

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/329714522>

Valoração e Cobrança pelo Uso da Água: uma abordagem econômico-ecológica

Article · July 2013

CITATION

1

READS

33

3 authors, including:



Junior Ruiz Garcia

Universidade Federal do Paraná

114 PUBLICATIONS 165 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Ademar R. Romeiro

60 PUBLICATIONS 486 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Master [View project](#)



Economics [View project](#)

Valoração e Cobrança pelo Uso da Água: uma abordagem econômico-ecológica

Valuation and Charging Water for Water Use: an economic-ecological approach

Valoración y Cobro por el Uso del Agua: un enfoque económico-ecológico

Junior Ruiz Garcia* e Ademar Ribeiro Romeiro**

RESUMO

O objetivo principal deste artigo é discutir a importância do uso da valoração dos recursos naturais como subsídio para a implantação da cobrança pelo uso da água em bacias hidrográficas. Além disso, o trabalho apresenta um estudo de valoração, cujo objetivo é identificar e valorar os serviços ecossistêmicos prestados pelas Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira. Os resultados mostram que a gestão dos recursos naturais deveria, na devida medida, incorporar a interdependência entre os componentes ecossistêmicos e destes com o sistema econômico, proporcionando de fato um modelo de Gestão Integrada dos Recursos Naturais, ainda inexistente no Brasil e na maior parte do mundo.

Palavras-chave: Valoração Econômico-Ecológica. Gestão de Bacias Hidrográficas. Cobrança pelo uso da água.

ABSTRACT

The aim of this paper is to discuss the importance of using the natural resources valuation as subsidy for the implementation of charging for water use in watersheds. Furthermore, this paper presents a valuation case study, aimed at identifying and valuing ecosystem services provided by the Alto Iguaçu and Afluentes do Alto Ribeira Watersheds. The results show that the management of natural resources in due measure must incorporate the interdependence among the components of ecosystem and the economic system, providing in fact a model of Integrated Management of Natural Resources, which is lacking in Brazil and in most of the world.

Keywords: Ecological Economics Valuation. Watershed Management. Charging for water use.

* Economista pela Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, Paraná, Brasil. Doutor em Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente, Campinas, São Paulo, Brasil. Professor do Departamento de Economia da UFPR, Curitiba, Paraná, Brasil. E-mail: jrgarcia1989@gmail.com

** Economista, Livre-docente e professor titular do Instituto de Economia da Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), Campinas, São Paulo, Brasil. E-mail: ademar@eco.unicamp.br

Artigo recebido em junho/2013 e aceito para publicação em agosto/2013.

RESUMEN

El objetivo principal de este trabajo es discutir la importancia del uso de la valoración de los recursos naturales como base para la implantación de cobro por el uso del agua en las cuencas hidrográficas. Por otra parte, el trabajo presenta un ejercicio de valoración, cuyo objetivo es la identificación y valoración de algunos servicios ecosistémicos prestados por la Cuenca Hidrográfica del Alto Iguazú y Afluentes del Alto Ribeira. Los resultados muestran que la gestión de los recursos naturales en la medida adecuada debe incorporar la interdependencia entre los componentes del ecosistema y de estos con el sistema económico, proporcionando de hecho un modelo de Gestión Integrada de los Recursos Naturales, que no existe en Brasil y en la mayor parte del mundo.

Palabras clave: Valoración económica-ecológica. Gestión de cuencas hidrográficas. Cobro por el uso del agua.

INTRODUÇÃO

A disponibilidade de recursos hídricos, em quantidade e qualidade, tornou-se objeto constante de preocupação em todo o mundo. Segundo estimativas da OECD¹ - *Organisation for Economic Co-Operation and Development* (2008), em 2005 por volta de 2,7 bilhões de pessoas viviam em áreas com severo estresse hídrico. O estudo estimou que em 2030 serão 4 bilhões de pessoas que estarão vivendo em áreas com severo estresse hídrico. Mesmo no Brasil, onde existe abundância relativa² e absoluta de recursos hídricos³, essa preocupação ganhou espaço na agenda política e nas decisões privadas a partir do final do século XX.

Desde então, ganha ênfase a adoção de modelos de Gestão dos Recursos Hídricos, porque este modelo seria capaz de promover o uso racional, a preservação e a melhoria da qualidade da água. Nessa perspectiva, França, Estados Unidos, Alemanha, Suíça, entre outros países, adotaram o modelo conhecido como Gestão Integrada dos Recursos Hídricos - GIRH (PINHATTI, 1998). No modelo, a bacia hidrográfica é a unidade territorial de gestão, considera-se o ciclo hidrológico, reconhece-se a interdependência ecossistêmica, bem como que a água é um “bem” dotado de valor econômico, portanto passível de “precificação”.

Contudo, a “precificação” da água não é uma tarefa trivial. Em primeiro lugar porque pode não haver informações suficientes que permitam uma valoração adequada; em segundo lugar, porque é possível que ocorram situações em que o preço adequado não possa ser cobrado integralmente dos usuários. A solução deste segundo obstáculo passa pela definição de políticas de subsídios. Em relação ao primeiro obstáculo, é preciso inicialmente definir o que seria uma precificação adequada, para depois enfrentar suas dificuldades metodológicas.

Por precificação adequada deve-se entender aquela que permita a manutenção das condições de “produção”, em termos de quantidade e de qualidade, do recurso hídrico. Ou seja, que permita o financiamento dos investimentos necessários para a recuperação do recurso, se for o caso, e para sua manutenção em condições apropriadas no longo prazo. Uma avaliação ecossistêmica bem feita é condição necessária para tanto, de modo a definir com clareza os vetores de degradação do recurso e a própria natureza da sua degradação, levando-se em conta a complexidade ecossistêmica envolvida.

O objetivo deste trabalho é primeiramente mostrar a importância da valoração dos recursos naturais como subsídio para a implantação da cobrança pelo uso da água em bacias hidrográficas; em segundo lugar, busca-se apresentar

¹ Em português, OCDE - Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico.

² A disponibilidade relativa está associada à densidade demográfica de determinada região e ao seu volume absoluto disponível de água.

³ Estima-se que o Brasil detenha 12% de todas as reservas de água-doce do planeta. Considerando-se também as águas provenientes de outros países, essa parcela alcança 18% (BRANCO, 2003).

em um estudo de caso os procedimentos adotados para identificar e valorar (precificar) os serviços ecossistêmicos⁴ prestados por uma dada bacia hidrográfica além da produção de água em quantidade e qualidade para a população urbana.

O trabalho está organizado em três seções, além desta introdução e das considerações finais. A primeira apresenta algumas considerações sobre a gestão de bacias hidrográficas no Brasil. Na seção seguinte têm-se questões teóricas e metodológicas sobre a valoração econômico-ecológica dos recursos naturais e sua importância para a gestão de bacias hidrográficas. Na última parte do texto será empreendido um exercício de valoração, o qual tomará como base a área do Comitê das Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira (Coalir), localizado na Região Metropolitana de Curitiba (RMC).

1 CONTEXTUALIZAÇÃO: a gestão de bacias hidrográficas e a cobrança pelo direito de uso da água no Brasil

No Brasil, o Código das Águas de 1934 estabeleceu que os corpos d'água fossem "bens" públicos, e que poderiam ser de domínio da União, dos Estados e dos municípios. O código assegurava o uso gratuito da água (BRASIL, 1934). No entanto, diante das inúmeras questões não tratadas no código, como falta de regulamentação e de orientação, surgimento de novos interesses quanto ao uso da água no País, mudanças no uso e ocupação das terras e as experiências internacionais em gestão hídrica, o governo brasileiro instituiu, em 1997, a Política Nacional de Recursos Hídricos - PNRH (BRASIL, 1997).

A PNRH adota os seguintes princípios (BRASIL, 1997, art. 1.º): i) domínio público da água; ii) recurso limitado e dotado de valor econômico; iii) em situações de escassez deve-se priorizar o uso humano e dessedentação animal; iv) a gestão hídrica tem por objetivo o uso múltiplo da água; v) a bacia hidrográfica é a unidade territorial de gestão; vi) a gestão hídrica deve ser descentralizada, e, sobretudo, contar com a participação do Poder Público (três esferas), dos usuários e das comunidades. A PNRH tornou explícito que a gestão hídrica deve seguir os princípios da sustentabilidade apresentados no Relatório *Brundtland*: i) assegurar à geração presente e às futuras a necessária disponibilidade hídrica; ii) promover o uso racional e integrado; iii) promover a prevenção e defesa contra eventos hidrológicos críticos (BRASIL, 1997, art. 2.º). Neste sentido, a PNRH reconhece a importância dos serviços prestados pelo meio ambiente ao bem-estar humano.

Os principais instrumentos da PNRH são (BRASIL, 1997, art. 5.º): planos de recursos hídricos; enquadramento dos corpos d'água em classes de uso; outorga dos direitos de uso; cobrança pelo direito de uso da água; sistema de informações; conselhos de recursos hídricos, agências e comitês de bacias hidrográficas.

⁴ Serviços ambientais são serviços de proteção e/ou recuperação de ecossistemas providos pelos agentes econômicos. Serviços ecossistêmicos são serviços providos pela natureza, isto é, pelos ecossistemas.

Os Planos de Recursos Hídricos são instrumentos de longo prazo, elaborados por bacia hidrográfica, cujo objetivo é fundamentar e orientar a PNRH. Esses planos deverão conter, no mínimo (BRASIL, 1997, art. 7.^o): i) diagnóstico da bacia; ii) análise demográfica, econômica e padrões de uso e ocupação das terras; iii) balanço hídrico e estimativa da demanda; iv) identificação de potenciais conflitos; v) estabelecimento de metas de racionalização de uso, de qualidade e da quantidade disponível; vi) apresentação das medidas a serem adotadas, programas que serão desenvolvidos e projetos que serão executados; vii) definição das prioridades para outorga de direitos de uso; viii) definição das diretrizes e critérios para instituir a cobrança; ix) apresentação de propostas para a criação de áreas sujeitas à restrição de uso. Esse conjunto de informações é fundamental para subsidiar a definição dos valores que serão cobrados dos usuários pelo direito de uso da água, uma vez que a água é um bem público.

A cobrança pelo direito de uso da água tem por objetivos (BRASIL, 1997, art. 19): i) reconhecer os recursos hídricos como “bens” dotados de valor econômico⁵ e indicar seu real valor para os usuários; ii) incentivar o uso racional; e iii) servir de instrumento para a captação de recursos financeiros com o objetivo de financiar as ações definidas no plano de bacia. A cobrança será apenas sobre os recursos hídricos sujeitos a outorga, tais como: derivação ou captação para uso final (inclusive abastecimento público) ou como insumo produtivo; extração de aquífero para uso final ou como insumo produtivo; lançamento de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não em corpos d’água; uso hidroelétrico; qualquer uso que altere o regime, a quantidade e a qualidade do recurso hídrico (BRASIL, 1997, art. 12)⁶.

No Brasil, a cobrança somente poderá ser implantada se for aprovada pelo Comitê de Bacia Hidrográfica (CBH) e pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) e/ou pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH). A execução da cobrança decorrerá de um “pacto” firmado entre os poderes públicos (federal, estadual e municipal), os setores usuários e as organizações civis, com apoio técnico da ANA (Agência Nacional das Águas). Os mecanismos e valores podem ser propostos pelo CBH, mas devem ser aprovados pelo respectivo Conselho de Recursos Hídricos - Nacional ou Estadual (ANA, 2009).

A operacionalização da cobrança em bacias hidrográficas de domínio da União é de competência exclusiva da ANA, embora seja possível delegá-la a outras instituições. O montante arrecadado será repassado à Agência de Águas (AA) da bacia hidrográfica (ANA, 2009). Nas bacias hidrográficas estaduais a operacionalização é de competência da Agência de Bacia Hidrográfica (ABH) ou de entidade nomeada por legislação específica. Os recursos financeiros captados pela cobrança deverão

⁵ O Estado do Paraná inclui na Lei Estadual n.º 12.726/1999 que a água é um bem dotado de valor econômico, social e ambiental (PARANÁ, 1999).

⁶ No Estado do Paraná a Lei estadual n.º 12.726/1999 exclui da cobrança todos os produtores agropecuários, independentemente do tamanho e características da propriedade rural onde a água seja destinada exclusivamente à produção agropecuária e silvopastoril, embora tenha sido mantida a necessidade de outorga (PARANÁ, 1999).

prioritariamente ser aplicados na bacia hidrográfica em que foram gerados, para financiar estudos, programas, projetos e obras; pagamento de despesas dos órgãos e entidades integrantes do SNGRH e para o custeio administrativo, limitado a 7,5% do valor arrecadado (BRASIL, 1997, art. 22).

A respeito da definição dos valores aplicados à cobrança, a Lei Federal n.º 9.433/1997 (art. 21) dispõe algumas orientações. A estimativa dos valores deverá observar, pelo menos: o volume retirado, o regime de variação e o volume lançado de esgotos e demais resíduos; o regime de variação e as características físico-químicas, biológicas e de toxicidade. Observa-se que a orientação diz respeito apenas ao valor a ser cobrado do usuário, mas não ao “preço” ou “valor *stricto sensu*” da água, conhecido como Preço Unitário Básico (PUB).

Os PUBs para cada tipo de uso são necessários para que se possa calcular o valor que será cobrado pelo direito de uso da água, e representam (ou pelo menos deveriam representar) uma medida “real” de valor da água. Entretanto, na maioria das bacias hidrográficas brasileiras que implantaram a cobrança, os PUBs foram definidos a partir de deliberações que se pautaram em um relativo consenso entre os agentes envolvidos. Não há qualquer problema em adotar a deliberação, sendo até mesmo recomendável que esta seja um dos instrumentos a serem utilizados na definição dos PUBs. No entanto, o principal critério utilizado na deliberação dos PUBs está sendo a minimização do impacto da cobrança pelo direito de uso da água nas planilhas de custos dos principais usuários da água (GARCIA, 2012), quando os PUBs não foram transpostos discricionariamente de outras bacias que já realizam a cobrança. Isto significa que o PUB praticado no País não considera na devida medida as três dimensões que deveriam compor o “valor real” da água, a saber: econômico, ambiental e social.

2 VALORAÇÃO DOS RECURSOS NATURAIS: algumas notas teórico-metodológicas

A dinâmica capitalista destaca o papel que o mercado tem na determinação dos preços – este é um de seus pilares. Porém, o sistema de preços somente existe para os bens e serviços produzidos pelo sistema econômico, o que não é o caso dos bens e serviços ecossistêmicos⁷, porque para a maioria destes não existem mercados, por serem bens públicos⁸. Neste sentido, se a alocação no sistema econômico dos recursos naturais for realizada somente sob condições de livre mercado, o resultado será inevitavelmente a degradação ambiental. As grandes bacias hidrográficas no mundo são prova da inadequação desse sistema, por exemplo.

⁷ Neste trabalho, os bens e serviços ecossistêmicos serão referidos apenas como serviços ecossistêmicos. Cabe fazer uma segunda observação: por serviços ambientais este trabalho entende aqueles prestados pelos diversos agentes econômicos na conservação e/ou recuperação dos ecossistemas, por exemplo, recuperação e manutenção da mata ciliar. Assim, os serviços ecossistêmicos são aqueles prestados pelos ecossistemas, como purificação da água e do ar, controle natural de pragas e de inundações etc.

⁸ Esses bens são caracterizados pela não exclusividade e não rivalidade.

Neste sistema há uma tendência ao rompimento do relativo “equilíbrio” natural dos ecossistemas, porque muitos dos recursos naturais se encontram “livres” no ambiente, em que o preço atribuído pela sociedade é zero, embora tenha valor para a sociedade. Na maioria dos casos é considerado apenas o custo de extração ou serviços necessários para sua disposição no mercado. Por exemplo, o valor que os consumidores pagam pelo fornecimento de água pelas empresas de saneamento refere-se apenas ao custo de captação, tratamento e distribuição, não sendo incorporado o “preço” da água *in natura*. Assim, a não organização de mercados (pelo menos para a maioria dos serviços ecossistêmicos) e a não “precificação” comprometem a adequada gestão ambiental. Neste cenário, a intervenção do Estado se faz necessária para regulamentar o uso dos serviços ecossistêmicos.

Por um lado, o “produtor” desses “produtos” é a própria natureza, que não visa lucro e tampouco tem sua propriedade definida pelo sistema econômico, salvo determinados bens e serviços para os quais podem ser concedidos direitos de exploração, a exemplo do petróleo, minério de ferro etc. Por outro lado, o usuário, na maioria dos casos, não reconhece os serviços ecossistêmicos como “produtos” passíveis de “precificação”; conseqüentemente, a maior parte da sociedade não estaria disponível a pagar pelo seu “consumo”. Mesmo aqueles serviços ecossistêmicos que tenham “preços” determinados pelo mercado, tais como minerais, madeira, petróleo, animais, vegetais (biomassa), entre outros, apenas representam os custos de disposição (extração e distribuição) e da relativa escassez nos mercados, mas o produto em si não tem preço.

Neste sentido, a redução dos “estoques” do capital natural⁹ não é contabilizada como perda da capacidade produtiva ou de geração de bem-estar. No limite, representa uma “depreciação” da “capacidade de produção” dos ecossistemas, que resultará em uma redução da renda e do bem-estar. Tampouco existe uma política específica voltada para o investimento em reposição, recuperação ou preservação do “capital natural”, tal como aqueles realizados para repor, manter ou expandir a capacidade produtiva de uma região (MERICO, 2002).

Nessa perspectiva, conforme destaca Merico (2002), a continuidade da expansão da escala do sistema econômico resultará em custos crescentes à sociedade, decorrentes da deterioração dos ecossistemas. Desse modo, cedo ou tarde a sociedade terá que pagar (se já não está pagando) pela recuperação, quando possível, dos ecossistemas, na tentativa de recuperar ou manter os fluxos de serviços ecossistêmicos. Desse modo, a expansão do sistema econômico implica custos crescentes, especialmente os custos de oportunidades, em função da perda dos serviços ecossistêmicos.

⁹ O termo “capital” tem sido empregado pela Ciência Econômica para fazer referência aos meios de produção produzidos pela sociedade. Neste sentido, o conceito de capital assume uma característica mais funcional, em que é considerado um estoque material que poderá gerar um fluxo monetário (renda) ou de benefícios para o futuro. O que é importante considerar nesta definição é a existência de um estoque material que produz ou poderá gerar um fluxo de benefícios – se o estoque material tem sua origem no sistema econômico ou no sistema natural é neste aspecto que existe a distinção entre os tipos de capital, e não uma característica do próprio capital (COSTANZA; DALY, 1992).

Assim, a construção de mecanismos que possibilitem a identificação dos custos de reposição natural do fluxo de serviços ecossistêmicos, do capital natural e de mitigação dos impactos ambientais pode se mostrar uma importante ferramenta de gestão aplicada à bacia hidrográfica. As informações geradas pelo processo de valoração podem orientar a alocação dos recursos econômicos e naturais no sistema econômico em direção ao uso mais eficiente e racional dos serviços ecossistêmicos. Contudo, esse processo depende da identificação dos reais e possíveis impactos ambientais decorrentes da atividade econômica e de sua “correta” valoração (MERICO, 2002).

3 A VALORAÇÃO E A COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS¹⁰

Para mostrar o potencial de contribuição da valoração econômico-ecológica na gestão de bacias hidrográficas, esta seção tem por objetivo apresentar um exercício de valoração para alguns dos serviços ecossistêmicos providos pelas Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira.

3.1 BACIAS HIDROGRÁFICAS DO ALTO IGUAÇU E AFLUENTES DO ALTO RIBEIRA

O Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira - Coaliar (mapa 1) foi instituído pelo Decreto Estadual n.º 5.878/2005.

O Coaliar ocupa uma área estimada em 6.036 km², que envolve total ou parcialmente 21 municípios da RMC. O Coaliar é resultado da união institucional das bacias hidrográficas que abastecem a RMC: Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira, cujo objetivo foi a composição de uma única área para atuação e jurisdição de rios de domínio exclusivo do Estado do Paraná.

O uso e ocupação das terras no Coaliar são caracterizados pela forte intervenção humana, pela presença de um importante componente urbano-industrial, concentrado na RMC. Em 2010, no território do Coaliar, a população era de 3,07 milhões, densidade demográfica de 509 hab./km² (tabela 1).

TABELA 1 - INFORMAÇÕES DEMOGRÁFICAS DO COALIAR E DO PARANÁ - 2010

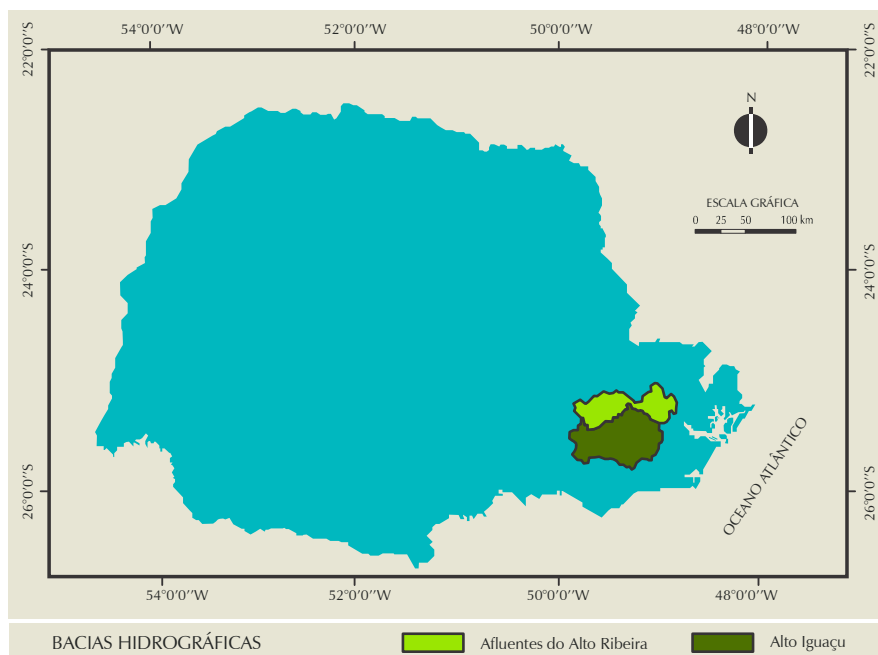
VARIÁVEIS	COALIAR	% DO PARANÁ
População residente (número de pessoas)	3.072.745	29,4
Densidade demográfica - hab./km ²	509	52,2
População residente - urbana	2.888.808	32,4
Taxa de urbanização (%)	94	85,3
População residente - rural	183.937	12,0

FONTE: IBGE (2010)

NOTA: Elaboração dos autores.

¹⁰ Para informações sobre os procedimentos metodológicos, ver Garcia (2012).

MAPA 1 - LOCALIZAÇÃO DO COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU E AFLUENTES DO ALTO RIBEIRA (COALIAR)



FONTE: Águas Paraná (2010)
NOTA: Elaboração dos autores.

A organização político-administrativa do Coaliar e o intenso uso da terra tornam evidente a dificuldade para a implantação da gestão integrada dos recursos naturais, uma vez que envolve inúmeros interesses e diversas unidades institucionais relativamente “autônomas”: municípios, RMC e bacia, todos com objetivos distintos e particulares.

3.2 AVALIAÇÃO ECOSISTÊMICA

Os ecossistemas operam em uma condição de relativo equilíbrio dinâmico, em que a constante interação direta e indireta entre seus componentes garante a estabilidade dinâmica, possuindo um limiar de resiliência. Deste modo, o principal objetivo da gestão de bacias hidrográficas deveria ser a manutenção dessa estabilidade. Neste sentido, a questão é: qual deve ser o tamanho mínimo dos ecossistemas intactos ou “saudáveis” para manter a sua relativa estabilidade dinâmica? Respondê-la é fundamental, porque o tamanho físico-espacial dos ecossistemas definirá o custo de oportunidade para manter o provimento de serviços ecossistêmicos na área do Coaliar. Esse custo deve ser a base (ou ponto de partida), no caso da gestão de bacias hidrográficas, para a definição dos preços unitários básicos.

A gestão de bacias hidrográficas está vinculada a dois componentes ecossistêmicos: solo e cobertura florestal (em especial, a mata ripária).

O solo provê uma série de serviços ecossistêmicos. Ele não pode ser considerado um recurso renovável, pois é resultado de inúmeros processos físico-químico-biológicos que levam milhares de anos. O solo não provê apenas os materiais essenciais para a vida e para o bem-estar humano, mas também um amplo conjunto de bens menos tangíveis, tais como fonte de expressão artística e cultural, inspiração, beleza cênica etc.

A cobertura florestal pode ser considerada o principal componente estrutural de um ecossistema – pelo menos é o mais visível, sendo responsável por uma série de serviços essenciais para a manutenção de outros componentes ecológicos e do sistema humano. As florestas ripárias, por exemplo, são importantes corredores para a movimentação da fauna, contribuindo para a dispersão vegetal (biodiversidade), criando as condições necessárias para o fluxo gênico da flora e fauna (SILVA *et al.*, 2011).

Verifica-se, portanto, que o solo e a floresta ripária são dois importantes componentes ecossistêmicos em bacias hidrográficas, responsáveis pelo provimento de um grande conjunto de serviços ecossistêmicos. Deste modo, o inadequado uso do solo e a degradação da floresta ripária podem comprometer os benefícios providos para o sistema humano.

3.3 AVALIAÇÃO DO CUSTO DE OPORTUNIDADE

Esta seção tentará estimar a “escala sustentável ou aceitável” de uso das terras nas Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira. Desse modo, o custo para adequar o uso e ocupação das terras à “escala sustentável” pode ser *proxy* do custo de oportunidade dos agentes na recuperação, manutenção e preservação do fluxo de serviços ecossistêmicos.

A identificação da “escala sustentável” de uso e ocupação das terras será realizada a partir do mapa de aptidão agrícola, *proxy* da capacidade de uso da terra¹¹, e do mapa de uso e ocupação das terras 2001/02¹² (ITCG, 2011). A estimativa da área sobreutilizada¹³ pela agropecuária revelou que 239,3 mil hectares do total de 476 mil com uso agropecuário e silvícola estavam em áreas inaptas (tabela 2). Ainda, a sobreposição do mapa de uso e ocupação das terras de 2001/02 e do mapa que indica as áreas que deveriam ter mata ripária revelou que 26,2 mil hectares precisam ser recuperados.¹⁴

¹¹ Segundo Lepsch *et al.* (1991), a capacidade de uso da terra representa a sua adaptabilidade segundo os diversos usos possíveis, mas sem perder suas características originais, tais como fertilidade e resiliência em decorrência da presença dos fatores de desgaste e empobrecimento.

¹² Informação mais recente para a região em estudo.

¹³ As áreas sobreutilizadas são “aquelas em que o uso está acima da capacidade de sustentação do solo, portanto, degradando-o” (TOSTO, 2010, p.191).

¹⁴ A estimativa dessa área foi realizada com auxílio do ArcGis 9.3, a partir de um *buffer* de 30 metros para as margens dos principais rios e reservatórios e um *buffer* com raio de 50 metros para as nascentes (ITCG, 2011), conforme o Código Florestal de 1965. Optou-se por manter as regras do Código Florestal de 1965 por conta da indefinição das novas regras e pela ausência das informações sobre a largura dos rios e do tamanho das propriedades (módulo fiscal).

TABELA 2 - USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS NO COALIAR - 2001/2002

USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS	ÁREA	
	ha	%
Agropecuário	468.375	75,90
Agricultura em área apta	187.200	30,34
Agricultura em área de mata ciliar	20.170	3,27
Agricultura em área inapta	202.700	32,85
Pastagem em área apta	22.740	3,69
Pastagem em área de mata ciliar	2.795	0,45
Pastagem em área inapta	32.770	5,31
Florestal	81.129	13,15
Natural ou Nativa (remanescentes florestais)	69.830	11,32
Mata ciliar	3.690	0,60
Reflorestamento em área apta	3.390	0,55
Reflorestamento em área de mata ciliar	364	0,06
Reflorestamento em área inapta	3.855	0,62
Urbano	59.120	9,58
Urbano em área de mata ciliar	2.867	0,46
Corpos d'água	5.574	0,90
Coaliar - Total	617.065	100,00
Mata ciliar a recuperar	26.196	4,25
Floresta nativa a recuperar (sobreutilizada)	239.325	38,78

FONTE: ITCG (2011)

NOTA: Elaboração dos autores.

Uma vez definida a “escala aceitável”, é possível estimar o custo de adequação, proxy da parcela do custo de oportunidade. A estimativa dos custos da adequação levará em conta as seguintes ações: recuperação e conservação da mata ripária dos principais rios (incluindo as nascentes) e reservatórios; e adequação do uso da terra de acordo com sua aptidão agrícola.

A recuperação e conservação dos 26.196 hectares de mata ripária implicariam um custo total estimado de R\$ 141,7 milhões¹⁵. Na área urbana não está incluso o custo de desapropriação. Contudo, a maior parcela do custo está a cargo da área agrícola, um montante de R\$ 109 milhões para a recuperação de 20,2 mil hectares (GARCIA, 2012).

A adequação do uso do solo segundo sua aptidão agrícola implicará a conversão de 239,3 mil hectares com uso agropecuário e silvícola para cobertura florestal. Assumindo que o custo de recuperação da cobertura florestal seja o mesmo estimado para a mata ciliar, o custo seria de R\$ 1,3 bilhão, distribuído em: 84,7% na atividade agrícola (R\$ 1,1 bilhão); 13,7% na pecuária (R\$ 177,3 milhões); 1,6% na silvicultura (R\$ 20,9 milhões) (GARCIA, 2012).

O custo da adequação representaria o “investimento” ou o “custo de oportunidade” para recuperar, manter ou preservar parcela do capital natural, garantindo o fluxo de serviços. Em termos monetários, ou não considerando o estado geral dos ecossistemas e o “investimento” de R\$ 1,32 bilhão em capital natural, qual seria o valor dos benefícios para o bem-estar humano?

¹⁵ O custo médio por hectare para recuperação da mata ciliar em áreas degradadas no Vale do Ribeira foi estimado por Tatto e Gazetta (2009, p.26) em R\$ 5.410.

3.4 AVALIAÇÃO DOS BENEFÍCIOS ANUAIS DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

A avaliação dos benefícios anuais dos serviços ecossistêmicos ao bem-estar humano será realizada com auxílio do *InVEST Model*¹⁶, a partir de duas temáticas: *Freshwater* e *Terrestrial*. A primeira permite avaliar os serviços ecossistêmicos associados à água e ao solo. A segunda auxilia na avaliação daqueles serviços ecossistêmicos relacionados à superfície terrestre, tais como biodiversidade, captura e estocagem de carbono, polinização e produção de madeira.

A avaliação será realizada a partir de duas situações: situação 1 - uso e ocupação das terras em 2001/02; situação 2 - construída a partir do mapa de uso e ocupação das terras em 2001/02, em que é simulada a recuperação e conservação da mata ciliar dos principais rios, nascentes e reservatórios de abastecimento de água e adequação do uso das terras de acordo com sua aptidão agrícola – *proxy* da “escala sustentável”.

A temática *Freshwater* é composta pelo *Hydropower*, *Nutrient Retention* e *Sediment Model*. O *Hydropower* é composto pelo *Water Yield*, *Water Scarcity* (quadro 1) e pelo componente de valoração econômica. O *Water Yield* estima a quantidade de água resultante da precipitação que não foi evapotranspirada, ou seja, corresponde ao somatório do escoamento superficial (*surface flow*), sub-superficial (*subsurface*) e subterrâneo (*groundwater*).

QUADRO 1 - ASPECTOS TEÓRICO-METODOLÓGICOS DOS WATER YIELD E WATER SCARCITY MODELS⁽¹⁾

OBJETIVO
Estimar a contribuição de cada parcela da paisagem no provimento de água para uso hidroelétrico. No entanto, as informações geradas permitem uma avaliação da provisão e da demanda de água na bacia hidrográfica.
EQUAÇÃO 1 - <i>Water Yield</i>
$Y_{xj} = \left(1 - \frac{AET_{xj}}{P_x}\right) \times P_x$, onde Y_{xj} é a <i>Water Yield</i> , AET_{xj} é a evapotranspiração atual sobre o <i>pixel</i> (x) com o uso do solo (j) e P_x é a precipitação anual.
EQUAÇÃO 2 - <i>Water Scarcity</i>
$V_{in} = Y - u_d$, onde V_{in} é o volume de <i>water scarcity</i> , Y é a <i>water yield</i> e u_d é o volume total de água consumida na bacia a montante.

FONTE: Tallis *et al.* (2011)

NOTA: Elaboração dos autores.

(1) Para maiores informações sobre os aspectos teórico-metodológicos de todos os modelos dispostos pelo InVEST, consultar Tallis *et al.* (2011).

¹⁶ O InVEST Model foi desenvolvido pelo Projeto Capital Natural, resultante da parceria entre a ONG The Nature Conservancy (TNC), WWF (*World Wildlife Fund*) e o Woods Institute for the Environment Stanford University, para subsidiar a gestão dos recursos ambientais. Os resultados podem contribuir para a elaboração de modelos de gestão de áreas terrestres, costeiras ou marinhas que possam prover um *mix* de benefícios para a sociedade. Para maiores informações sobre o *InVEST Model* e suas aplicações, consultar Tallis *et al.* (2011), Kareiva *et al.* (2011) e Garcia (2012).

O volume precipitado médio total anual na área do Coaliar foi estimado em 9,45 bilhões de m³ entre 1990 e 2001. O *Hydropower Model* estimou em 7,67 bilhões de metros cúbicos o volume de *Water Yield* por ano para a situação 1, e uma evapotranspiração anual média de 1,79 bilhões de metros cúbicos. O uso consuntivo total foi estimado em 973 milhões de m³ ao ano, inclui o consumo vegetal (florestas, reflorestamento e agropecuário), resultando em um “excedente” (água disponível) de 6,69 bilhões de m³ (GARCIA, 2012). Este excedente “alimenta” os corpos d’água e contribui para a recarga dos lençóis freáticos e aquíferos.

Na situação 2, o *Water Yield* foi estimado em 8,2 bilhões/m³, indicando um aumento de 548 milhões/m³ em relação à situação 1, explicado pela redução na evapotranspiração anual média. O uso consuntivo sofre uma redução de 330,7 milhões/m³, devida em parte à redução do consumo agropecuário e silvícola, afetando o excedente, que aumenta em 878 milhões/m³ (GARCIA, 2012).

O segundo modelo da temática *Fre shwater* é o *Sediment Model*, que permite calcular a perda de solo com base no *Soil Loss Model* (quadro 2). Sua base teórica é a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS).

QUADRO 2 - ASPECTOS TEÓRICO-METODOLÓGICOS DO *SOIL LOSS MODEL*

OBJETIVO
Estimar a perda anual média do solo e a capacidade de retenção de sedimentos com base em dados geomorfológicos, climáticos, vegetação e práticas de manejo do solo.
Equação Universal de Perda de Solo - EUPS
EUPS = $R \times K \times LS \times C \times P$, onde R representa a força erosiva da chuva e do seu escoamento superficial, K é o fator de erodibilidade do solo, LS representa a combinação entre comprimento da rampa e declividade do terreno - fator topográfico, C é o fator cobertura do solo e manejo e P é a prática conservacionista.

FONTE: Tallis et al. (2011)

NOTA: Elaboração dos autores.

A adoção de práticas conservacionistas¹⁷ evitaria a perda ou movimentação de 79,5 milhões de t/ano de solo (GARCIA, 2012).

Os *Terrestrial Models* permitem avaliar os serviços de captura e estocagem de carbono (quadro 3).

QUADRO 3 - ASPECTOS TEÓRICO-METODOLÓGICOS DO *CARBON MODEL*

OBJETIVO
Estimar a quantidade de carbono estocada ou capturada ao longo do tempo.
CÁLCULO DO ESTOQUE DE CARBONO
Agrega a quantidade de carbono estocada acima (vegetação superficial) e abaixo (raízes da vegetação) do solo, no solo e na matéria orgânica morta com base no mapa de uso e ocupação das terras.

FONTE: Tallis et al. (2011)

NOTAS: Mg significa megagrama de carbono, equivalente a 1 tonelada métrica.

Elaboração dos autores.

¹⁷ As principais práticas de manejo do solo adotadas na área do Coaliar são: i) plantio em nível; ii) uso de terraços; iii) rotação de culturas; iv) uso de lavouras para reforma e/ou renovação de pastagens; v) pousio ou descanso de solos; vi) proteção e/ou conservação de encostas; vii) plantio direto na palha (IBGE, 2006).

O estoque total estimado de carbono na situação 1 é de 43,1 milhões de toneladas. No entanto, na situação 2 o estoque total de carbono alcançaria 79,4 milhões de toneladas, ou seja, um incremento de 36,3 milhões de toneladas ao final do processo de recuperação (GARCIA, 2012).

A avaliação ecossistêmica mostrou que a recuperação e a adequação do manejo do solo podem amenizar a degradação dos ecossistemas, além de alterar o fluxo de serviços. O conjunto de informações gerado reforça a hipótese de que a gestão de bacias hidrográficas deve ter como foco um amplo conjunto de serviços ecossistêmicos, uma perspectiva holística e integrada. Logo, os custos totais associados à recuperação, adequação do manejo do solo agrícola e urbano e à conservação da relativa qualidade dos ecossistemas não devem ser suportados por um único grupo de beneficiários ou usuários, mas pelo maior número possível de beneficiários.

Um importante desafio da gestão ambiental é identificar e mensurar os benefícios associados à melhoria dos ecossistemas. Neste estudo, parcela dos benefícios já foi mensurada na avaliação ecossistêmica, mas os resultados foram apresentados apenas na métrica biofísica. A seguir busca-se apresentar algumas estimativas econômicas e complementares quanto aos benefícios proporcionados pelos ecossistemas.

Assume-se que é impossível valorar todos os benefícios. Dessa forma, os principais são: i) *Water Yield* e o provimento de água para uso consuntivo; ii) fertilidade do solo agropecuário e silvícola e erosão evitada nas áreas de mata ciliar e de remanescente florestal; iii) captura e estocagem de carbono; iv) provisão – alimentos, madeira e fibras.

A estimativa de parcela do valor da variação na *Water Yield* resultante da adequação do manejo do solo será baseada no custo de substituição da água potável local pela água dessalinizada do mar¹⁸. A área do Coalhar está a uma distância inferior a 100 km do Oceano Atlântico. Essa decisão está sustentada no suposto de que o aumento da *Water Yield* é resultado da redução na evapotranspiração, que, diferentemente do que ocorre no escoamento superficial, a água evapotranspirada é difícil de ser capturada e armazenada, a não ser por meio da recuperação da cobertura florestal. Uma alternativa para que seja possível obter um volume equivalente da água “evapotranspirada” seria substituí-la por outra. Essa forma seria através da construção de usinas de dessalinização na área litorânea.¹⁹

Israel está construindo uma usina de dessalinização com capacidade para “produzir” 150 milhões de m³ de água por ano ao custo estimado de US\$ 400 milhões, mais um custo de US\$ 0,50 por m³ (PRESS, 2011), não incluindo o custo de transporte e de distribuição. No entanto, estima-se que o custo médio do m³ da

¹⁸ A dessalinização é um processo que retira os sais da água salobra ou do oceano, tornando-a própria para consumo humano, dessedentação animal e uso na irrigação agrícola e flora natural. Podem ser utilizados dois processos: evaporação e recondensação da água e a filtração molecular, ou osmose reversa (PEREIRA JR., 2005). Estima-se que existam mais de 13.800 usinas de dessalinização em todo o mundo (GIANINI, 2008).

¹⁹ A construção de novos mananciais dentro da região não alteraria o cenário, na verdade até o agravaria, porque haveria substituição de áreas florestais por reservatórios de água, reduzindo ainda mais a *Water Yield*.

“água dessalinizada” esteja entre US\$ 1 e US\$ 1,5 (GIANINI, 2008). No trabalho será adotado o custo de US\$ 0,50 por metro cúbico.

A partir da variação da *Water Yield*, de 548,3 milhões de m³, estima-se que seria necessário um investimento de US\$ 1,6 bilhão para substituir apenas a variação de *Water Yield*. Além disso, os usuários teriam que arcar com o custo de US\$ 0,50 por m³ de água “produzida”, totalizando US\$ 274,2 milhões por ano. A recuperação das áreas florestais também proporcionaria uma redução na demanda consuntiva, estimada em 330,7 milhões de m³ por ano. A menor demanda consuntiva evitaria a construção de pelo menos outras duas usinas de dessalinização para manter a demanda consuntiva original (situação 1), estimada em 973 milhões de m³ por ano. As duas usinas representariam um investimento adicional de US\$ 800 milhões, além de US\$ 165,4 milhões por ano. Então, o benefício proporcionado pela adequação do uso das terras em termos da disponibilidade de água seria da ordem de R\$ 2,4 bilhões em investimentos evitados, mais 440 milhões ao ano do custo de produção, o que já justificaria o investimento em capital natural.

Uma alternativa seria a busca por água em áreas distantes do centro de consumo, o que elevaria de maneira demasiada o custo de captação e de transporte. No entanto, essa alternativa ainda exigirá a realização de investimentos em capital natural para a proteção dos novos mananciais. Na prática haveria apenas um aumento do custo de disposição. Desta maneira, não seria mais interessante investir na recuperação e manutenção do sistema de mananciais existente?

Outro benefício proporcionado pela adequação do uso das terras é a erosão evitada²⁰. A estimativa do benefício da manutenção da fertilidade do solo será realizada a partir do Método do Custo de Reposição. O método será aplicado sob duas condições: 1) considera-se a reposição da fertilidade em solos com uso agropecuário e silvícola que estejam respeitando a sua aptidão agrícola; 2) considera-se a reposição da fertilidade em solos destinados somente à cobertura florestal, incluindo mata ciliar.

Aplicando o modelo de conversão aos volumes estimados de perdas totais de solo que poderiam ser evitadas se fosse respeitada a aptidão agrícola do solo, as áreas de matas ciliares, bem como se fossem adotadas práticas conservacionistas referentes ao uso agrícola (187,7 mil hectares), pastagem (22,8 mil hectares) e reflorestamento (3,4 mil hectares), ter-se-iam os seguintes resultados (tabela 3).

TABELA 3 - CUSTO TOTAL DE REPOSIÇÃO DE FERTILIZANTES SEGUNDO TIPO DE USO NA ÁREA DO COALIAR

USO DA TERRA	CUSTO DE REPOSIÇÃO DE FERTILIZANTES (R\$/ANO) ⁽¹⁾				
	Sulfato de Amônia	Superfosfato Simples	Cloreto de Potássio	Calcário Dolomítico	TOTAL
Agrícola	5.281.255	160.310	188.867	8.354.354	13.984.786
Pastagem	814.546	24.725	29.130	1.288.521	2.156.921
Reflorestamento	120.280	3.651	4.301	190.269	318.502
TOTAL	6.216.081	188.686	222.298	9.833.144	16.460.209

FONTE: Garcia (2012, p.209)

(1) Valores de 2009.

²⁰ Será adotado o conceito de degradação evitada, porque a recuperação parcial da integridade dos ecossistemas através da recomposição das matas ciliares e adequação do uso da terra segundo sua aptidão agrícola, bem como

Verifica-se que o custo total estimado para a reposição de nutrientes na área agropecuária e silvícola remanescente alcançaria R\$ 16,5 milhões por ano, em que somente a atividade agrícola responderia por 85%.

As áreas ocupadas com atividade agropecuária e silvícola, em detrimento da mata ciliar e da sobreutilização do solo, e as áreas com remanescentes florestais e mata ciliar representam 336,2 mil hectares, gerando uma perda total de solo anual de 83 milhões de toneladas (situação 1). A partir das estimativas da perda de nutrientes que poderia ser evitada e do custo de reposição dos fertilizantes e corretivos necessários (inclusive o custo de aplicação), estimou-se o custo total de reposição de nutrientes do solo (tabela 4).

TABELA 4 - CUSTO TOTAL DE REPOSIÇÃO DE FERTILIZANTES SEGUNDO TIPO DE USO NA ÁREA DO COALIAR

USO DA TERRA	CUSTO DE REPOSIÇÃO DE FERTILIZANTES (R\$/ANO) ⁽¹⁾				
	Sulfato de Amônia	Superfósforo Simples	Cloreto de Potássio	Calcário Dolomítico	TOTAL
Cultivo em Mata Ciliar	669.424	20.320	23.940	1.058.953	1.772.636
Cultivo em Área Inapta	7.624.883	231.449	272.679	12.061.710	20.190.720
Remanescente Florestal	1.833.940	55.668	65.585	2.901.087	4.856.280
Mata Ciliar	98.056	2.976	3.507	155.113	259.652
Pastagem em Mata Ciliar	129.231	3.923	4.622	204.429	342.205
Pastagem em Área Inapta	1.685.626	51.166	60.281	2.666.472	4.463.545
Reflorestamento em Mata Ciliar	15.167	460	542	23.993	40.163
Reflorestamento Inapto	189.880	5.764	6.790	300.369	502.804
TOTAL	12.246.207	371.727	437.946	19.372.127	32.428.006

FONTE: Garcia (2012, p.211)

(1) Valores de 2009.

O custo total estimado para repor os nutrientes, o qual poderia ter sido evitado se a área agropecuária e silvícola remanescente estivesse respeitando as áreas de mata ciliar, a aptidão agrícola do solo e a adoção de práticas conservacionistas, alcançaria R\$ 32,5 milhões por ano.

Os resultados da avaliação ecossistêmica mostraram que a adequação do uso das terras na área do Coaliar contribuiria para um aumento do estoque total de carbono de 43,2 milhões de toneladas para 79,4 milhões, um crescimento de 85%. A expansão da área florestal (inclusive da mata ciliar) responderia por 65% do aumento no estoque total (GARCIA, 2012).

A estimativa do valor econômico do estoque total de carbono levará em conta somente a variação observada na área de mata ciliar (6,5 milhões de toneladas) e na cobertura florestal (45 milhões de toneladas). Cabe destacar que as atividades agropecuárias não estão devidamente institucionalizadas no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), o que dificultaria a comercialização dos créditos de carbono. Para a estimativa do valor econômico do carbono capturado e estocado,

da adoção de práticas conservacionistas de manejo da terra, representará uma redução da degradação dos ecossistemas.

adotar-se-á o preço de US\$ 6,5 por tonelada de CO₂, correspondente ao preço médio do mercado voluntário de crédito de carbono²¹ em 2009 (MULLER, 2010).

O valor da variação no estoque total de carbono resultante apenas da expansão das matas ciliares seria de US\$ 42 milhões. A adequação da aptidão agrícola do solo realizada através da conversão das áreas sobreutilizadas em cobertura florestal geraria um valor adicional de US\$ 292,5 milhões.

A estimativa do valor econômico dos serviços ecossistêmicos de provisão da área do Coaliar adotou como base os Valores da Produção (VP) estimados em 2009 pelo IBGE na Pesquisa Pecuária Municipal (PPM), Produção Agrícola Municipal (PAM) e Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura.

Sabe-se que o IBGE publica essas informações por município. No entanto, nem todos os municípios possuem 100% do território na área do Coaliar. Assim, para estimar os valores dos municípios que não possuem todo o seu território nas bacias hidrográficas foram utilizados dois critérios de corte: 1) percentual da área total do município na área do Coaliar; e 2) localização da sede urbana.

Com base nesses critérios, não serão considerados os seguintes municípios: i) Palmeira, porque apenas 5% do território está na área do Coaliar; ii) Rio Branco do Sul, dado que apenas 15% do território encontra-se na área do Coaliar e, nesta fração, encontra-se a sede urbana do município. Para os demais municípios os valores da produção serão ponderados pelo respectivo percentual de área que esteja contido na área do Coaliar (GARCIA, 2012).

Os valores estimados para cada atividade são apresentados na tabela 5, a seguir:

TABELA 5 - VALOR ECONÔMICO DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DE PROVISÃO DA ÁREA DO COALIAR - 2009

VARIÁVEIS	ORIGEM DA PRODUÇÃO					TOTAL
	Animal	Agrícola - Culturas		Silvícola	Extração Vegetal	
		Temporárias	Permanentes			
VP (mil R\$)	34.759	283.095	27.347	90.328	11.072	446.602
Área colhida (ha)	-	3.267	110.269	-	-	113.536

FONTE: Garcia (2012)

O valor estimado total da produção dos serviços de provisão alcançou R\$ 446,6 milhões em 2009, com predomínio das culturas temporárias (R\$ 283 milhões) e da produção silvícola (R\$ 90,3 milhões). Outra informação que se apreende é a área colhida agrícola estimada pela PAM/IBGE, em torno de 113,5 mil hectares. Não é possível estimar a área de pastagem, silvícola e de extração vegetal para 2009. No entanto, verifica-se que a área colhida em 2009 é inferior à área agrícola estimada a partir do mapa de uso e ocupação das terras em 2001/2002, após a sua adequação segundo a aptidão agrícola do solo, da ordem de 187,2 mil hectares. Portanto, existe a possibilidade de que a

²¹ Esse mercado abrange as negociações de crédito e neutralizações de emissões realizadas por empresas que não possuem metas sob o Protocolo de Quioto. Logo, essas podem ser consideradas iniciativas voluntárias (CARBONOBASIL, 2011).

expansão da área florestal não venha a afetar de maneira significativa os serviços ecossistêmicos de provisão.

Esse conjunto de informações pode subsidiar a construção de um modelo de gestão ambiental para as Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira apoiado na adoção de esquemas de PSAs e que respeite a aptidão agrícola das terras.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avaliação mostrou que 39% da área total do Coaliar pode ser qualificada como sobreutilizada, porque a atividade econômica desenvolvida neste território não respeita as restrições impostas pelas características do solo. Essa informação pode ser utilizada como *proxy* da “escala aceitável” do sistema agropecuário e silvícola – econômico. Neste caso, a política de gestão de bacias hidrográficas deveria ser orientada para a promoção de um reordenamento do uso e ocupação das terras de acordo com a aptidão ou a capacidade de uso do solo.

A recuperação e conservação das áreas inaptas ao uso agropecuário com vegetação nativa poderia elevar a disponibilidade hídrica em 878 milhões/m³/ano. Esse aumento na água disponível seria explicado pelo aumento da cobertura vegetal, que reduziria a evapotranspiração média. O aumento também seria explicado pela redução no uso consuntivo, uma vez que haveria redução das áreas com uso agropecuário e silvícola. No entanto, apenas o custo técnico-operacional estimado para a recuperação das áreas inaptas ao uso agropecuário e silvícola seria da ordem de R\$ 1,3 bilhão. Cabe destacar que esse custo não inclui o custo de oportunidade da terra, ou seja, a produção agropecuária e silvícola sacrificada.

Na “precificação” da água deveria ser incluído o custo de reordenamento do uso e ocupação das terras segundo a aptidão do solo e o custo de oportunidade de uso do solo. Contudo, as propostas elaboradas no Brasil, inclusive a apresentada pelo Coaliar, não levam na devida medida os custos envolvidos no provimento dos serviços ecossistêmicos, dentre eles a disponibilidade hídrica. O principal critério adotado no País para a definição dos Preços Unitários Básicos (PUBs) é o menor impacto na planilha de custos dos principais usuários da água. O resultado é que o PUB não é capaz de estimular o reordenamento do uso e ocupação das terras, uma vez que não reflete o custo efetivo de provimento dos serviços ecossistêmicos.

Neste sentido, o uso da modelagem poderia subsidiar a gestão de bacias para que adotasse uma gestão integrada dos recursos naturais, não apenas hídrica. Contudo, a gestão integrada deve considerar algumas das características inerentes dos ecossistemas: irreversibilidade da degradação, dado que, uma vez degradado, apenas parcela do ecossistema poderá ser recuperada; incerteza quanto aos resultados da intervenção humana; escala física de uso antrópico dos ecossistemas; estreita interdependência entre os componentes do ecossistema e deste com o sistema antrópico. Por exemplo, a disponibilidade de água limpa requer a presença de “ecossistemas saudáveis”, cujas interações entre solo, água, vegetação e clima

asseguram importantes serviços para o bem-estar humano e para a manutenção da relativa estabilidade dos ecossistemas. Estes serviços incluem a purificação da água, o controle do fluxo, a infiltração e armazenagem de água e a manutenção de ecossistemas aquáticos (STANTON *et al.*, 2010).

A partir dessa perspectiva, a gestão de bacias não deveria ter como foco apenas a melhoria da qualidade e da disponibilidade hídrica, uma vez que a qualidade está vinculada à relativa estabilidade dos ecossistemas e da relação entre o sistema natural e antrópico. Na verdade, o objetivo da gestão de bacias deveria ser a melhoria da qualidade do ecossistema como um todo, e não apenas de suas partes, promovendo uma verdadeira gestão integrada dos recursos naturais. Neste sentido, a cobrança pelo direito de uso da água deveria ser ampliada para outros serviços ecossistêmicos e, quando possível, amparada por esquemas de PSAs.

Por último, cabe destacar que neste trabalho foi avaliada apenas a disponibilidade hídrica proporcionada pela adequação do uso e ocupação das terras segundo a aptidão de uso do solo. Contudo, sabe-se que a recuperação da cobertura vegetal proporcionará outros serviços ecossistêmicos, tais como: redução da taxa de erosão, aumento da captura e armazenagem de carbono, qualidade da água, beleza cênica etc. Deste modo, a gestão dos recursos naturais deveria, na devida medida, incorporar a interdependência entre os componentes ecossistêmicos e destes com o sistema econômico, proporcionando de fato um modelo de Gestão Integrada dos Recursos Naturais, ainda inexistente no Brasil e na maior parte do mundo.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA) **Relatório 2008** – Cobrança pelo uso de recursos hídricos nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. 2009. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/cobrancauso/>>. Acesso em: 14 set. 2010.

BRANCO, S. M. **Água: origem, uso e preservação**. 2.ed. São Paulo: Moderna, 2003.

BRASIL. Decreto n. 24.643, de 10 de julho de 1934, que instituiu o código de águas.

Diário Oficial da União. Rio de Janeiro, 10 jul. 1934. Disponível em:

<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/d24643.htm>. Acesso em: 22 jun. 2010.

BRASIL. Lei Federal n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1 da Lei n. 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei n. 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, Brasília, 9 de jan. 1997. Disponível em: <http://www.saoluis.ma.gov.br/documentos/legislacao/federal/lei_9433_97_esse.pdf>. Acesso em: 20 ago. 2007.

CARBONOBASIL. **Mercado de carbono**: mercado voluntário. Disponível em:

<<http://www.institutocarbonobrasil.org.br>>. Acesso em: 23 nov. 2011.

COSTANZA, R.; DALY, H. E. Natural capital and sustainable development. **Conservation Biology**, Boston, US: Blackwell Scientific Publication, v.6, p.37-46, 1992.

GARCIA, J. R. **Valoração, cobrança pelo uso da água e a gestão das bacias hidrográficas do Alto Iguaçu e afluentes do Alto Ribeira**: uma abordagem econômico-ecológica. 265 p. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente) - Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2012.

GIANINI, T. Tão valiosa quanto o petróleo: a falta de água no mundo está criando um mercado bilionário que atrai grandes empresas, como GE, Siemens e Dow. **Guia Exame de Sustentabilidade**, 2008. Disponível em: <http://planetasustentavel.abril.com.br/noticia/desenvolvimento/conteudo_406733.shtml>. Acesso em: 21 nov. 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Agropecuário - 2006**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/>>. Acesso em: 05 out. 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Pecuária Municipal – 2009a**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2009/instr_coleta.pdf>. Acesso em: 23 nov. 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Produção agrícola municipal – 2009b**. Disponível em: <<http://ibge.gov.br/home/estatistica/economia/pam/2009>>. Acesso em: 23 nov. 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Produção da extração vegetal e da silvicultura – 2009c**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/pevs/2009/pevs2009.pdf>>. Acesso em: 23 nov. 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Estados@**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/estadosat/>>. Acesso em: 05 out. 2010.

INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ (ÁGUAS PARANÁ). **Base cartográfica – atlas de recursos hídricos do Estado do Paraná**. Arquivos digitais fornecidos pela Jaqueline Dorneles de Souza (Coordenadora ATIG), do Instituto das Águas do Paraná por e-mail em 18 nov. 2010.

INSTITUTO DE TERRAS, CARTOGRAFIA E GEOCIÊNCIAS (ITCG). **Produtos cartográficos**. Disponível em: <www.itcg.pr.gov.br>. Acesso em: 23 jul. 2011.

KAREIVA, P. et al. **Natural capital**: theory and practice of mapping ecosystem services. New York: Oxford University Press, 2011. 432p.

LEPSCH, I. F. et al. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. 4ª aproximação. Campinas: SBCS, 1991. 175p.

MERICO, L. F. K. **Introdução à economia ecológica**. 2.ed. Blumenau, SC: Edifurb, 2002.

MULLER, F. B. **Valor do mercado voluntário de CO2 cai 47% em 2009**. (2010). Disponível em: <www.institutocarbonobrasil.org.br>. Acesso em: 23 nov. 2011.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **OECD environment outlook to 2030**. Paris, 2008. Disponível em: <<http://www.oecd.org/environment/indicators-modelling-outlooks/40200582.pdf>>. Acesso em: 28 maio 2010.

PARANÁ. Lei Estadual n. 12.726, de 26 de novembro de 1999. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos e adota outras providências. **Diário Oficial do Estado**. Curitiba, 26 nov. 1999. Disponível em: <<http://www.meioambiente.pr.gov.br>>. Acesso em: 9 set. 2010.

PEREIRA JR., J. S. **Dessalinização de água do mar no litoral nordestino e influência da transposição de água na vazão do rio São Francisco**. Brasília: Câmara dos Deputados 2005. Disponível em: <http://bd.camara.gov.br/bd/bitstream/handle/bdcamara/1533/dessalinizacao_agua_jose_pereira.pdf?sequence=1>. Acesso em: 21 nov. 2011.

PINHATTI, A. L. **Aspectos conceituais da gestão de recursos hídricos e sua aplicação no caso das bacias hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí-SP**. 155f. Dissertação (Mestre em Geociências) - Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 1998. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br>>. Acesso em: 2 ago. 2011.

PRESS, V. S. Huge desalination plant to open. **Israel21c**, 2011. Disponível em: <www.israel21c.org/briefs/huge-desalination-plant-to-open>. Acesso em: 21 nov. 2011.

SILVA, J. A. A. et al. **O código florestal e a ciência**: contribuições para o diálogo. São Paulo: SBPC, 2011. Disponível em: <www.sbpnet.org.br/site/arquivoscodigo_florestal_e_a_ciencia.pdf>. Acesso em: 27 abr. 2011.

STANTON, T. et al. **State of watershed payments: an emerging marketplace**. 2010. Disponível em: <http://www.forest-trends.org/documents/files/doc_2438.pdf>. Acesso em: 12 dez. 2011.

TALLIS, H. T. et al. **InVEST 2.1 Beta user's guide**: integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs. Disponível em: <www.naturalcapitalproject.org>. Acesso em: 29 jun. 2011.

TATTO, N.; GAZETTA, C. A. **Recuperando as matas ciliares do Vale do Ribeira**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2009. Disponível em: <<http://www.ciliosdoribeira.org.br/files/cartilha.pdf>>. Acesso em: 2 ago. 2011.

TOSTO, S. G. **Sustentabilidade e valoração de serviços ecossistêmicos no espaço rural do município de Araras-SP**. 217 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Econômico) - Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2010. Disponível em: <www.bibliotecadigital.unicamp.br>. Acesso em: 29 jun. 2011.