

DESENVOLVIMENTO LOCAL SUSTENTÁVEL

37

MÉTODOS DA PRODUTIVIDADE MARGINAL NA VALORAÇÃO AMBIENTAL: QUANDO O CAPITAL NATURAL NÃO É SUBSTITUÍVEL

Alexandre Magno de Melo Faria¹

Faculdade de Economia da UFMT (Campus Cuiabá). E-mail: dr.melofaria@gmail.com

Charline Dassow²

Faculdade de Economia da UFMT (Campus Cuiabá). E-mail: cherdassow@gmail.com

Para citar este artículo puede utilizar el siguiente formato:

Alexandre Magno de Melo Faria y Charline Dassow (2020): "Método da produtividade marginal na valoração ambiental: quando o capital natural não é substituível", Revista DELOS, Vol 13 Nº 37 (diciembre 2020). En línea:
<https://www.eumed.net/es/revistas/delos/vol-13-no-37-diciembre-2020/valoracao-ambiental>

Resumo

Este artigo tem por objetivo apresentar as bases teóricas e metodológicas do método da produtividade marginal como uma ferramenta de valoração ambiental. A principal característica dessa abordagem é a aceitação da impossibilidade de substitutibilidade perfeita entre capital natural e capital produzido pelo homem, sendo classificada na abordagem da sustentabilidade forte, como uma alternativa aos demais métodos de valoração que admitem total ou parcialmente que o capital produtivo poderia substituir o capital natural. A valoração pelo método da produtividade marginal somente pode ser estimada com um conjunto de pressupostos do modelo, mas uma interessante condição é a integração de informações dos fluxos e estoques de capital natural e suas relações com as variações na produção e geração do valor, sendo um método essencialmente interdisciplinar. Ao final, são apresentadas as limitações e críticas ao modelo.

Palavras-chave: substitutibilidade perfeita, valoração ambiental, produtividade marginal, sustentabilidade forte.

MÉTODOS DE PRODUCTIVIDAD MARGINAL EN LA EVALUACIÓN AMBIENTAL: CUANDO EL CAPITAL NATURAL NO ES REEMPLAZABLE

Resumen

Este artículo tiene como objetivo presentar las bases teóricas y metodológicas del método de la productividad marginal como herramienta de valoración ambiental. La principal característica de este enfoque es la aceptación de la imposibilidad de una perfecta sustituibilidad entre el capital natural y el capital producido por el hombre, siendo clasificado en el enfoque de sostenibilidad fuerte, como una alternativa a los otros métodos de valoración que admiten total o parcialmente que el capital produtivo podría reemplazar al capital produtivo. La valoración por el método de la productividad marginal solo puede estimarse con un conjunto de supuestos del modelo, pero una condición interesante es la integración de información de los flujos y stocks de capital natural y su relación con las variaciones en la producción y generación de valor, siendo un método esencialmente interdisciplinario. Al final se presentan limitaciones y críticas al modelo.

Palabras clave: perfecta sustituibilidad, valoración ambiental, productividad marginal, sostenibilidad fuerte.

¹ Pós-doutor em Gestão e Economia (UBI/Portugal). Professor Associado III. Universidade Federal de Mato Grosso.

² Doutora em Economia (PIMES/UFPE). Coord. Administrativa do NuPES (Núcleo de Pesquisas Econômicas e Socioambientais). Universidade Federal de Mato Grosso.

MARGINAL PRODUCTIVITY METHOD IN ENVIRONMENTAL ASSESSMENT: WHEN NATURAL CAPITAL IS NOT REPLACEABLE

Abstract

This article aims to present the theoretical and methodological bases of the marginal productivity method as an environmental valuation tool. The main characteristic of this approach is the acceptance of the impossibility of perfect substitutability between natural capital and capital produced by man, being classified in the approach of strong sustainability, as an alternative to the other valuation methods that admit totally or partially that productive capital could replace the natural capital. The valuation by the marginal productivity method can only be estimated with a set of assumptions of the model, but an interesting condition is the integration of information from the flows and stocks of natural capital and their relationship with the variations in the production and generation of value, being an essentially interdisciplinary method. At the end, limitations and criticisms of the model are presented.

Keywords: perfect substitutability, environmental valuation, marginal productivity, strong sustainability.

JEL (Journal of Economic Literature): Q51 (valoração ambiental), Q57 (economia ecológica).

1. INTRODUÇÃO

Desde a década de 1960 registram-se diversas abordagens científicas sobre a questão ambiental. As percepções mais nítidas referem-se à crescente escassez de recursos (Boulding, 1966; Meadows et al., 1972; Daly, 1973), à poluição derivada da produção (Carson, 1969), a percepção do processo de entropia inerente aos sistemas biofísicos e socioeconômicos (Georgescu-Roegen, 1971; Georgescu-Roegen, 2012) e dos efeitos sistêmicos e crescentemente generalizados das externalidades negativas (Daly e Farley, 2004).

A questão ambiental é transversal e deve ser abordada de forma multi/interdisciplinar. Cada ramo científico tem contribuições ao seu entendimento e controla um estoque de ferramentas de abordagem para mitigação dos problemas. De forma geral, o papel das ciências econômicas está reservado à valoração dos recursos naturais que possam gerar informações estratégicas para a tomada de decisão gerencial, capaz de garantir alocação e distribuição eficiente dos bens e serviços ambientais.

Para garantir que as ciências econômicas cumpram com sua atribuição, Romeiro e Maia (2011) sustentam que é fundamental a compreensão aprofundada da complexidade ecossistêmica dos recursos naturais em processo de avaliação e suas relações com diferentes grupos de atores sociais por meio do diálogo interdisciplinar. É preciso levar em conta a existência de riscos de perdas irreversíveis potencialmente catastróficas, ou seja, a sustentabilidade “forte”, que pressupõe uma reduzida capacidade de substituir capital natural por capital produtivo. Portanto, uma metodologia de valoração não reducionista tem de levar em conta o fato de que o que está em jogo nesse processo são ecossistemas complexos com múltiplas dimensões de valor.

A vertente que defende a impossibilidade de substituição de capital natural por capital produtivo chama-se “sustentabilidade forte”, enquanto a vertente que aceita tal substituição chama-se “sustentabilidade fraca” (Penna e Cristeche, 2008). Este artigo tem o objetivo de recuperar o debate da valoração econômica ambiental que considere a manutenção do capital natural que ainda está disponível, pois a tomada de decisão estratégica, tanto de planejamento estatal quanto ao nível privado, não poderá se furtar de manter e ampliar a base de capital natural que presta serviços ecossistêmicos. E, dentre os métodos de valoração econômica ambiental, somente o método da produtividade marginal (Pmg) tem o pressuposto de sustentabilidade forte, pois não considera a substitutibilidade perfeita. Portanto, o que diferencia este artigo de outros trabalhos que debatem os métodos econômicos de valoração ambiental é a revisão de literatura internacional sobre as vantagens e procedimentos do método da produtividade marginal, que negligencia a importância deste método quanto à sustentabilidade forte. Além disso, o artigo apresenta as limitações e críticas a esta abordagem, como uma forma de reflexão para o ajustamento do método.

Além desta introdução, o artigo está estruturado em mais três tópicos. A fundamentação teórica apresenta a abordagem geral da valoração econômica ambiental, as vertentes filosóficas e as linhas de procedimentos. A revisão de literatura sobre produtividade marginal, a qual busca demonstrar tanto as definições teóricas desta abordagem quanto seus procedimentos metodológicos, além de casos de aplicação da metodologia. Nas considerações finais apresentam-se resumidamente as vantagens de utilização da metodologia da produtividade marginal, além de suas limitações e dificuldades de aplicabilidade.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Para Romeiro e Maia (2011), a política ambiental mais eficiente é aquela que cria as condições, por meio da precificação, para que os agentes econômicos internalizem os custos da degradação provocada. Nesse sentido, é importante notar que, para a economia ambiental, a valoração econômica do meio ambiente (precificação) é, teoricamente, condição necessária e suficiente de política pública capaz de resolver o problema ambiental. Além disso, todo o meio ambiente é passível de valoração monetária, incluindo as estruturas ou funções ecossistêmicas que não geram bens e serviços ecossistêmicos, ou seja, que não possuem um valor de uso claro.

Marques e Comune (1995) discutem a ausência de substitutos perfeitos para a maioria dos ativos ambientais e a inexistência de sinalização de preços para seus serviços distorce a percepção dos agentes econômicos, induzindo os mercados a falhas na alocação eficiente, evidenciando uma divergência entre custos privados e sociais. Além disso, Tavares, Ribeiro e Lanna (1998) discutem que os preços dos bens e serviços ambientais valorados podem não ser necessariamente internalizados no mercado, mas devem, pelo menos, ser efetivamente considerados nos processos

de tomada de decisão. Mesmo sem estar efetivamente internalizada nos preços, Carramaschi, Cordeiro Neto e Nogueira (2000) já haviam percebido que a valoração dos bens e serviços ambientais exercia, em muitos países, um papel relevante no processo de tomada de decisão, em nível de projeto e de políticas, bem como na área de avaliação de danos ambientais.

Segundo Wakim, Vergara e Magalhães (2012, p.109), “a *determinação do Valor Econômico dos Recursos Ambientais (VERA) deve considerar todas as características econômicas e de valor dos recursos naturais, além de considerar que esses bens podem ou não estar associados a um uso*”. Nesse sentido, Da Motta (1998) define a fórmula do VERA como:

$$VERA = (VUD + VUI + VO) + VE$$

onde VUD significa o Valor de Uso Direto, VUI representa o Valor de Uso Indireto, VO o Valor de Opção e VE o Valor de Existência. Esses valores econômicos são explicados de maneira detalhada no Quadro 1, o qual apresenta a taxonomia geral do valor econômico do recurso ambiental (VERA).

Quadro 1. Taxonomia Geral do Valor Econômico do Recurso Ambiental.

<i>Valor econômico do recurso ambiental</i>				
	<i>Valor de uso</i>			<i>Valor de não uso</i>
	Valor de uso direto	Valor de uso indireto	Valor de opção	Valor de existência
Valor	Bens e serviços ambientais apropriados diretamente da exploração do recurso e consumidos atualmente	Bens e serviços ambientais que são gerados de funções ecossistêmicas e consumidos indiretamente na atualidade	Bens e serviços ambientais de uso direto e indiretos a serem apropriados e consumidos no futuro	Valor não associado de uso atual ou futuro e que reflete questões morais, culturais, éticas ou altruísticas
Serviços relacionados	Serviço de provisão e regulação	Serviços de regulação, suporte e culturais	Serviço de provisão, regulação, suporte e culturais ainda não descobertos	Serviços culturais

Fonte: Da Motta (2011).

Na literatura são encontradas diferentes classificações dos métodos de valoração ambiental. Turner *et al.* (2003) classificam os métodos de valoração monetária em duas categorias. O primeiro grupo utiliza o enfoque da curva de demanda que inclui o método de preferência como a valoração contingente e os métodos de preferências reveladas, tais como: custos de viagem e preços hedônicos. O segundo grupo não utiliza a abordagem da curva de demanda e inclui o método da dose-resposta, do custo de reposição e o de mitigação.

Trabalhos mais recentes têm adotado uma classificação semelhante a Turner *et al.* (2003). Para Da Motta (2011) os métodos de valoração podem ser classificados como métodos da função de produção e métodos da função de demanda. Como métodos da função de produção têm-se os métodos da produtividade marginal e os de mercados de bens substitutos, tais como: custo de reposição, gastos defensivos ou custos evitados e custos de controle. Por outro lado, como métodos da função de demanda, têm-se os métodos de mercado de bens complementares, tais como: preços hedônicos e do custo de viagem, e o método da valoração contingente.

Romeiro e Maia (2011) apresentam outra classificação para os métodos de valoração ambiental, sendo esta os métodos diretos e indiretos. Para esses autores os métodos da função de demanda podem ser também identificados como métodos diretos. Já como indiretos, tem-se os métodos da função de produção, conforme Figura 1. Para Maia, Romeiro e Reydon (2004), os métodos diretos (a.1 e a.2 na Figura 1) buscam estimar mercados hipotéticos ou mercados de bens complementares para obter uma DAP (disposição a pagar), ou seja, uma escala de preferência dos indivíduos quanto a demanda de bens e serviços ambientais. Segundo Da Motta (2011, p.184), os métodos da função de demanda:

(...) assumem que a variação da disponibilidade do recurso ambiental altera a disposição a pagar ou aceitar dos agentes econômicos em relação àquele recurso ou seu bem privado complementar. Assim, esses métodos estimam diretamente os valores econômicos (preços-sombra) com base em funções de demanda para esses recursos derivadas de (i) mercados de bens ou serviços privados complementares ao recurso ambiental ou (ii) mercados hipotéticos construídos especificamente para o recurso ambiental em análise. (...) Utilizando-se de funções de demanda, esses métodos permitem captar as medidas de disposição a pagar (ou aceitar) dos indivíduos relativas às variações de disponibilidade do recurso ambiental. Com base nessas medidas, estimam-se as variações do nível de bem-estar pelo excesso de satisfação que o consumidor obtém quando paga um preço (ou nada paga) pelo recurso abaixo do que estaria disposto a pagar.

Os métodos diretos pela DAP, conforme a Figura 1, podem mensurar a VUD+VUI se for pelo custo de viagem, mensurar a VUD+VUI+VO se for o método dos preços hedônicos e pode mensurar a VUD+VUI+VO+VE se for a avaliação contingente (Maia, Romeiro e Reydon, 2004; Romeiro e Maia, 2011). Contudo, tais métodos constroem mercados hipotéticos, que realmente não existem. Além disso, aceitam a substitutibilidade entre capital natural e capital produtivo, sendo classificados como na abordagem da sustentabilidade fraca.

Para Maia, Romeiro e Reydon (2004), por outro lado, os métodos indiretos têm por objetivo valorar os recursos através da função de produção que se relaciona com alterações ambientais e, portanto, impactam a oferta de bens e serviços e seus respectivos preços de mercado. O principal objetivo é estimar o impacto de uma mudança marginal de um recurso ambiental na economia, através de uma relação entre o bem/serviço ambiental alterado e seus efeitos no sistema econômico. Pode ser mensurado através de mercados de bens substitutos ou diretamente no preço de mercado do bem afetado.

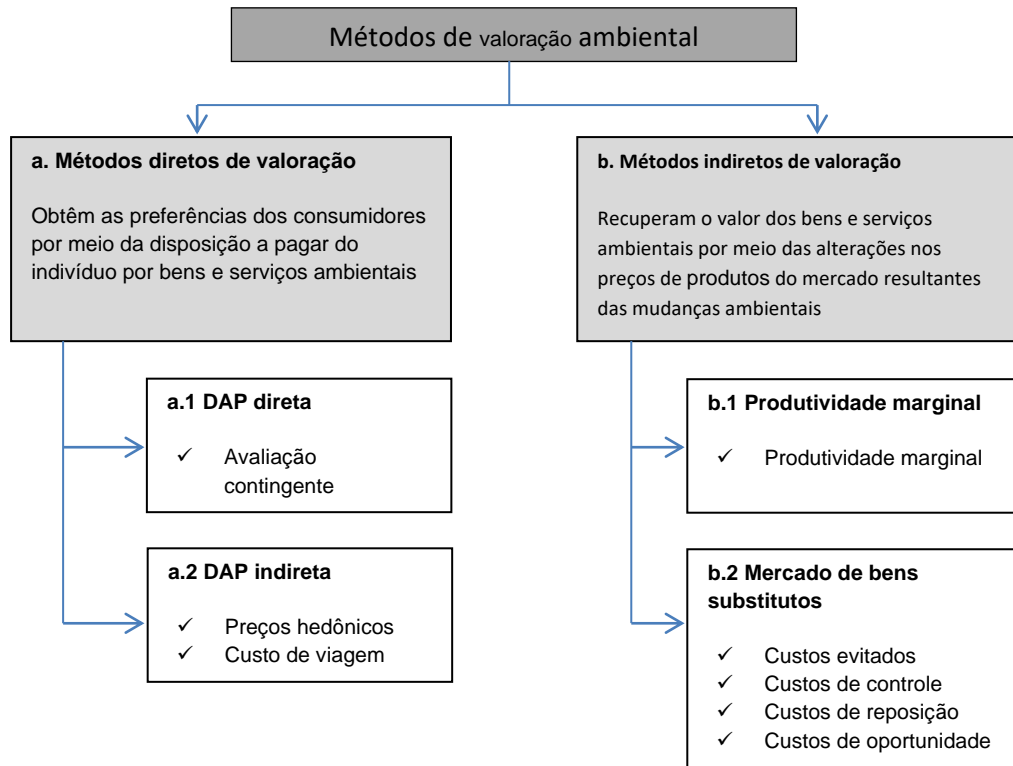


Figura 1. Métodos de Valoração Ambiental.

Fonte: Romeiro e Maia (2011).

No primeiro caso, os métodos indiretos através de mercados de bens substitutos (b.2 na Figura 1) podem mensurar a VUD+VI pelos métodos dos custos evitados, dos custos de controle, dos custos de reposição e dos custos de oportunidade (Maia, Romeiro e Reydon, 2004; Romeiro e Maia, 2011). Estes métodos não conseguem captar o VO e o VE dos recursos ambientais em análise e consideram que há uma margem de substituição entre capital natural e capital produtivo, sendo classificados na abordagem da sustentabilidade fraca.

Para Da Motta (1998) o método da função de produção (b.1 na Figura 1) é uma das técnicas de valoração mais simples e muito utilizada. Neste método é observado o valor do recurso ambiental E devido a sua contribuição como insumo ou fator na produção de um produto (Z), ou seja, o impacto do uso de E em uma atividade econômica. Desse modo, estima-se a variação de Z decorrente da variação da quantidade de bens e serviços ambientais do recurso ambiental (E) utilizado na produção de Z . Segundo Da Motta (2011, p.183):

(...) se o recurso ambiental é um insumo ou um substituto de um bem ou serviço privado, esses métodos utilizam-se de preços de mercado deste bem ou serviço privado para estimar o valor econômico do recurso ambiental. Assim, os benefícios ou custos ambientais das variações de disponibilidade desses recursos ambientais para a sociedade podem ser estimados.

As técnicas indiretas de valoração não mensuram as preferências individuais, pois estão estimando apenas pelo lado da oferta, mas conforme Pearce e Turner (1990, p.142): *"Instead, they calculate a 'dose-response' relationship between [say] pollution and some effect, and only then is some measure of preference for that effect applied"*³. Contudo, apesar desta limitação, a técnica da produtividade marginal é a única que não considera a substitutibilidade perfeita entre capital natural e

³ Em vez disso, eles calculam uma relação "dose-resposta" entre [digamos] poluição e algum efeito, e somente então é uma medida de preferência para esse efeito aplicado (tradução livre pelos autores).

capital produzido. Dentro do escopo de análise da economia ecológica, a aceitação da possibilidade de substituição entre fundos e fluxos (Farley e Daly, 2004) seria uma limitação fundamental e que impossibilitaria a construção de um cenário de sustentabilidade forte. Assim, neste artigo optou-se por aprofundar a abordagem do método da produtividade marginal devido a sua ampla utilização, aplicabilidade e por não considerar a substitutibilidade do capital natural, portanto, incorporando um importante pressuposto da sustentabilidade forte.

3. REVISÃO DE LITERATURA SOBRE PRODUTIVIDADE MARGINAL

Inicialmente, considera-se importante destacar que o método da produtividade marginal se baseia em alguns pressupostos que nem sempre são preenchidos. Para Cristeche e Penna (2008) um dos pressupostos é que o produtor opera em um mercado atomístico, sendo tomador de preço tanto no mercado de fatores de produção quanto na oferta de seus bens finais. Assim, para mudanças nos volumes de produção, os preços permanecem constantes (o produtor enfrenta curvas de demanda horizontais) e assim calcula-se sem dificuldade o valor da melhoria ou deterioração do meio ambiente, o que em ambos os casos seria experimentado pelo produtor. No caso oposto, em que alterações na qualidade ambiental foram importantes ou suficientes para alterar o preço de venda do produto e do preço dos fatores de produção (curvas de demanda inclinada), o impacto seria muito difícil de medir e seus efeitos sobre o bem-estar seriam compartilhados entre produtores e consumidores.

Segundo estes autores, outro pressuposto importante é que tanto a quantidade quanto a composição da produção e os fatores produtivos são mantidos constantes. No entanto, isso muitas vezes não é o caso. É altamente provável que, com variações nas condições de produção (a degradação ambiental geralmente ocorre gradualmente), o produtor implementa medidas de tipo defensivo. Um exemplo é a alteração na composição da produção incorporando novos cultivos e culturas que são mais resistentes à degradação e que ao mesmo tempo não provoca danos ambientais. Uma alternativa pode ser a intensificação no uso de insumos produtivos ou introdução de novos que reduzam os efeitos negativos da degradação.

Dessa maneira, o que é posto em relevo a partir do questionamento desses pressupostos é a necessidade de realizar uma análise de equilíbrio geral. O modelo deve considerar todos os produtores e não se limitar aos casos que envolvam apenas produtores que não implementaram medidas defensivas (Azqueta Oyarzún, 1994).

Depois de obedecidos os pressupostos, de acordo com Da Motta (1998) para aplicação do método da produtividade marginal deve-se considerar uma **função de produção** de **Z**, tal que o nível de produção de **Z** é dado pela seguinte expressão:

$$Z = F(X, E)$$

onde **X** é um conjunto de insumos formado por bens e serviços privados e representa um bem ou serviço ambiental gerado por um recurso ambiental que é utilizado gratuitamente, ou seja, seu preço de mercado p_E é zero. Note que **E** representa, assim, um valor de uso para a produção de **Z**. Sendo p_Z e p_X os preços de **Z** e **X**, a função do lucro (π) na produção de **Z** seria:

$$\pi = p_Z Z - p_X X - p_E E = p_Z F(X, E) - p_X X$$

em que o produtor ajusta a utilização do seu insumo de forma a maximizar o seu lucro. Assumindo que a variação de **Z** é marginal e, portanto, não altera seu preço, a variação de lucro seria:

$$\frac{\partial \pi}{\partial X} = 0 \rightarrow p_Z \frac{\partial F}{\partial X} - p_X = 0 \quad \text{e} \quad \frac{\partial \pi}{\partial E} = 0 \rightarrow p_Z \frac{\partial F}{\partial E} = 0$$

ou seja, a variação de lucro do usuário de **E** é igual ao preço de **Z** multiplicado pela variação de **Z** quando varia **E**. Como o método da produtividade marginal assume que p_Z é conhecido, assim, o valor econômico de **E** (VE_E) é obtido pela expressão:

$$VE_E = p_z \frac{\partial F}{\partial E}$$

Segundo Da Motta (1998, p.16) pode-se observar que o:

(...) VE_E , nestes casos, representa apenas valores de uso diretos ou indiretos relativos a bens e serviços ambientais utilizados na produção. Vale ressaltar que a estimação da função de produção F não é trivial quando as relações tecnológicas são complexas. Além do mais, as especificações de E em F são difíceis de serem captadas diretamente na medida em que E corresponde geralmente a fluxos de bens ou serviços gerados por um recurso ambiental que depende do seu nível de estoque ou de qualidade. Logo, se faz necessário conhecer a correlação de E em F ou, se possível mais especificamente, as funções de dano ambiental ou as funções dose-resposta (DR).

As funções DR podem ser representadas pela seguinte função:

$$E = DR(x_1, x_2, \dots, Q)$$

onde x_i são as variáveis que, juntamente com o nível de estoque ou qualidade Q do recurso, afetam o nível de E . Assim:

$$\partial E = \frac{\partial DR}{\partial Q}$$

Segundo Da Motta (1998, p.16) “estas funções **DRs** procuram relacionar a variação do nível de estoque ou qualidade (respectivamente, taxas de extração ou poluição) com o nível de danos físicos ambientais e, em seguida, identificar o efeito do dano físico (decréscimo de E) em certo nível de produção específico”. Em outras palavras, a função DR mensura o impacto no sistema produtivo da variação marginal na provisão do bem ou serviço ambiental e, partindo dessa variação, estima o valor econômico de uso do recurso ambiental (Romeiro e Maia, 2011).

Como exemplo de função dose-resposta, pode-se mencionar a queda na produção pesqueira em resposta à dose de contaminação da água (Romeiro e Maia, 2011). De acordo com Da Motta (1998), no caso da função DR da produção pesqueira, Q seria o nível de poluição da água, que afeta a qualidade da água (E) que, consequentemente, afeta a produção pesqueira (Z). Outro caso de função DR poderia ser o nível de uso do solo (Q) que afeta a qualidade do solo (E) e, por sua vez, afeta a produção agrícola (Z). Desse modo, após a determinação da função DR pode-se estimar a variação do dano em termos de alterações (estoque ou qualidade) no bem ou serviço ambiental que afeta a produção de um bem.

Vários estudos têm adotado o método da produtividade marginal como ferramenta de valoração econômica de danos e bens e serviços ambientais devido a sua ampla aplicabilidade. Para Maia, Romeira e Reydon (2004), apesar das estimativas indiretas geralmente serem subestimadas pela dificuldade de mensurar a $VO+VE$, captando apenas valores de uso dos recursos ambientais, sua valoração chega a ser suficiente para viabilizar o uso sustentável de um ambiente.

Nesse sentido, considera-se importante apresentar alguns trabalhos que tem utilizado este método, bem como seus principais resultados alcançados. Destacam-se os trabalhos de Srivardhana (1986), Kramer, Sharma e Munasinghe (1995), Norton-Griffiths e Southey (1995), Melo e Silva (2001), Rygaard, Arvin e Binning (2009), Wakim, Vergara e Magalhães (2012), Othman et al. (2014), Li et al. (2016) e Feng et al. (2019)

O trabalho de Srivardhana (1986) procurou saber se os benefícios do gerenciamento do uso do solo na área do projeto Nam Pong na Tailândia compensariam os custos incorridos com ele. Desse modo, o método da produtividade marginal foi utilizado para encontrar o valor de uso relativo aos ganhos associados ao gerenciamento dos corpos d'água. Para isso criou-se dois cenários. O cenário 1 pressupôs ausência de gestão no processo de erosão corrente. O cenário 2 pressupôs um processo de gerenciamento dos corpos d'água com a intenção de atenuar a erosão dos solos vizinhos. Evidenciou-se que em termos de benefícios brutos o cenário 2 apresentaria um valor de US\$ 614 milhões contra US\$ 518 milhões do cenário 1, em valores de 1982. Contudo, quando deduzidos os custos com os planos de gerenciamento, o cenário 1 tornar-se-ia mais favorável (US\$ 518 milhões contra US\$ 478 milhões do cenário 2).

Kramer, Sharma e Munasinghe (1995) utilizaram diferentes métodos de valoração para estimar os benefícios ambientais de projetos de conservação da floresta tropical em Madagascar. Dentre eles, utilizou-se o método da produtividade marginal para estimar o valor monetário da prevenção de perdas nas plantações pela criação do parque de Mantadia. Para isso os autores construíram uma função "dose-resposta", relacionando o desmatamento com as inundações. O método indicou que, considerando um tempo de vida útil de 20 anos para o projeto, o benefício agregado obtido na proteção dos corpos d'água é de US\$ 71.556, em valor presente de 1995.

Norton-Griffiths e Southey (1995) buscaram, em seu trabalho, estimar os custos de oportunidade associados à conservação da biodiversidade no Quênia e, a partir destas estimativas, fazer uma comparação com os benefícios líquidos gerados pelas atividades compatíveis com a conservação. Os autores utilizaram o método da produtividade marginal para estimar o valor de uso do turismo e das atividades florestais desse território. Através dele, identificou-se que o benefício líquido associado aos usos diretos equivale a US\$ 42 milhões, sendo US\$ 27 milhões originários do turismo e os outros US\$ 15 milhões da silvicultura. Nessa pesquisa também se encontrou que o custo de oportunidade da conservação, seria de US\$ 203 milhões. Portanto, constatou-se que o governo do Quênia está subsidiando a conservação em US\$ 161 milhões.

Por outro lado, no cenário brasileiro têm-se os trabalhos de Melo e Silva (2001) e Wakim, Vergara e Magalhães (2012). Melo e Silva (2001) utilizaram o método da produtividade marginal para estimar o benefício financeiro internalizado por uma fazenda produtora de cana-de-açúcar, pelo uso da vinhaça⁴ como fertilizante do solo (externalidade positiva) em Pernambuco. O valor econômico da vinhaça foi obtido através das diferenças de produtividade entre a produção utilizando a fertilização com vinhaça e a produção sem a utilização da vinhaça, ou $VEv = pc (p_{mev} - p_{me})$, onde p_{mv} = produto médio quando se utiliza a vinhaça e p_{me} = produto médio quando não se utiliza a vinhaça. Para a análise utilizou-se dados da usina Petribú S/A localizada no município de Lagoa do Itaenga em Pernambuco. Verificou-se no trabalho que o valor econômico da vinhaça é de R\$514,02/hectare. Segundo Melo e Silva (2001, p.15) "(...) este valor estimado para a vinhaça não contém o benefício adicional gerado para o bem estar da coletividade, através da preservação da natureza resultante da eliminação da externalidade negativa que era gerada com o derramamento da vinhaça nos rios". Ou seja, o valor estimado da vinhaça representa apenas o seu valor de uso direto.

Rygaard, Arvin e Binning (2009) avaliaram a qualidade da água em Copenhague na Dinamarca, com foco no efeito da mistura de diferentes qualidades de água potável. Foi considerado um cenário de fornecimento de água dessalinizada e água remineralizada. O modelo analisou as consequências econômicas das mudanças no conteúdo mineral da água potável. As doenças humanas avaliadas foram as cardiovasculares, cárie dentária e eczema atópico, bem como foram estimados o tempo de vida das máquinas de lavar louça e roupa, trocadores de calor, sistemas de distribuição, além do consumo de água engarrafada e uso de sabão. Os efeitos foram calculados para um cenário em que 50% do abastecimento de água de Copenhague seria substituído por água dessalinizada. Sem remineralização de 50% da água fornecida, espera-se que o impacto total seja negativo ($-\text{€}0,44 \pm 0,20/\text{m}^3$), com perdas econômicas líquidas. Com a remineralização de 50% da água fornecida, seria possível reduzir vários impactos negativos com impacto positivo no valor de $\text{€}0,14 \pm 0,08/\text{m}^3$, com ganhos econômicos líquidos.

O estudo de Wakim, Vergara e Magalhães (2012), teve como objetivo mensurar o impacto na lucratividade da produção de arroz irrigado da microrregião de Formoso do Araguaia, no estado de Tocantins, caso ocorressem mudanças na disponibilidade hídrica. Para isso foram utilizados (i) o método dose-resposta e (ii) a criação de dois cenários, um otimista (variação positiva na disponibilidade hídrica) e outro pessimista (variação negativa). Esses cenários foram simulados através do método Monte Carlo com 10.000 replicações. Nos resultados da simulação, verificou-se que apenas a variável água não foi suficiente para explicar a redução no lucro da produção de arroz irrigado da microrregião de Formoso do Araguaia, sendo necessário utilizar e oscilar outras variáveis no modelo proposto. Esses resultados indicam a dificuldade de se estimar uma função DR devido à complexidade dos processos ecológicos, onde a variação da dose de uma variável não gerou uma resposta satisfatória que pudesse garantir um sentido ecológico e econômico à valoração.

Othman et al. (2014) estimaram o valor econômico dos impactos na saúde humana derivada da poluição transfronteiriça da névoa de fumaça em Kuala Lumpur e áreas adjacentes no estado de

⁴ Segundo Melo e Silva (2001, p.1): "A vinhaça, resíduo final da fabricação do álcool etílico por via fermentativa, é também conhecida por vinhoto, restilo, caldo ou garapão, dependendo da região. É caracterizada como um efluente de destilarias com alto poder poluente e alto valor fertilizante".

Selangor, na Malásia. Foram coletados dados de quatro hospitais com informações sobre internações relativas a 14 doenças relacionadas à neblina, nos anos de 2005, 2006, 2008 e 2009. A ocorrência de um dia com fumaça representou uma elevação de 31% nas internações em relação a um dia normal sem fumaça. A perda econômica anual devido ao impacto na saúde do paciente internado foi avaliada em US\$ 91.000. O valor presente da perda econômica de todos os pacientes internados alcançou estimativa entre US\$ 1,1 milhão e US\$ 1,7 milhão.

Li et al. (2016) estudaram os efeitos da deterioração do ar causada pela poluição em 74 cidades da China, visando compreender o efeito dos diferentes poluentes na saúde pública e sinalizar aos tomadores de decisão quais os custos da poluição para a população e a economia. Foram utilizados dados de material particulado (PM₁₀) e dióxido de enxofre (SO₂) na atmosfera das cidades, entre janeiro e junho de 2015. Os resultados mostram que no cenário de limite inferior e superior, a perda econômica relacionada à saúde causados por PM₁₀ e SO₂ representaram 1,63 e 2,32% do PIB, respectivamente. Os resultados demonstram também um quadro de morbidades e mortalidades derivadas da poluição do ar. Os autores indicam a construção de uma governança que inclui ajustes na estrutura energética, controle de poluição na produção, controlar o crescimento populacional urbano e adotar o sistema de comércio de emissões para mitigar as perdas econômicas e efeitos da poluição na saúde da população.

Feng et al. (2019) analisaram o impacto do crescimento econômico chinês nas emissões de precursores do ozônio troposférico (O₃), o respectivo aumento da poluição de regional de O₃ e seus efeitos negativos na sociedade e meio ambiente. Os dados de cerca de 1.400 estações de monitoramento demonstraram a crescente exposição da população e da vegetação (lavouras e florestas) à poluição de O₃ em toda a China em 2015. Com base nas métricas da OMS para proteção da saúde humana, o nível de O₃ elevou em +0,9% a mortalidade prematura (59.844 casos adicionais) com 96% das áreas povoadas apresentando morte prematura induzida por O₃. Para vegetação, a concentração de O₃ reduziu o crescimento anual da biomassa das árvores da floresta em 11–13%, o rendimento do arroz em 8% e do trigo em 6%. Usando funções de dose-resposta de exposição ao O₃, os autores avaliaram os custos das perdas induzidas pelo O₃ em arroz (US\$ 7,5 bilhões), trigo (US\$ 11,1 bilhões) e produção florestal (US\$ 52,2 bilhões), além da morbidade para doenças respiratórias (US\$ 690,9 bilhões) e mortalidade não acidental (US\$ 7,5 bilhões). O custo total relacionado à emissão de O₃ representou 7% do Produto Interno Bruto da China em 2015.

Dessa forma, apesar do método da produtividade marginal apresentar vantagens sobre os demais, por sua avaliação de impactos ser muitas vezes menos controversos do que os outros métodos, dentre outras já mencionadas anteriormente, este método também apresenta dificuldades e limitações que precisam ser consideradas. Primeiro, para Romeiro e Maia (2011), caso as relações biológicas e tecnológicas sejam demasiadamente complexas, a função de produção pode não ser tão trivial, o que geralmente acontece, conforme os resultados de Wakim, Vergara e Magalhães (2012). É difícil aferir as relações causais ambientais, pois vários benefícios tendem a ser afetados pela redução da qualidade ambiental, não apenas aqueles relacionados ao processo produtivo. Assim, para conhecer os benefícios ou danos gerados, é necessário conhecer precisamente os processos biológicos, capacidades técnicas e suas interações com as decisões dos produtores, além do efeito da produção no bem-estar das pessoas. Caso isso não ocorra, o método de produtividade marginal estimará apenas uma parcela dos serviços ecossistêmicos e os valores tenderão a ser muito subestimados.

Para Da Motta (1998), as funções de danos podem apresentar maiores dificuldades que as funções de produção, pois as relações causais em ecologia ainda são pouco conhecidas e de estimação complexa. As relações ecológicas necessitam estudos mais sofisticados e a consideração de um número maior de variáveis. Para ele questões como resiliência e capacidade assimilativa não permitem formas funcionais simples para as DRs e suas funções de produção. Ainda, recomenda evitar a utilização de funções DRs que foram estimadas para um dado local para outros locais, pois as condições ambientais ou de oferta de recursos ambientais são na maioria das vezes distintas. Ou seja, cada função reflete a tecnologia local e sua base de recursos ambientais.

Auffhammer (2018) adverte que apesar dos avanços em algumas análises de dose-resposta para danos derivados da mudança climática, os cientistas precisam melhorar o método de incorporação dos danos econômicos advindos dos eventos climáticos, que podem exigir o abandono de ferramentas econométricas clássicas e a utilização de análise multidisciplinar. O autor adverte que há uma escassez de abordagens dose-resposta sobre a perda de espécies e os serviços ecossistêmicos e que os economistas precisam incorporar esses processos aos seus modelos para estimar o custo das mudanças climáticas.

Para Hanley e Spash (1993), são necessárias técnicas e conhecimento de processos biológicos para se estimar benefícios e danos através da metodologia de dose-resposta, sendo muito complexa a identificação de tais processos. Para Bolt, Ruta e Sarraf (2005) devido à complexidade das relações ecológicas, economistas dependem de cientistas de outras áreas para a construção da função DR, ou seja, a necessidade da interdisciplinaridade. Para eles as informações necessárias para a construção da DR podem ser obtidas através de experimentos (utilizando testes de campo) ou estatísticas (usando *cross-section*, ou dados de séries temporais).

Hanley e Spash (1993) apresentam outra limitação do método de produtividade marginal, afirmando que este modelo subestima o valor correto dos bens ou serviços ambientais (E), nos casos onde valores de opção e existência são positivos. Para Da Motta (1998, p.19):

O valor de E quando é identificado como insumo, consegue apenas refletir as variações de produção de Z quando E varia. Ou seja, apenas capta os valores de uso direto e indireto que E oferece para a geração do fluxo de produção de Z. Assim, valores de opção e existência não podem ser capturados com este método. Dessa forma, o método de produtividade subestima o valor correto de E nos casos onde valores de opção e existência são positivos.

Para Maia, Romeiro e Reydon (2004, p.8):

O método de produtividade marginal acaba estimando apenas uma parcela dos benefícios ambientais, e os valores tendem a ser subestimados. A função de produção capta apenas valores de uso direto e indireto do recurso ambiental. Valores de opção e valores de existência, como a preservação das espécies, não fazem parte das estimativas.

Bolt, Ruta e Sarraf (2005) apontam que a utilização de preços de mercado pode acarretar uma limitação ao método. Primeiro, porque geralmente os preços de mercado refletem apenas valores de uso e não levam em conta os valores de não uso, como a existência, a não utilização, e os valores de herança. Em alguns casos, estes podem ser substancial e consideravelmente maiores do que os valores de uso. Portanto, a abordagem da produtividade somente fornece uma estimativa do limite inferior do custo de oportunidade do recurso ambiental. Em segundo lugar, a utilização desses preços pode ser enganadora. Muitos preços estão distorcidos devido às intervenções governamentais, tais como subsídios, impostos, proteção de importação ou devido à presença de um monopólio e até mesmo de externalidades. Ao considerar o custo social é necessário observar o custo "real" para a sociedade, ou seja, o preço excluindo os impostos e/ou subsídios. Sempre que possível, os preços devem ser ajustados para refletir o seu nível competitivo.

Da Motta (1998) também aborda a dificuldade da utilização do preço de mercado como base para o método. Para ele o preço de mercado de Z ou X pode não corresponder ao preço de eficiência, e com isso gerar viés na estimativa do VERA, pois o valor da produtividade marginal de E pode estar incorreto mesmo para captar valores de uso. Desse modo, o viés estimativo dependerá do nível de distorção na formação do preço de Z e X. A correção deste viés não eliminaria os vieses mencionados, mas permite uma estimativa mais próxima do valor de uso⁵.

Outro aspecto que deve ser considerado e que é frequentemente ignorado, é que uma mudança na produção pode alterar os custos. Por exemplo, se o aumento da salinidade reduz a produtividade, haverá uma redução correspondente do custo de colheita. O oposto pode acontecer no caso de um derramamento químico matar uma grande proporção da população de peixes. Neste caso, os custos podem subir já que leva mais tempo para pegar o mesmo número de peixes (Bolt, Ruta e Sarraf, 2005). Ainda segundo esses autores outro problema que pode complicar a análise é que muitos produtos não são comercializados e isso pode torná-lo difícil de observar um preço de mercado. Quando este for o caso, alternativas podem ser utilizadas, tais como: a avaliação de benefícios do produto, de custo de suplentes e do custo do tempo de trabalho.

⁵ Quando se identifica preços não competitivos, devem ser aplicados métodos de correção para que a estimativa da dose-resposta seja fidedigna, conforme Da Motta (1998, p.21).

Assim, verifica-se a importância da utilização do método da produtividade marginal para a valoração de bens e serviços ambientais, sendo necessário o conhecimento e minimização de suas limitações com o objetivo de se obter alternativas mais refinadas e aplicações do método mais eficazes. Porém, as limitações não devem ser justificadas para rejeição do método, mas servir como uma *proxy* do valor econômico do meio ambiente, garantindo informações mínimas para os tomadores de decisão orientarem planos de negócios e ajustes necessários nas diversas funções de produção, seja na escala local, regional, nacional, continental ou global.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho discute os principais elementos do método de valoração da produtividade marginal, também conhecido como método dose-resposta (MDR). As vantagens do MDR incluem: i) a negação da substitutibilidade perfeita de capital natural por capital produzido, sendo mais ajustado à abordagem da "sustentabilidade forte", pois aceita que existe um conjunto mínimo de ecossistemas insubstituíveis cuja preservação é essencial para a sobrevivência da humanidade; ii) a abordagem da produtividade é menos controversa do que outros métodos, pois pode ser facilmente explicada e justificada, utilizando os preços de mercado para valorar a perda de produção ou o custo crescente de insumos a partir da mudança da qualidade ambiental; iii) se a informação prévia está disponível para quantificar a dose-resposta (em geral fornecido pelas ciências da natureza), o processo de avaliação pode ser feito de forma rápida e com baixo custo.

Contudo, há quatro desvantagens a serem consideradas. **Primeira**, o contexto de sua aplicação é limitado a valores de uso direto com valor econômico; assim, quando se valora um ecossistema, nem todos os serviços que a unidade biofísica presta está relacionada ao mercado, subestimando valores sociais e econômicos, considerando que seria difícil observar um preço de mercado para serviços exógenos aos mercados; desta forma, o método poderia captar apenas os valores de uso direto e indireto que o recurso ambiental oferece para a geração do fluxo de produção econômica; os valores de opção e existência não podem ser capturados com o MDR, subestimando o valor correto do recurso ambiental onde valores de opção e existência são positivos; desta forma, o valor estimado neste método não deve ser interpretado como a medida do valor "verdadeiro", mas como uma aproximação dos impactos da mudança ambiental nas medidas de bem-estar finais.

Segunda, o preço de mercado pode não ser o custo de oportunidade do bem ou serviço privado; muitos preços estão distorcidos devido às intervenções governamentais, tais como subsídios, impostos, proteção de importação ou devido à presença de monopólio/externalidades; neste caso o preço não reflete a eficiência para captar valores de uso; os preços devem ser ajustados para refletir o seu nível competitivo, caso contrário a análise seria distorcida.

Terceira, se requer informação científica para determinar a relação dose-resposta; em muitos casos, esta relação não é conhecida e pode ser muito difícil e dispendioso estimá-la; as relações causais em ecologia são ainda pouco conhecidas e de estimação bastante complexa, requerendo estudos de campo mais sofisticados e a consideração de um número maior de variáveis; questões como resiliência e capacidade assimilativa não permitem a determinação de formas funcionais simples para as funções DR e suas respectivas funções de produção; inclui-se também a necessidade de identificar a sensibilidade de diversos modelos estatísticos distintos quando das estimativas de impactos ecológicos bem como na sua mensuração econômica; nesta fase da estimativa a necessidade de trabalho interdisciplinar torna-se fundamental.

Quarta, se as mudanças na oferta de recursos naturais afetarem o preço de mercado, ou qualquer um dos fatores de produção associados, a estimativa do valor econômico torna-se muito mais complicada; se as mudanças na produtividade são grandes o suficiente para afetar os preços de mercado, deve-se ajustar o modelo para refletir o preço previsto na ausência da alteração do ambiente.

Por fim, percebe-se que a valoração econômica do meio ambiente é importante como elemento de conscientização e de política ambiental alocativa, mas não pode ser usada para definir a escala de uso dos bens e serviços ecossistêmicos produzidos pelo meio ambiente. A escala de uso desses bens e serviços deve estar condicionada pelo seu valor ecológico (e sociocultural), isto é, aquele valor que define sua importância relativa na sustentabilidade geral dos ecossistemas onde a atividade humana se processa e depois, dentro desta escala sustentável, aloca os recursos ambientais a partir de funções econômicas de produção. Portanto, ao invés de descartar o método,

seria mais interessante investir em projetos de investigação que possam inserir novas variáveis e refinar o modelo de forma a incorporar os processos biofísicos mais relevantes que impactam no sistema produtivo, pois o método da produtividade marginal tem a vantagem de incorporar a sustentabilidade forte em seus pressupostos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Auffhammer, M. (2018). Quantifying economic damages from climate change. *Journal of Economic Perspectives*, 32(4), 33-52.
- Azqueta Oyarzún, D. (1994). Gestión y valoración de proyectos de recursos naturales. Dirección de Proyectos y Programación de Inversiones. Instituto Latinoamericano y del Caribe de Planificación Económica y Social – ILPES. CEPAL, Santiago de Chile.
- Bolt, K.; Ruta, G.; Sarraf, M. (2005). Estimating the cost of environmental degradation. World Bank, Environment Department, Paper n.º 106, September.
- Boulding, K.E. (1966). The economics of the coming spaceship Earth. In: Jarret, H. (ed). *Environmental Quality Issues in a Growing Economy*. Baltimore, MD: Resources for the Future/John Hopkins University Press.
- Carramaschi, E.C.; Cordeiro Neto, O.M.; Nogueira, J.M. (2000). O preço da água para irrigação: um estudo comparativo de dois métodos de valoração econômica- contingente e dose-resposta. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, Brasília, v.17, n.3, p.59-81, set./dez.
- Carson, R. (1969). *Primavera Silenciosa*. São Paulo: Melhoramentos.
- Cristeche, E.; Penna, J.A. (2008). Métodos de valoración económica de los servicios ambientales. Estudios socioeconómicos de la sustentabilidad de los sistemas de producción y recursos naturales. Documento de trabajo n.º 3. Instituto de Economía y Sociología (IES) e Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Argentina, Enero.
- Daly, H.E. (1973). *Toward a steady-state economy*. San Francisco, CA: Freeman.
- Daly, H.; Farley, J. (2004). *Economia ecológica: princípios e aplicações*. Lisboa: Instituto Piaget.
- Da Motta, R. S. (1998). *Manual para Valoração Econômica de Recursos Ambientais*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. v.1, 218p.
- Da Motta, R. S. da (2011). Valoração e precificação dos recursos ambientais para uma economia verde. *Política Ambiental*, v.8, p.179-190, junho.
- Feng, Z., De Marco, A., Anav, A., Gualtieri, M., Sicard, P., Tian, H., Fornasier, F., Tao, F., Guo, A., Paoletti, E. (2019). Economic losses due to ozone impacts on human health, forest productivity and crop yield across China. *Environment international*, 131, 104966.
- Georgescu-Roegen, N. (1971). *The Entropy Law and the Economic Process*. Cambridge, Mass: Harvard University Press.
- Georgescu-Roegen, N. (2012). *O decrescimento: entropia, ecologia, economia*. Trad. Maria José Perillo Isaac. São Paulo: SENAC.
- Hanley, N., Spash, C.L. (1993). *Cost-benefit analysis and the environment*. Hants, England: Edward Elgar Publishing Limited.
- Kramer, R.A., Sharma, N.; Munasinghe, M. (1995). *Valuing tropical forests: methodology and case study of Madagascar*. World Bank Environment Paper, n. 13, The World Bank, Washington, D.C.

- Li, L., Lei, Y., Pan, D., Yu, C., Si, C. (2016). Economic evaluation of the air pollution effect on public health in China's 74 cities. *SpringerPlus*, 5(1), 402.
- Maia, A.G.; Romeiro, A.R.; Reydon, B.P. (2004). Valoração de recursos ambientais: metodologias e recomendações. Texto para Discussão. IE/UNICAMP, Campinas, n. 116, mar.
- Marques, J.F.; Comune, A.E. (1995). Quanto vale o ambiente: interpretações sobre o valor econômico ambiental. In: Encontro Nacional de Economia, 23., 1995, Salvador. Anais. Salvador: [s.n.], p.633-651.
- Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J., Behrens, W.W. (1972). The limits to growth. New York, 102, 27.
- Melo, A.S.S.A.; Silva, M.P. (2001). Estimando o valor da "externalidade positiva" do uso da vinhaça na produção de cana de açúcar: um estudo de caso. In: Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, 4, 2001, Belém: ECOECO.
- Norton-Griffiths, M.; Southey, C. (1995). The opportunity costs of biodiversity conservation in Kenya. *Ecological Economics*, vol. 12, pp. 125-139.
- Othman, J., Sahani, M., Mahmud, M., Ahmad, M. K. S. (2014). Transboundary smoke haze pollution in Malaysia: Inpatient health impacts and economic valuation. *Environmental Pollution*, 189, 194-201.
- Pearce, D., Turner, R.K. (1990). Economics of Natural Resources and the Environment. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.
- Penna, J.A. ; Cristeche, E. (2008). La valoración de servicios ambientales: diferentes paradigmas. Estudios socioeconómicos de la sustentabilidad de los sistemas de producción y recursos naturales. Documento de trabajo n. ° 2. Instituto de Economía y Sociología (IES) e Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Argentina, Enero.
- Romeiro, A.R.; Maia, A.G. (2011). Avaliação de custos e benefícios ambientais. Brasília: Escola Nacional de Administração Pública – ENAP.
- Rygaard, M., Arvin, E., Binning, P. J. (2009). The valuation of water quality: Effects of mixing different drinking water qualities. *Water research*, 43(5), 1207-1218.
- Srivardhana, R. (1986). The Nam Pong water resources project in Thailand. In: Dixon, J.A.; Hufschmidt, M.M. Economic valuation techniques for the environment, a case study Workbook. The John Hopkins University Press, Washington.
- Tavares, V.E.; Ribeiro, M.M.R.; Lanna, A.E. (1998). A valoração ambiental e os instrumentos econômicos de gestão dos recursos hídricos. In: Simpósio Internacional sobre Gestão de Recursos Hídricos. Gramado: SINGRH.
- Turner, R.K.; Paavola, J.; Cooper, P.; Farber, S.; Jessamy, V.; Georgiou, S. (2003). Valuing Nature: lessons learned and future research directions. *Ecological Economics*, 46, pp.439-510.
- Wakim, V.R.; Vergara, F.E.; Magalhães, E.A. (2012). O uso do método dose-resposta na mensuração de impactos na lucratividade da produção de arroz irrigado na microrregião de Formoso do Araguaia no estado do Tocantins. *Revista em Agronegócios e Meio Ambiente*, v.5, n. Edição Especial, p.103-133, out.