíduos de sisal.

Esporte e Lazer, Assistência Social, Cultura e Comunicação, transformando-se na estrutura atual da gestão do território.

Segundo o último censo demográfico (IBGE, 2010a), o território tem uma população de 233.682 habitantes, densidade demográfica baixa, com números entre 12,33 a 42,27 habitantes/Km². No que diz respeito à presença ou não da agricultura familiar (BRASIL, 2006), os números do censo agropecuário de 2005/2006 (IBGE, 2006) indicam o território Bacia do Jacuípe com 27.344 estabelecimentos rurais, dos quais 88,46% (24.190) são classificados como de agricultura familiar e 11,53% (3.154) de não agricultura familiar, ocupando uma área de 414.475 hectares e 411.084 hectares, respectivamente. A diferença de estabelecimentos da agricultura familiar é expressiva diante do número de estabelecimentos da agricultura não familiar (21.036 estabelecimentos), embora ambos ocupem quase a mesma área em termos de hectares.

Segundo dados de 2010, a média do Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDH-M) para os municípios do território (PNUD, 2013) foi de 0,581, contra uma média de 0,660 para o estado da Bahia (e também para a região Nordeste¹¹) e 0,727 para o Brasil. O somatório em 2010 do Produto Interno Bruto (PIB) municipal do território foi de aproximadamente R\$ 451,5 milhões¹², o que correspondeu a apenas 0,66% do PIB da Bahia neste ano.

Pode-se afirmar que esse território tem uma dinâmica de reprodução social e econômica essencialmente baseada na agricultura familiar, configurando dessa forma o mundo rural aí estabelecido, predominantemente, como lugar de trabalho e vida (WANDERLEY, 2000). O tipo predominante de atividade econômica, por sua vez, tem uma estrutura familiar de produção com pouca terra e produz alimento de forma diversificada, o que se faz pensar que o *locus* seja ideal para a conservação da biodiversidade na agricultura, pois esta opera em pequenas escalas de produção agrícola e valoriza os conhecimentos locais e empíricos dos agricultores em torno da agroecologia. Presume-se, portanto, que o modo de produção ali estabelecido favoreça o respeito à natureza, além de sugerir um forte componente social, uma vez que auxilia na redução de insumo e preservação das condições naturais de produção (DÓREA, 2012). A valoração de serviços ecossistêmicos proposta neste trabalho tem como objetivo validar ou não esta afirmação, apresentando a sustentabilidade ecológica das decisões com relação ao uso da terra dentro do território.

¹¹ A média do IDH-M para a região Nordeste inclui todo o estado do Maranhão.

¹² PIB em valores constantes de 2000 (IPEADATA, 2013a).

Segundo os dados da Produtividade Agrícola Municipal (IBGE, 2010b), em 2010 o território Bacia do Jacuípe apresentou uma produção diversificada no que tange à agricultura e pecuária, com a presença de culturas frutíferas, raízes, leguminosas, legumes e sisal, além de apicultura, criação de bovinos, caprinos, ovinos e vacas para ordenhas.

Em termos de cobertura vegetal, o território apresenta formações de Caatinga e regiões localizadas de transição para floresta estacional. Pode-se afirmar que a paisagem é totalmente fragmentada, com manchas pequenas de vegetação natural ou plantada e disposição espacial com alto grau de isolamento. A condição fragmentada do território remete a uma história de ocupação que é reflexo dos modelos "modernos" ou mecanizados da agricultura e, sobretudo, da pecuária, levando a efeitos negativos à biodiversidade, como a redução da heterogeneidade dos habitats ou mesmo sua perda, redução da diversidade biológica e riqueza de espécies, análise que corrobora com as pesquisas e pensamentos de vários cientistas (FORMAN, 1995, METZGER, 1999, TEIXEIRA, 2005, FINSCHER e LINDENMAYER, 2007 e LANG & BLASCHKE, 2009; UEZU & METZGER, 2011).

Os processos de degradação dos ecossistemas de uma determinada região certamente têm impactos negativos na provisão de serviços ecossistêmicos. Embora ainda se tenha uma compreensão limitada dos processos subjacentes às funções ecossistêmicas, o fato é que regiões fragmentadas e menos biodiversas tendem a oferecer menos benefícios (GONZALEZ *et al.*, 2009).

3. Valoração de serviços ecossistêmicos: pressupostos teóricos e metodológicos¹³

Enquanto uma das ferramentas para auxiliar na proteção do capital natural, existe um relativo consenso sobre a necessidade da valoração dos serviços fornecidos pela natureza, estando a controvérsia limitada a franjas mais radicais de ecólogos. Isso se deve ao reconhecimento da existência de “valores” associados aos benefícios oriundos dos processos naturais subjacentes à dinâmica ecossistêmica e ao fato de que o ser humano se depara diariamente com *trade-offs*, os quais levam à necessidade de se fazer escolhas e, ao final, à necessidade de atribuição de valores (BARBIER & HEAL, 2006; COSTANZA *et al.*, 1998; HERENDEEN, 1998; AMAZONAS, 2009). Daly (1998) coloca ainda que, para evitar o fenômeno do crescimento antieconômico, é preciso conhecer se o valor dos serviços do capital natural sacrificados como resultado da expansão humana é maior que os serviços

¹³ Baseado em Andrade (2013).

obtidos com o capital produzido pelo homem, justificando, assim, a valoração dos serviços prestados pelo capital natural.

A valoração se mostra como um importante instrumento para a preservação ambiental e para o reconhecimento/aceitação da dependência humana em relação aos fluxos de serviços ecossistêmicos e da necessidade de se preservá-los, tendo como orientação básica o uso sustentável dos mesmos (CUNHA, 2008). Em outras palavras, ela tem se tornado uma maneira efetiva para a compreensão dos benefícios gerados pelos ecossistemas (GUO *et al.*, 2001). Para fins de políticas que têm por objetivo enfrentar os *trade-offs* associados ao uso dos recursos naturais, é preciso, em última instância, conhecer de que maneira mudanças nos fluxos de serviços ecossistêmicos impactam o potencial humano em atingir seus objetivos finais relativos às suas necessidades (materiais ou não).

Recentemente, o interesse pela valoração dos serviços ecossistêmicos tem aumentado consideravelmente. Independente do prisma teórico utilizado, grande parte dos esforços envidados pela parte da ciência econômica que se preocupa com os ecossistemas e seus serviços tem se direcionado para a atribuição de valores econômicos relativos aos serviços ecossistêmicos. Todavia, há que se reconhecer uma predominância estrita da utilização do instrumental neoclássico em estudos de valoração econômica dos serviços ecossistêmicos. Isso se deve, principalmente, ao fato de que correntes heterodoxas – como a economia ecológica – ainda pouco contribuíram para essa temática (AMAZONAS, 2009), muito embora este tópico esteja no centro de suas agendas de pesquisas.

Pode-se dizer que os valores ambientais percebidos pela sociedade fazem parte de uma estrutura valorativa mais ampla, uma vez que a sociedade não considera apenas os valores estritamente econômicos ligados a determinados fluxos de serviços ecossistêmicos. Por valor, entende-se um conjunto mais amplo de “valores humanos historicamente determinados que regem e estruturam as relações de dada sociedade” (AMAZONAS, 2009, p. 185). Alguns desses valores estão relacionados aos circuitos de mercados e de trocas – dando a ideia de valores econômicos – e outros estão ligados a ideias de ordem moral e ética (valor à vida, aos direitos humanos, à solidariedade), sendo conhecidos como valores não econômicos. Uma perspectiva mais ampla de valor divide-se, pois, em valores econômicos e não econômicos.

Em sentido corrente, valor alude à magnitude pela qual um determinado bem ou serviço contribui para um determinado objetivo pré-estabelecido (BINGHAM *et al.*, 1995; BOCKSTAEL *et al.*, 2000; COSTANZA, 2000). Intuitivamente, por exemplo, pode-se dizer que um quilo de maçãs é valioso exatamente porque esse bem pode servir ao objetivo de

saciar a fome de um indivíduo. Logo, se os serviços ecossistêmicos contribuem para o objetivo maior de manutenção das condições de vida, seus valores são positivos.

Costanza (2003) afirma que, além do tradicional objetivo da eficiência econômica, é preciso incorporar um conjunto mais amplo de objetivos na valoração dos serviços ecossistêmicos. Isso porque se considera que a valoração dos serviços ecossistêmicos baseada apenas no objetivo de eficiência econômica, cuja expressão é a maximização da utilidade individual, não necessariamente conduz à sustentabilidade ecológica e justiça social (BISHOP, 1993).

Embora a ciência econômica há muito se preocupe com a ideia de valor, estes são comumente expressos por preços, os quais não refletem a ideia de importância. Haja vista, por exemplo, o clássico paradoxo entre a água e o diamante. Dentro da teoria neoclássica, a qual se baseia na teoria do valor subjetivo, preços de mercado são aqueles que igualam a quantidade ofertada e demandada, refletindo o valor atribuído a determinado bem pelo seu comprador marginal (HEAL, 2000). Entretanto, em se tratando de sistemas complexos, como os ecossistemas, cujo funcionamento não é totalmente compreendido, a valoração marginal torna-se inapropriada (FARLEY, 2008a, 2008b), visto que pequenas mudanças ou intervenções em um ecossistema podem levar a mudanças não marginais que, em alguns casos, podem significar ruptura dos processos que geram os serviços ecossistêmicos. Além disso, o processo de valoração sempre será envolto de incertezas e inevitavelmente envolverá certo grau de subjetivismo e avaliações normativas por parte de quem define o problema de valoração.

O valor de todo estoque de capital é dado pelo valor presente dos fluxos de renda futura por ele gerados. Considerando que os ecossistemas são estoques de capital natural, tem-se que seu valor também é definido pelo valor presente descontado dos fluxos de renda (natural) futura providos, sendo que, no caso dos ecossistemas, tais fluxos equivalem aos serviços ecossistêmicos (DAILY *et al.*, 2000; BOCKSTAEL *et al.*, 2000). O exercício de valorar os ecossistemas (ou o capital natural) significa, portanto, captar o valor dos serviços por ele gerados.

Ainda conforme Azqueta & Sotelsek (2007), obter o valor de capital de uma dada área natural é uma tarefa complexa, devido à natureza sistêmica do capital natural. O exercício deve ir além do somatório do valor presente dos fluxos de serviços de ativos presentes dentro do conjunto de todo capital natural. Isso se deve, principalmente, a pelo menos dois problemas que tornam o processo de valoração mais complexo: i) substituibilidade, pois alguns ativos podem ou não ter substitutos disponíveis dentro da área em consideração, sendo

que o mais provável é a não existência de substitutos; ii) o problema das inter-relações entre os diversos componentes do capital natural.

Este último problema é de fundamental importância para as questões de valoração. Alguns serviços ecossistêmicos apenas estão disponíveis na presença de outros ativos do capital natural. Isso corrobora a tese de que o processo de degradação do capital natural conduz, de um lado, à perda de ativos naturais e, de outro, ao comprometimento de algumas funções ecossistêmicas. Isso significa que a valoração dos serviços ecossistêmicos não deve prescindir da tentativa de compreensão e interdependência dos componentes do capital natural, o que pressupõe a consideração sobre a dinâmica dos processos ecológicos subjacentes ao capital natural.

4. Valoração de serviços ecossistêmicos no território Bacia do Jacuípe

Numa tentativa de reunir os resultados encontrados por uma grande quantidade dispersa de estudos de valoração dos serviços ecossistêmicos nos diversos biomas do planeta, Costanza *et al.* (1997) estimaram o valor anual dos fluxos globais de 17 serviços em 16 tipos de ecossistemas. Os resultados mostram que o capital natural da Terra rende, anualmente, um fluxo médio estimado de US\$ 33 trilhões (preços de 1994) por ano¹⁴, cerca de 1,3 vez superior ao produto bruto mundial (US\$ 25 trilhões¹⁵).

No ano de 1998, como resultado da intensificação das discussões sobre valoração de serviços ecossistêmicos, decorrência direta do estudo de Costanza e seus co-autores, o periódico *Ecological Economics* publicou uma seção especial especificamente dedicada ao tema¹⁶, com contribuições de estudiosos da valoração ambiental. Isso mostra a grande influência deste estudo e o seu grande impacto nas pesquisas da área. Embora muitos especialistas apontem para suas limitações metodológicas (vide, por exemplo, alguns estudos do número especial indicado), o fato é que o estudo de Costanza e colaboradores pode ser considerado um marco para as pesquisas nesta área. Desde então, vários pesquisadores se dedicaram à tarefa de estimar em termos monetários os benefícios globais dos serviços ecossistêmicos. É o caso do estudo realizado por De Groot *et al.* (2012), cujos resultados

¹⁴ Valor referente à média dos fluxos. O intervalo encontrado pelos autores é de US\$ 16 a US\$ 54 trilhões por ano (preços de 1994). O valor médio dos fluxos globais de serviços ecossistêmicos é considerado uma estimativa conservadora pelos autores, dada a natureza das incertezas envolvidas.

¹⁵ Em artigo publicado no ano seguinte (Costanza *et al.*, 1998), os mesmos autores reconhecem o erro de usarem uma subestimativa para o produto mundial, cujo valor correto para o ano de 1994 (ano base da análise) é US\$ 25 trilhões, e não US\$ 18 trilhões, como publicado originalmente.

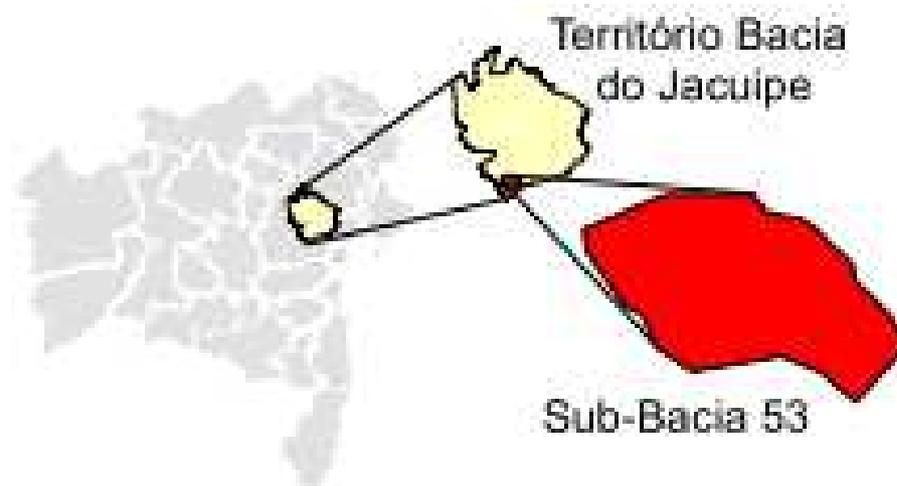
¹⁶ *Ecological Economics*, volume 25, número 1, páginas 1-142 (abril de 1998).

apontam para valores no intervalo de US\$ 491 (em dólar internacional de 2007) para o hectare de mar aberto a US\$ 352.915 para o hectare de recifes de corais¹⁷.

Seguindo estratégias de valoração usadas por Kreuter *et al.* (2001), Zhao *et al.* (2004), Wang *et al.* (2006), Li *et al.* (2007), Hu *et al.* (2008) e Andrade *et al.* (2012), este trabalho utiliza as estimativas calculadas por Costanza *et al.* (1997) para os serviços ecossistêmicos em dois dos principais usos da terra observados nos anos de 2000 e 2012 na sub-bacia 53 do território Bacia do Jacuípe¹⁸ (Tabela 1). A figura 2 apresenta a localização da sub-bacia utilizada dentro do território Bacia do Jacuípe.

Verificou-se, após leitura interpretativa dos dados representados nos mapa de usos da terra de 2000 do território, a ocorrência de fragmentos de Caatinga arbórea e ou arbustiva densa e aberta intercaladas com agropecuária, além de fragmentos naturais ou descaracterizados de floresta estacional decidual, também intercalados com agropecuária. Além das características da vegetação, os usos da terra são definidos também na presença de pastagem natural ou plantada associada à policultura de subsistência e à vegetação natural, usos predominantes encontrados nesse mapa do território.

Figura 2 – Localização da sub-bacia 53 no território Bacia do Jacuípe e no estado da Bahia



¹⁷ Para os serviços ecossistêmicos prestados por outros biomas os valores também se situaram neste mesmo intervalo.

¹⁸ Para obter o mapa de usos da terra de 2000 da sub-bacia hidrográfica 53 foram utilizados dados de uso da terra obtidos por meio de vetorização do mapa “Atual Uso das Terras da Bacia do Rio Paraguaçu e Sub-Bacias do Rio Jaguaripe e Jequiça – 2000”, publicado na Série de Estudos e Pesquisa da Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia (SEI) do ano de 2000. Já o mapa de uso da terra referente ao ano 2012 para a mesma sub-bacia, os dados foram obtidos por pesquisa de campo na região.

Observa-se no período analisado (2000-2012) uma redução de quase 27% na área de vegetação natural da sub-bacia 53. Ao mesmo tempo, houve um aumento expressivo de áreas de pastagens (também ~27%). Essa expansão do uso de pastagem pode ser explicada pelo cenário atual da realidade ambiental, socioeconômica e cultural da região. A história desse território e, conseqüentemente, da sub-bacia hidrográfica estudada neste trabalho é marcada pela redução de vegetação da Caatinga e um movimento de substituição de culturas agrícolas por pecuária. Estes dados corroboram a discussão em torno da perda de biodiversidade no território Bacia do Jacuípe, algo presente ao longo do seu processo histórico de ocupação. Por não haver dados consistentes e representados espacialmente nos mapas na SEI, adotou-se apenas pastagem e Caatinga como usos do solo. Cabe destacar que embora o trabalho compreenda apenas usos referentes à pastagem e densidade de vegetação, o mapeamento socioambiental do território Bacia do Jacuípe¹⁹, realizado em 2012 por Cunha (2012) e representantes do território, demonstrou que há produção agrícola diversificada no território e conseqüentemente na sub-bacia aqui representada.

Tabela 1 – Uso das terras na sub-bacia 53 do território Bacia do Jacuípe nos anos de 2000 e 2012 (em hectares).

Categoria	2000		2012	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Agricultura e Pastagem	8.042,60	49,82	10.210,64	63,25
Pastagem	8.042,60	49,82	10.210,64	63,25
Vegetação Natural	8.100,67	50,18	5.932,63	36,75
Caatinga (densa e aberta)	8.100,67	50,18	5.932,63	
TOTAL	16.143,27	100,00	16.143,27	100,00

Fonte: Elaborado pelo autor com base na pesquisa 2011-2012.

De maneira resumida, afirma-se que este trabalho está fundamentado em duas escalas: território Bacia do Jacuípe e sub-bacia hidrográfica de abrangência do Território. Na escala mais ampla, procurou-se sistematizar e interpretar a realidade socioambiental e a dinâmica

¹⁹Mapeamento socioambiental do território Bacia do Jacuípe, realizado em 2012, buscou-se criar um campo socioambiental, contextualizar o mundo rural e valorizar as territorialidades expressas em cada sujeito social desse território, nas representações e institucionalidades, nos dados e informações ambientais e econômicas, além de idealizar um sujeito ecológico que evidencie o processo de transformação das relações entre sociedade e natureza, vislumbrando um Desenvolvimento Territorial capaz de garantir a conservação da biodiversidade. A cartografia social (produzida em observação participante) foi o recurso teórico-metodológico adotado para contextualizar a dinâmica territorial e subsidiar os encontros e os momentos de levantamento de informações e construção do mapeamento em observação participante. Ver mais em Cunha (2012).

territorial. E na sub-bacia 53 (sub-bacia selecionada por apresentar maior densidade de vegetação), iniciou-se a atualização dos usos da terra para aplicar o exercício ilustrativo de Valoração dos Serviços Ecossistêmicos, objeto central do artigo.

No que tange aos aspectos legais, a legislação ambiental brasileira²⁰ determina que existam

"três tipos de uso/cobertura dos solos: Áreas de Preservação Permanente (APP), áreas que devem ser mantidas intactas para proteger os serviços ecossistêmicos, de acordo com determinação do IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis); Reserva Legal (RL), determina que cada propriedade agrícola deve manter uma proporção de sua área para uso sustentável; outras áreas, com diferentes tipos de uso, os quais devem usar sistemas de produção de conservação" (ANDRADE *et al.*, 2012: p. 60).

Certamente, o custo de oportunidade incorrido pelos produtores é o principal motivo pelo qual a legislação ambiental brasileira não tem sido totalmente cumprida. No que tange ao bioma Caatinga, todos os estabelecimentos agrícolas devem manter uma proporção de 20% de cobertura de floresta natural em relação à área da propriedade.

Embora os dois tipos de uso trabalhados na sub-bacia objeto de estudo não correspondam exatamente às categorias presentes na tabela 4 de Costanza *et al.* (1997), os biomas mais representativos foram utilizados como *proxy* para o valor de cada categoria de cobertura do solo. Para a pastagem, utilizou-se a categoria equivalente de *grass/rangelands*, cujo coeficiente foi de US\$ 244,00.ha⁻¹.ano⁻¹. Já para o uso de Caatinga (densa e aberta), a categoria utilizada foi *tropical forests*, cujo coeficiente é de US\$ 2.008,00.ha⁻¹.ano⁻¹²¹.

Percebe-se que as categorias associadas à vegetação natural geram um maior valor agregado de serviços ecossistêmicos. Os benefícios gerados por bacias hidrográficas florestadas podem ser evidenciados pelos resultados do estudo realizado por Ernst (2004). Este autor analisou 27 regiões americanas fornecedoras de água e concluiu que os custos de tratamento em bacias com pelo menos 60% de suas áreas cobertas por florestas foram metade dos mesmos custos verificados em bacias com 30% de florestas, e um terço do custo identificado em bacias com 10% de áreas florestadas.

Dados os coeficientes dos serviços ecossistêmicos por categoria de uso, seu valor total na sub-bacia 53 do território Bacia do Jacuípe para os anos de 2000 e 2012 foi obtido por meio da seguinte equação:

²⁰ Neste trabalho, todas as referências à legislação ambiental brasileira estão referenciadas no Código Florestal de 1965 (BRASIL, 1965), não incorporando, portanto, as discussões e alterações recentes em tal legislação (ano de 2012).

²¹ Os valores dos coeficientes são dados em dólares de 1994 e correspondem ao valor agregado dos serviços ecossistêmicos gerados pela respectiva categoria de uso do solo, dadas as informações disponíveis (Tabela 2 de Costanza *et al.*, 1997, p. 256).

$$VSE_{total} = \sum(A_k * VC_k) \quad (1)$$

Em que:

VSE_{total} = valor total dos serviços ecossistêmicos (em US\$)²²;

A_k = área total da categoria de uso do solo k (em ha);

VC_k = coeficiente de valor do serviço ecossistêmico para categoria de uso k (em US\$.ha⁻¹.a⁻¹).

A variação no valor dos serviços ecossistêmicos foi dada pela diferença entre os valores estimados para cada categoria de uso nos anos de 2012 e 2000. Isto é,

$\Delta VSE_{absk} = VSE_{2012k} - VSE_{2000k}$ e $\Delta VSE_{relk} = \left(\frac{VSE_{2012k}}{VSE_{2000k}} - 1 \right) * 100$, em que ΔVSE_{absk} e

ΔVSE_{relk} são, respectivamente, a variação absoluta no valor dos serviços ecossistêmicos providos pela categoria de uso do solo k (em dólares) e a variação relativa (%).

Obteve-se também o valor agregado dos 17 serviços ecossistêmicos listados por Costanza *et al.* (1997), os quais forneceram estimativas monetárias individuais por tipo de cobertura do solo. A equação utilizada para este cálculo é a seguinte:

$$VSE_f = \sum(A_k * VC_{fk}) \quad (2)$$

Em que:

VSE_f = valor estimado do serviço ecossistêmico f (em dólares);

A_k = área da categoria de uso do solo k (em ha);

VC_{fk} = coeficiente para o serviço ecossistêmico f na categoria k (em US\$.ha⁻¹.a⁻¹).

Antes de serem apresentadas as estimativas de variação nos valores dos serviços ecossistêmicos prestados, é importante notar que os coeficientes de valores são estáticos, o que indica que a suposição implícita é que as variações nos valores totais dos serviços ecossistêmicos foram resultantes de variações nos fluxos “físicos” de serviços ecossistêmicos gerados por categoria de uso do solo. Embora tais variações sejam desconhecidas, certamente a relação entre as variações das áreas das diversas categorias de uso do solo e variações dos fluxos de serviços ecossistêmicos não é linear. A falta de informações sobre a quantidade

²² Esse valor estimado engloba todos os 17 serviços ecossistêmicos considerados por Costanza *et al.* (1997).

física de serviços gerados por cobertura do solo configura-se como uma séria lacuna para estudos de valoração/avaliação dos serviços ecossistêmicos²³.

Segue abaixo a tabela 2 na qual são apresentadas as estimativas para os anos de 2000 e 2012 dos valores totais dos serviços ecossistêmicos de uso do solo prestados pela sub-bacia 53 do território bacia do Jacuípe.

As estimativas apontam para uma perda líquida de aproximadamente 20,98% no valor dos serviços ecossistêmicos em toda a sub-bacia 53 do território Bacia do Jacuípe, o que em termos absolutos foi igual a cerca de US\$ 3,82 milhões no período analisado (12 anos). O coeficiente de contribuição da variação mostra que a perda de Caatinga foi o fator que mais contribuiu para a perda de valor dos serviços ecossistêmicos gerados pela sub-bacia. Isto é, a redução da área de Caatinga foi decisiva para a perda de valores dos serviços ecossistêmicos. Esse resultado era previsto, já que esta categoria do solo gera maiores valores.

Tabela 2 – Estimativa do valor total dos serviços ecossistêmicos providos pela sub-bacia 53 do território bacia do Jacuípe por categoria de uso do solo nos anos de 2000 e 2012 (em mil US\$).

Categorias	Valores dos Serviços Ecossistêmicos (US\$ x 10 ³)				Variações		
	2000	%	2012	%	ΔVSE_{absk}	ΔVSE_{relk}	CCV ^a (%)
Pastagem	1.962,39	10,77	2.491,40	17,30	529,00	26,96	2,90
Caatinga	16.266,15	89,23	11.912,72	82,70	-4.353,42	-26,76	-23,88
Total	18.228,54	100,00	14.404,12	100,00	-3.824,42	-20,98	-20,98

Fonte: elaborado pelos autores.

^a Coeficiente de Contribuição da Variação, dado por $CCV_K = (VSE_{2012_k} - VSE_{2000_k}) / \sum VSE_{2000}$.

A título de ilustração, pode-se argumentar se o valor dos serviços ecossistêmicos pela sub-bacia 53 teve sua participação relativa alterada em relação ao PIB da região maior a que pertence (todo o território Bacia do Jacuípe). Tomando-se o valor do PIB gerado por todo o território Bacia do Jacuípe nos anos de 2000 e 2010²⁴ (R\$ 282,4 milhões e 451,5 milhões, respectivamente) e comparando-os com valor total de serviços ecossistêmicos prestados em ambos os anos, tem-se que a participação relativa do valor total dos serviços ecossistêmicos gerados pela sub-bacia estudada em relação ao PIB da região recuou de 9,41% para 4,65% nos anos de 2000 e 2012, respectivamente.

²³ Para alguns serviços podem existir variáveis *proxy* para a oferta do serviço prestado. É o caso, por exemplo, da regulação climática, que pode ser mensurada pela quantidade de carbono sequestrado em diferentes coberturas.

²⁴ Não estão disponíveis dados para o PIB dos municípios do território Bacia do Jacuípe para o ano de 2012. Logo, utilizou-se o ano de 2010 como *proxy* para o último período de análise. Os valores do PIB são dados em reais constantes do ano 2000 segundo dados do IPEADATA (2013a).

A informação acima ratifica a conclusão de que no período de análise as mudanças ocorridas na ocupação das terras, qual seja, o avanço das pastagens e redução da área de Caatinga, tiveram impacto negativo em termos dos valores de serviços prestados²⁵. Mostra, ainda, que ao mesmo tempo em que houve expansão do PIB, houve queda no valor dos serviços ecossistemas prestados, o que ilustra o *trade-off* existente entre crescimento econômico e preservação dos fluxos de serviços ecossistêmicos.

Além das estimativas de valor agregado dos serviços ecossistêmicos por categoria de uso do solo, é útil conhecer a dinâmica individual dos serviços ecossistêmicos. Aplicando-se a equação 2 e os coeficientes para cada serviço por categoria de uso do solo (Tabela 3) foi possível conhecer o valor individual dos serviços ecossistêmicos prestados pela bacia do MP (Tabela 4). Importante lembrar que nem todos os serviços listados estão presentes em todas as categorias apresentadas, havendo também o problema de informações inexistentes – que combinado com o fato anterior – representa uma severa fonte de subestimação dos valores encontrados.

Tabela 3 – Coeficientes de valores individuais dos serviços ecossistêmicos por categoria de uso do solo, baseado em Costanza *et al.* (1997) – em US\$.ha⁻¹.ano⁻¹.

Serviços ecossistêmicos	Categorias de Uso do Solo	
	Pastagem	Caatinga
Regulação de gás	7	...
Regulação climática	0	223
Regulação de distúrbios	...	5
Regulação de água	3	6
Oferta de água	...	8
Controle da erosão	29	245
Formação do solo	1	10
Ciclagem de nutrientes	...	922
Tratamento de resíduos	87	87
Polinização	25	...
Controle biológico	23	...
Habitat/refúgio
Prod. de alimentos	67	32
Matérias-primas	...	315
Recursos genéticos	0	41
Recreação	2	112
Serviços culturais	...	2
Total	244	2.008

Fonte: elaborado pelos autores com base em Costanza *et al.* (1997) e na equivalência de biomas utilizada.

NOTA: “...” indica inexistência de informação disponível.

²⁵ O procedimento utilizado para tornar os resultados comparáveis foi a conversão dos valores dos serviços ecossistêmicos para reais de 1994 (para este ano, a taxa média de câmbio foi de R\$ 0,88 por dólar, após a implementação do Plano Real) e posterior atualização monetária para o ano de 2000 (inflação acumulada no período 1994-2000 foi de 65,62% dada pela variação anual do IPCA, segundo IPEADATA (2013b)).

Tabela 4 – Estimativa do valor individual dos serviços ecossistêmicos prestados pela sub-bacia 53 do território Bacia do Jacuípe nos anos 2000 e 2012 (em mil US\$).

Serviços ecossistêmicos	Valores dos Serviços Ecossistêmicos (US\$ x 10 ³)						Variações	
	2000	%	Relevância ^b	2012	%	Relevância ^b	% ^a	CCV (%)
Regulação de gás	56,30	0,31	14	71,47	0,50	11	26,96	0,08
Reg. climática	1.806,45	9,91	4	1.322,98	9,18	5	-26,76	-2,65
Reg. de distúrbios	40,50	0,22	15	29,66	0,21	15	-26,76	-0,06
Regulação de água	72,73	0,40	12	66,23	0,46	13	-8,94	-0,04
Oferta de água	64,81	0,36	13	47,46	0,33	14	-26,76	-0,10
Controle da erosão	2.217,90	12,17	3	1.749,60	12,15	3	-21,11	-2,57
Formação do solo	89,05	0,49	11	69,54	0,48	12	-21,91	-0,11
Cicl.de nutrients	7.468,82	40,97	1	5.469,88	37,97	1	-26,76	-10,97
Trat.de resíduos	1.404,46	7,70	5	1.404,46	9,75	4	0,00	0,00
Polinização	201,07	1,10	9	255,27	1,77	8	26,96	0,30
Controle biológico	184,98	1,01	10	234,84	1,63	10	26,96	0,27
Habitat/refúgio	0,00	0,00	17	0,00	0,00	17	0,00	0,00
Prod.de alimentos	798,08	4,38	6	873,96	6,07	6	9,51	0,42
Matérias-primas	2.551,71	14,00	2	1.868,78	12,97	2	-26,76	-3,75
Rec. genéticos	332,13	1,82	8	243,24	1,69	9	-26,76	-0,49
Recreação	923,36	5,07	6	684,88	4,75	7	-25,83	-1,31
Serviços culturais	16,20	0,09	16	11,87	0,08	16	-26,76	-0,02
Total	18.228,54	100,00		14.404,12	100,00		-20,98	-20,98

Fonte: elaborados pelos autores.

^a variação relativa entre os anos de 2012 e 2000.

^b refere-se apenas à relevância econômica e não diz respeito à relevância ecológica.

Das estimativas individuais calculadas (Tabela 4), observa-se que, dentre todos os serviços ecossistêmicos listados, houve queda no valor em cerca de 65% deles, o que confirma mais uma vez o efeito negativo das alterações na ocupação da terra em termos de redução da cobertura vegetal. Essa análise também permitiu conhecer os serviços ecossistêmicos mais relevantes em termo de valor, considerando-se o período de análise. Nos dois anos considerados, os serviços mais valiosos prestados foram: ciclagem de nutrientes, matérias-primas, controle da erosão, tratamento de resíduos e regulação climática, sendo que estes dois últimos trocam de posição relativa em 2012 na comparação com 2000. Interessante observar, ainda, que dentre os cinco serviços mais relevantes, somente o tratamento de resíduos não sofreu uma redução no seu valor de 2012. Esse fato pode ser explicado em função da igualdade do coeficiente desse serviço em específico (US\$ 87.ha⁻¹.ano⁻¹, conforme tabela 3) para os dois tipos de uso da terra considerados.

Um último exercício feito foi analisar a relevância dos serviços ecossistêmicos prestados pela região em termos das quatro categorias listadas pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio (Tabela 5). Percebe-se que os serviços de regulação e de suporte²⁶ foram os mais importantes na sub-bacia do ponto do valor gerado em ambos os anos da análise.

²⁶ É útil lembrar que a valoração dos serviços de suporte deve ser vista com cautela, pois ela pode acarretar em dupla contagem em função de sua natureza “auxiliar” na geração de outros serviços. Entretanto, contornar esse possível viés demandaria um nível de informação não disponível.

Acompanhando a trajetória declinante, todas as categorias apresentaram queda no valor dos serviços gerados. Ênfase deve ser dada aos serviços culturais e de suporte, cujas participações relativas no valor total gerado em 2012 foram menores quando comparadas ao ano de 2000.

Tabela 5 – Valor dos serviços ecossistêmicos na sub-bacia 53 do território bacia do Jacuípe nos anos 2000 e 2012 de acordo com a classificação da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (em mil US\$).

Categoria	Valor em 2000	%	Valor em 2012	%	$\Delta\%$ ^a
Serviços de Provisão	3.746,72	20,55	3.033,43	21,06	-19,04
Serviços de Regulação	5.984,39	32,83	5.134,52	35,65	-14,20
Serviços Culturais	939,56	5,15	696,74	4,84	-25,84
Serviços de Suporte	7.557,87	41,46	5.539,42	38,46	-26,71
Total	18.228,54	100,00	14.404,12	100,00	-20,98

Fonte: elaborado pelo autor.

^a variação relativa entre os anos de 2012 e 2000.

5. Considerações Finais

Este trabalho teve como objetivo valorar os serviços ecossistêmicos prestados por uma sub-bacia representativa do território Bacia do Jacuípe (Bahia). Entre os dois anos analisados (2000 e 2012), houve um avanço das áreas de pastagem ao mesmo tempo em que houve uma queda da área vegetada (Caatinga). Essa dinâmica resultou em uma queda de cerca de 20,98% no valor dos serviços ecossistêmicos prestados pela região.

Os resultados encontrados neste estudo servem como parâmetro pedagógico ou diretriz orientadora para o colegiado territorial e lideranças locais que o compõe e a gestão ambiental do estado, evidenciando a importância da manutenção da vegetação nativa para a biodiversidade e geração de serviços ecossistêmicos. Os resultados apresentados podem servir ainda como parâmetros para a implantação de políticas ambientais de compensação na área de abrangência do território e de planejamento ambiental à exemplo do zoneamento ecológico econômico.

Em se tratando de uma sub-bacia hidrográfica, especial atenção deve ser dada aos serviços hidrológicos (serviços de regulação na sua maioria), constituídos pelos serviços de purificação e filtragem da água, regulação dos fluxos estacionais, controle de erosão e de sedimentos e preservação de habitats naturais. Sabe-se da importância de considerar bacias hidrográficas como unidades básicas de análise e elaboração de políticas ambientais. Esta preocupação é ainda mais salutar em regiões onde há uma escassez de água, o que pressupõe

esforços no sentido de maximizar a oferta de serviços ecossistêmicos por meio da preservação da biodiversidade local.

O exercício de valoração realizado neste trabalho evidencia que a dinâmica do usos da terra é o principal vetor de alterações nos fluxos dos serviços ecossistêmicos providos pelos ecossistemas, exigindo-se, para tanto, um esforço de análise de paisagem a partir do conhecimento da trajetória de alteração da cobertura vegetal, dos seus impactos sobre os processos ecológicos e da capacidade de geração de novos serviços.

A falta de informações científicas, dados socioeconômicas e, sobretudo, de um mapa de uso do solo do território baiano na escala que possibilite este exercício de análise no qual se propõe o trabalho, torna mais complexa uma política de conservação ambiental no âmbito de bacias hidrográficas e territórios. Isso porque, entende-se como necessário conhecer os impactos e conflitos da dinâmica de usos da terra sobre os serviços ecossistêmicos. Cabe, no âmbito dessa discussão, uma questão: *quais são os conflitos existentes entre geração de serviços ecossistêmicos e o cenário de ausência de vegetação nativa e baixo índice pluviométrico, características marcantes da região do semiárido brasileiro, onde está o bioma Caatinga?*

Por fim, faz-se necessário destacar as limitações do exercício de valoração. Por exemplo, foram utilizados dados de outros estudos, o que pode não representar o ideal em termos de valoração. Todavia, esse é um exercício válido em se tratando da magnitude dos valores implícitos aos serviços ecossistêmicos ora apresentados, reforçando a importância da cobertura vegetal para conservação da biodiversidade. Há que se mencionar também que os valores calculados não foram construídos e apropriados pelo território e, principalmente, pelos produtores. O exercício mostra que os valores gerados pela ótica privada são menores que os valores sociais gerados, pressupondo assim uma discussão aprofundada sobre políticas de compensação, de modo a reconhecer o *modus vivendi* e *operandi* de reprodução material e social local.

6. Referências Bibliográficas

AMAZONAS, M. de C. Valor ambiental em uma perspectiva heterodoxa institucional-ecológica. *Economia e Sociedade*, v. 18, n. 1 (53), p. 183-212, 2009.

AMAZONAS, M. de C. Economia ambiental neoclássica e desenvolvimento sustentável. In: NOBRE, M., AMAZONAS, M. de C. *Desenvolvimento sustentável: a institucionalização de um conceito*. Brasília: Edições Ibama, 2002.

ANDRADE, D.C. *Valoração econômico-ecológica: bases conceituais e metodológicas*. 1ª edição. São Paulo: Annablume, 2013.

ANDRADE, D.C. Economia e meio ambiente: aspectos teóricos e metodológicos nas visões neoclássica e da economia ecológica. *Leituras de Economia Política*, v. 14, p. 1-31, 2008.

ANDRADE, D.C., ROMEIRO, A.R., FASIABEN, M.C.R., GARCIA, J.R. Dinâmica do uso do solo e valoração de serviços ecossistêmicos: notas de orientação para políticas ambientais. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 25, p. 53-71.

AZQUETA, D., SOTELSEK, D. Valuing Nature: from environmental impacts to natural capital. *Ecological Economics*, v. 63, p. 22-30, 2007.

BARBIER, E.B., HEAL, G.M.. Valuing Ecosystem Services. *The Economists' Voice* 3(3), artigo 2, 2006. Disponível em: <<http://www.bepress.com/ev/vol3/iss3/art2>>. Acesso: abril de 2013.

BINGHAM, G., BISHOP, R., BRODY, M., BROMLEY, D., CLARK, E.(T)., COOPER, W., COSTANZA, R., HALE, T., HAYDEN, G., KELLERT, S., NORGAARD, R., NORTON, B., PAYNE, J., RUSSEL, C., SUTER, G. Issues in Ecosystem Valuation: Improving Information for Decision Making. *Ecological Economics*, v. 14, p. 73-90, 1995.

BISHOP, R. C. Economic efficiency, sustainability, and biodiversity, *Ambio* 22(2-3), p. 69–73, 2003.

BOCKSTAEL, N. E., FREEMAN III, A.M., KOPP, R.J., PORTNEY, P.R., SMITH, V.K. On Measuring Economic Values for Nature. *Environmental & Science Technology*, v. 34, p. 1384-1389, 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Mapas de cobertura vegetal dos biomas brasileiros*. Brasília: MMA, 2007.

BRASIL. Lei nº 11.326. *Estabelece as diretrizes para a formulação da Política Nacional da Agricultura Familiar e Empreendimentos Familiares Rurais*. 2006. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2004-2006/2006/lei/111326.htm>. Acesso em: dez. de 2013.

BRASIL. Lei nº 4.771. *Institui o Código Florestal Brasileiro*. 1965. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/ccivil>>. Acesso em: jan. de 2013.

BRUNDTLAND, G.H. *Our common future*. Report of the World Commission of Environment and Development – United Nations, 1987.

CODES (Conselho Regional de Desenvolvimento Territorial Rural Sustentável) da Bacia do Jacuípe. *Plano Territorial de Desenvolvimento Sustentável*. Território Bacia do Jacuípe, 2010.

COSTANZA, R. Changing the Way We View Humanity and the Rest of Nature. *Solutions*, v. 2, n. 6, p. 1, 2011.

COSTANZA, R. Social goals and valuation of natural capital. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 86, p. 19-28, 2003.

COSTANZA, R. Social Goals and the Valuation of Ecosystem Services. *Ecosystems*, v. 3, p. 4-10, 2000.

COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M. The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. *Ecological Economics*, v. 25, p. 67-72, 1998.

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*, v. 387, p. 253-260, 1997.

COSTANZA, R., DALY, H.E. Natural capital and sustainable development. *Conservation Biology*, v. 6, p. 37-46, 1992.

CUNHA, F.L.S. da. *Valoração dos serviços ecossistêmicos em bacias hidrográficas*. Tese de Doutorado – Instituto de Economia da Universidade Estadual de Campinas, 2008.

CUNHA, J.U.C.P. da. *Proposta de Caminho Metodológico ao Zoneamento Ecológico Econômico do Território Bacia do Jacuípe/Bahia*. Dissertação de Mestrado – Instituto de Pesquisas Ecológicas, 2012.

DAILY, G. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystem*. Washington, DC.: Island Press, 1997.

DAILY, G.C, SÖDERQVIST, T., ANIYAR, S., ARROW, K., DASGUPTA, P., EHRLICH, P.R., FOLKE, C., JANSSON, AM., JANSSON, B-O., KAUTSKY, N., LEVIN, S., LUBCHENCO, J., MÄLER, K-G, SIMPSON, D., STARRETT, D., TILMAN, D., WALKER, B. The Value of Nature and Nature of Value. *Science*, v. 289(5478), p. 395-396, 2000.

DALY H.E. The return of Lauderdale's paradox. *Ecological Economics*, v. 25, p. 21-23, 1998.

DALY, H.E. Toward some operational principles of sustainable development. *Ecological Economics*, v.2, p. 1-6, 1990.

DE GROOT, R., BRANDER, L., VAN DER PLOEG, S., COSTANZA, R., BERNARD, F., BRAAT, L., CHRISTIE, M., GROSSMAN, N., GHERMANDI, A., HEIN, L., HUSSAIN, S., KUMAR, P., MC VITTIE, A., PORTELA, R., RODRIGUEZ, L.C., TEN BRINK, P., VAN

BEUKERING, P. Global estimates of the value of ecosystem services in monetary units. *Ecosystem Services*, v. 1, p. 50-61, 2012.

DÓREA, A.T. de. *Agricultura Familiar e Sustentabilidade em Mutuípe-BA: Estudo propositivo sobre planejamento agroecológico de produção agrícola em comunidade rural*. Salvador: UCSal (Dissertação de Mestrado), 2011.

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

FARLEY, J. The role of price in conserving critical natural capital. *Conservation Biology*, v. 22(6), p. 1399-1408, 2008a.

FARLEY, J. Valuing natural capital: the limits of marginal valuation in complex systems. In: *Economics and Conservation in the Tropics: a Strategic Dialogue – Conference Papers*, 2008b.

FISCHER, J., LINDENMAYER, D.B. Landscape modification and habit fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, v. 16, p. 265-280, 2007.

FORMAN, R.T.T. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, v. 10, p. 133-142, 1995.

GONZALEZ, A., MOQUET, N., LOREAU, M. Biodiversity as spatial insurance: the effects of habitat fragmentation and dispersal on ecosystem functioning. In: NAEEM, S., BUNKER, D.E., HECTOR, A., LOREAU, M., PERRINGS, C. *Biodiversity, ecosystem functioning, and human wellbeing: an ecological and economic perspective*. Oxford: Oxford University Press, 2009.

GUO, Z., XIAO, XIANGMING, X., GAN, Y., ZHENG, Y. Ecosystem functions, services and their values – a case study in Xingshan County of China. *Ecological Economics*, v. 38, p. 141-154, 2001.

HEAL, G. Valuing Ecosystem Services. *Ecosystems*, v. 3, p. 24-30, 2000.

HERENDEEN, R.A. Monetary-costing environmental services: nothing is lost, something is gained. *Ecological Economics*, v. 25, p. 29-30, 1998.

HU, H., LIU, W., CAO, M. Impact of land use and land cover changes on ecosystem service in Menglun, Xishuangbanna, Southwest China. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 146, p. 147-156, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Censo Demográfico*. 2010a. Vários Acessos. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/>. Acesso em: set. de 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Produção Agrícola*

Municipal (PAM). 2010b. Vários Acessos. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/>. Acesso em: set. de 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Censo Agropecuário 2006*. Vários Acessos. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/>. Acesso em: set. de 2012.

IPEADATA. *Produto Interno Bruto (PIB) dos municípios baianos – 2000; 2010*. 2013a. Disponível em: <www.ipeadata.gov.br>. Acesso em: jan. de 2013.

IPEADATA. *Índice de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA) – 1994-2000*. 2013b. Disponível em: <www.ipeadata.gov.br>. Acesso em: jan. de 2013.

KREUTER, U.P., HARRIS, H.G., MATLOCK, M., LACEY, R.E. Change in ecosystem service values in San Antonio area, Texas. *Ecological Economics*, v. 39, p. 333-346, 2001.

LANG, S., BLASCHKE, T. *Análise da Paisagem com SIG*. Tradução Hermann Kux. São Paulo: Oficina de Texto, 2007.

LI, R Q., DONG, M., CUI, J.Y., ZHANG, L.L., CUI, G.Q., HE, W.M. Quantification of the impact of land use and land cover changes on ecosystem services: A case study in Pingbian county, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.128, p. 503–510, 2007.

MAIA, A.G., ROMEIRO, A.R., REYDON, B.P. *Valoração de recursos ambientais – metodologias e recomendações*. Texto para Discussão, Instituto de Economia/UNICAMP, n° 116, março, 2004.

MCNEILL, J.R. *Something new under the sun: an environmental history of the twentieth-century world*. New York: Norton, 2000.

MEA. MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMEN. *Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, DC.: Island Press, 2005.

METZGER, J.P. *Estrutura da Paisagem e Fragmentação: Análise Bibliográfica*. Anais Academia Brasileira de Ciências, 1999.

MOTTA, R.S. da. *Manual para valoração econômica de recursos ambientais*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1998.

MUELLER, C.C. *Os economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente*. Brasília: Editora UnB, 2007.

NAEEM, S., CHAPIN III, F.S., COSTANZA, R., EHRLICH, P.R., GOLLEY, F.B., HOOPER, D.U., LAWTON, J.H., O'NEILL, R.V., MOONEY, H.A., SALA, O.E., SYMSTAD, A.J., TILMAN, D. Biodiversity and ecosystem functioning: Maintaining natural life support processes. *Issues in Ecology* n° 4. Washington, D.C.: Ecological Society of America, 1999.

PNUD - Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. *Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil 2013*. Disponível em: http://www.pnud.org.br/IDH/Atlas2013.aspx?indiceAccordion=1&li=li_Atlas2013. Acesso em: novembro de 2013.

ROCKSTRÖM, J., STEFFEN, W., NOONE, K., PERSSON, A., CHAPIN, F.S., LAMBIN, E.R., LENTON, T.M., SCHEFFER, M., FOLKE, C., SHELLNHUBER, H.J., NYKVIST, B., WIT, C.A. de, HUGHES, T., VAN DER LEEUW, S., RODHE, H., SÖRLIN, S., SNYDER, P.K., COSTANZA, R., SVEDIN, U., FALKENMARK, M., KARLBERG, L. CORELL, R.W., FABRY, V.J., HANSEN, J., WALKER, B., LIVERMAN, D., RICHARDSON, K., CRUTZEN, P., FOLEY, J. A safe operating space for humanity. *Nature*, v. 461, p. 472-475, 2009.

ROMEIRO, A.R. Desenvolvimento Sustentável: uma perspectiva econômico-ecológica. *Estudos Avançados*, v. 26 (74), p. 65-92. 2012.

SEI. Superintendência de Estudos Econômico e Sociais da Bahia. Uso Atual das Terras: Bacia do Rio Paraguaçu e Sub-Bacias dos Rios Jaguaripe e Jequiçá. *Série de Estudos e Pesquisa*, v. 50, SEI, 2011.

SOLOW, R.M. The Economics of Resources or the Resources of Economics. *The American Economic Review*, v. 64(2), 1-14, 1974.

SUKHDEV, P. The Economics of Ecosystems and Biodiversity. *Interim Report of the Convention on Biological Diversity*. European Communities, Cambridge: United Kingdom, 2008.

TAMBARELLI, M., SILVA, J.M.C. Áreas e Ações Prioritárias para Conservação da Biodiversidade da Caatinga. In: LEAL, Inara R. et al (orgs.). *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2008.

TEIXEIRA, A.M. de G. *Modelagem da dinâmica de uma paisagem do Planalto de Ibiúna (1962-2000) e inferências sobre a sua estrutura futura (2019)*. São Paulo: USP (Tese de Doutorado), 2005.

UEZU, A., METZGER, J.P. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. *Biodiversity Conservation*, september, 2011.

VAN DEN BERGH, J.C.J.M. Ecological economics: themes, approaches, and differences with environmental economics. *Tinbergen Institute Discussion Paper*, Department of Spatial Economics, Free University: Amsterdam, 2000.

VEIGA, J.E. *Sustentabilidade: a legitimação de um novo valor*. São Paulo: Editora Senac, 2010.

VEIGA, J.E. da. O principal desafio do século XXI. *Ciência e Cultura* [on line], v. 57. n. 2, p. 4-5, 2005.

WANG, Z. M., ZHANG, B., ZHANG, S.Q., LI, Z.Y., LIU, D.W., SONG, K.S., LI, J., DUAN, H. Changes of land use and of ecosystem service values in Sanjiang Plain, Northeast China. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 112, p. 69–91, 2006.

ZHAO, B., KREUTER, U., LI, B., MA, H., CHEN, J., NAKAGOSHI, N. An ecosystem service value assessment of landuse change on Chongming Island, China. *Land Use Policy*, v. 21, p. 139–148, 2004.