

## O CUSTO DO DESMATAMENTO EM UM MUNICÍPIO VERDE: UMA ANÁLISE A PARTIR DE DADOS GLOBAIS.

*Nelivelton Gomes dos Santos*

*Universidade do Estado do Pará*

*nelivelton@uepa.br*

*Mario Miguel Amin Garcia Herreros*

*Universidade da Amazônia*

*marioamin@gmail.com*

*Norma Ely Santos Beltrão*

*Universidade do Estado do Pará*

*normaelybeltrao@gmail.com*

### RESUMO

Este estudo teve como objetivo avaliar economicamente dez serviços ecossistêmicos por meio do método *Benefit Transfer* no município de Paragominas-PA, entre os anos de 2001 a 2015. Para chegar ao montante dos valores perdidos neste período, avaliou-se os incrementos anuais de desmatamento fornecidos pelo projeto PRODES, e os valores estimados pelo artigo “*The value of the world’s ecosystem services and natural capital*”. Este método aborda de forma quantitativa e direta valores de estudos primários relevantes, aplicados a um “local de política”, observando uma série de recomendações. Avaliaram-se os serviços de regulação da água, regulação de distúrbios, regulação do clima, oferta de água, controle de erosão, formação do solo, ciclagem de nutrientes, tratamento de resíduos, recreação e serviços culturais. Os valores do “local de estudo” foram convertidos do dólar americano para a moeda brasileira referente ao ano de 1994, posteriormente esses valores foram corrigidos, conforme o IPC da economia brasileira, para o ano de 2015. Com isso, o valor estimado total para as perdas de serviços ecossistêmicos no município de Paragominas foi de R\$494.347.402,15, o que demonstra que o desmatamento ocorrido no município durante o período estudado tem consumido uma fração considerável daquilo que poderia fazer parte de suas riquezas.

**Palavras-Chave:** Benefit Transfer, desmatamento, economia ambiental.

**Eixo Temático:** Mercado Global, Cadeias de Suprimentos e Certificações.

### 1 INTRODUÇÃO

O desflorestamento em regiões tropicais é considerado a segunda maior fonte de emissões de gases efeito de estufa (IPCC, 2007) e deverá continuar a ser uma importante fonte de emissão num futuro previsível (MEA, 2005). Apesar da atenção política na redução do desmatamento, 13 milhões de hectares de florestas continuam a ser perdidos (FAO, 2006). As florestas tropicais desempenham um papel significativo na regulação do clima como sumidouros de gases de efeito estufa (GEE), armazenando  $471 \pm 93$  Pg C, que é equivalente a 55% do carbono armazenado nas florestas da Terra (PAN et al., 2011).

Estima-se que o desmatamento tropical cause cerca de um quarto das emissões antropogênicas de carbono, perda de biodiversidade e outros serviços ambientais (KINDERMANN et al., 2008), e mais recentemente esta participação tenha diminuído ficando em torno de 10% das emissões globais de gases de efeito estufa (BACCINI et al., 2012; HARRIS et al., 2012a, 2012b) que são em grande parte resultado da expansão do uso

da terra agrícola. As ecozonas da floresta tropical totalizaram 32% da perda global de cobertura florestal, quase metade das quais ocorreram nas florestas tropicais da América do Sul. As florestas tropicais secas da América do Sul apresentaram a maior taxa de perda de florestas tropicais devido ao desmatamento (HANSEN et al., 2013).

Como as florestas tropicais também possuem uma rica biodiversidade e fornecem múltiplos serviços ecossistêmicos, a conservação florestal em países tropicais é incentivada com bilhões de dólares de doadores multilaterais, bilaterais e privados (AGRAWAL et al., 2013; SILVA-CHÁVEZ et al., 2015). E estes fatores têm contribuído para a diminuição do desflorestamento em regiões como a Amazônia brasileira.

Nas últimas três décadas, os estados da Amazônia Legal desmataram um total de 421.871 km<sup>2</sup>, uma área correspondente a aproximadamente a duas vezes a área do estado do Alagoas. O descontrole no uso dos recursos florestais, a expansão da fronteira agrícola, a pecuária e expansão das zonas urbanas, foram os principais responsáveis por estes números. As perdas ocasionadas pelo desmatamento são, na maioria das vezes, irreparáveis. Isto representa a ameaça de mais de 40mil espécies de plantas, 427 mamíferos, 1294 aves, 378 répteis, 427 anfíbios e cerca de 3 mil peixes, somente no bioma Amazônia (CASTRO e ANDRADE, 2016).

Esta variedade de seres vivos e não vivos, representam os componentes do ambiente natural que proporcionam um fluxo de benefícios, a longo prazo, para os indivíduos e a sociedade como um todo, na forma de um grande e complexo sistema ecológico, o ecossistema (MEA, 2005). As florestas tropicais destacam-se no rol das preocupações de conservação, pois apesar de abrigarem dois terços da biodiversidade terrestre global, continuam sujeitas a altos níveis de desmatamento, fragmentação e extração seletiva, entre outros impactos (MALHI et al., 2014). Deste modo, o simples uso de parte deste ecossistema pode comprometer o seu equilíbrio e a oferta dos serviços prestados pelo seu conjunto.

Uma das áreas mais atingidas pelas atividades econômicas promotoras do desmatamento foram o Sul e o Leste da Amazônia Legal (estados de Rondônia, Mato Grosso, Tocantins, Maranhão e Pará) onde se expandem os focos de calor (VIANA et al., 2015). Analisando imagens de satélite, Becker (2009) denominou o espaço de “o arco do fogo”. Em números, os estados do Pará, Mato Grosso e Maranhão tiveram as mais altas taxas de desmatamento e de focos de calor do país nos últimos dez anos (VIANA et al., 2015).

Inserido neste contexto está o município de Paragominas, que mesmo tendo reduzido o incremento anual médio de desmatamento a uma taxa de 0,20% nos últimos 5 anos, ainda é o segundo maior território desmatado, compreendendo 44,87% de suas terras (INPE, 2016). Associado aos impactos provenientes do uso da terra, não se sabe ao certo os impactos causados e a perda em termos de serviços ecossistêmicos.

Portanto, fica claro que existe uma forte relação entre a atividade humana (economia) e a degradação do ambiente (ecossistemas) que interferem no bem-estar humano. Para Romeiro (2010), a visão da economia convencional sobre a sustentabilidade ambiental tem origem na maneira como ela vê o processo produtivo, utilizando fatores de produção sem qualquer distinção qualitativa, e por isso considerando-os substitutos. Desta forma, a exploração de recursos naturais se daria sem qualquer preocupação com seu esgotamento ou mesmo com os benefícios que deixaria de produzir, mesmo que imperceptíveis em curto prazo.

O reconhecimento da importância da conservação dos ecossistemas florestais e sua importância para a oferta de serviços de regulação pode ser promovido por meio de estudos de valoração e consequente apresentação de indicadores monetários que explicitem os custos econômicos advindos do desflorestamento (CASTRO et al., 2015), a fim de fornecer uma métrica comum para expressar os benefícios da diversidade de serviços oferecidos pelos ecossistemas (MEA, 2005). E uma vez que o funcionamento dos ecossistemas e seus serviços

afetam tantos aspectos do bem-estar humano, um amplo conjunto de indicadores pode e deve ser usado para medir a magnitude ("valor") de seu impacto (TEEB, 2009).

Uma métrica comum em economia é a avaliação monetária, e alguns críticos dizem que a confiança nessa métrica tem preocupado muitos pesquisadores na avaliação dos serviços dos ecossistemas, não incorporando vários tipos de valor que são críticos para entender a relação entre a sociedade e a natureza (NORGAARD, 1998; WILSON e HOWARTH, 2002; MEA, 2005; CHRISTIE et al., 2006).

Trabalhar em escalas ecologicamente compreensíveis e relevantes para as políticas também permite que os pesquisadores compreendam melhor os valores e percepções dos atores relevantes (HEIN et al., 2006; GRANEEK et al., 2009). Outra razão importante pela qual a especificidade espacial é importante é que a produção e o uso de serviços dos ecossistemas variam espacialmente, assim como os benefícios econômicos que eles geram (muitos deles são de natureza local) e, claro, os custos de ação para o bem-estar humano onde as ações de conservação são implementadas (TEEB, 2010).

Uma avaliação espacialmente explícita dos impactos da ação e da quantificação de benefícios e custos também é útil para mostrar o possível descompasso entre as escalas ecológica e socioeconômica de tomada de decisão, provisão e uso de serviços e entre vencedores e perdedores em diferentes cenários, criando assim condições essenciais para a concepção de intervenções políticas eficazes e equitativas (BALMFORD et al., 2008).

Neste contexto o presente trabalho teve por objetivo avaliar as perdas dos serviços ecossistêmicos em termos econômicos no município de Paragominas, uma das regiões mais castigadas pela ação do homem em busca de riquezas na região amazônica, e estimar o custo total do desmatamento no município de Paragominas entre os anos de 2001 e 2015, pela aplicação do método *Benefit Transfer* utilizando os valores de um trabalho global amplamente aceito pela comunidade científica.

## 2. REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 O valor econômico dos serviços ecossistêmicos

Em 1977, Westman sugeriu que o valor social dos benefícios que os ecossistemas fornecem poderia potencialmente ser enumerado para que a sociedade possa tomar decisões mais informadas e decisões de gestão. Ele chamou esses benefícios sociais de "serviços da natureza". Agora, comumente nos referimos aos serviços de Westman como "serviços ecossistêmicos" - um termo usado pela primeira vez por Ehrlich e Ehrlich (1981).

Destaca-se neste contexto a iniciativa internacional *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB), que com base nos indícios dos custos incorridos pela perda e os benefícios dos serviços ecossistêmicos e da biodiversidade de todo o mundo, tendo promovido a conscientização sobre sua importância para a vida humana e a necessidade de manter e restaurá-los. Apesar da crescente conscientização da importância dos ecossistemas e da biodiversidade para o bem-estar humano, as perdas dos mesmos continuam em larga escala. Por isso, são necessárias mudanças fundamentais na forma como a biodiversidade, os ecossistemas e os seus serviços são vistos e valorizados pela sociedade (TEEB, 2010).

Esta iniciativa estimulou ao redor do mundo o interesse substancial entre os tomadores de decisão e despertou o debate científico sobre as limitações e possíveis implicações da valorização monetária dos serviços ecossistêmicos e da biodiversidade (DUNKHORST et al., 2015). Além disso, também gerou discussões científicas sobre como considerar valores que não podem ser avaliados monetariamente, como vários valores culturais, definidos na Avaliação de Ecossistemas do Milênio. Portanto, na ótica da economia ambiental, são feitas suposições de que as externalidades, bem como as contribuições advindas de um recurso ou

serviço ambiental, não negociáveis no mercado, podem receber uma valoração adequada (DENARDIN e SULZBACH, 2002).

Se os serviços ecossistêmicos fossem realmente pagos, em termos de contribuição de valor para a economia global, o sistema de preços globais seria muito diferente do que é hoje. O preço das mercadorias que utilizam os serviços dos ecossistemas direta ou indiretamente seria muito maior. A estrutura dos pagamentos de fatores, incluindo salários, taxas de juros e lucros, mudaria drasticamente (COSTANZA et al., 1997).

O processo de valoração do meio ambiente é, portanto, dificultado por fatores como a falta de mercado para certos bens e serviços florestais, a divergência entre os beneficiados e os que pagam pela manutenção da floresta e a incerteza (YOUNG, 2010). Alguns argumentam que a avaliação dos ecossistemas é impossível ou imprudente, que não podemos colocar um valor em tais "intangíveis" como a vida humana, a estética ambiental ou os benefícios ecológicos a longo prazo (COSTANZA et al., 1997).

## 2.2 Tipos de serviços ecossistêmicos e métodos de valoração

A introdução do conceito de serviços ecossistêmicos na agenda global pelo MEA oferece uma ponte importante entre os imperativos da manutenção da biodiversidade e os desafios de encontro para cumprir os Objetivos de Desenvolvimento do Milênio - ODM (TEEB, 2010). Os serviços ecossistêmicos são definidos no TEEB como "contribuições diretas e indiretas dos ecossistemas para o bem-estar humano". Isso basicamente segue a definição do MEA, exceto no que ele faz uma distinção mais fina entre serviços e benefícios e reconhece explicitamente que os serviços podem beneficiar as pessoas de maneiras múltiplas e indiretas (TEEB, 2010).

Com base na fase preparatória do TEEB e em outras avaliações e meta-análises, foi proposto uma tipologia de 22 serviços ecossistêmicos divididos em 4 (quatro) categorias principais classificados como serviços de provisão, regulação, serviços culturais e de suporte.

Costanza et al. (1997) definiu alguns serviços dentro dessas classes mais comuns estabelecendo intervalos de valores dos mais de 100 estudos tomados como base no seu trabalho, como pode ser observado na tabela 1. Neste sentido, cada ecossistema pode oferecer vários tipos de serviços, conforme sua característica natural. Por exemplo, cursos d'água bordados por florestas ajudam a manter condições climáticas estáveis que são necessárias para a agricultura, prevenindo tanto secas como inundações, purificam as águas e oferecem oportunidades de recreio – todos serviços valiosos para os habitantes locais.

Tabela 1 – Classificação dos serviços ecossistêmicos por tipos de serviço, e seus respectivos intervalos de valores com base nos resultados de Costanza et al. (1997) em dólares americanos (1994).

Serviços ecossistêmicos	Intervalo de valores US\$
<b>Serviços de provisão</b>	
Alimentos	6 – 2.761
Materiais	6 – 1.014
Recursos genéticos	6 – 112
Recursos ornamentais	3 – 145
Oferta de água	3 – 7.600
<b>Serviços de regulação</b>	
Regulação de gás	7 – 265
Regulação do clima	88 – 223

Regulação de distúrbios	2 – 7.240
Regulação de água	2 – 5.445
Retenção de solo	29 – 245
Tratamento de resíduos	58 – 6.696
Controle biológico	2 – 78
Polinização	14 – 25
<b>Serviços culturais</b>	
Recreação e (eco)turismo	2 – 6.000
Informação estética	7 – 1.760
Informação histórica e espiritual	1 – 25
<b>Serviços de suporte</b>	
Formação do solo	1 – 10
Ciclagem de nutrientes	87 – 21.100
Refúgio	3 – 1.523
Berçário	142 - 195

Fonte: adaptada de De Groot et al. (2002).

Vários métodos têm sido utilizados para estimar, tanto os componentes de mercado quanto os não mercantis do valor dos serviços ecossistêmicos (MITCHELL e CARSON, 1989; COSTANZA e FOLKE, 1997). Muitos deles, para medir os valores utilitários dos serviços ecossistêmicos, são encontrados na literatura sobre economia de recursos e meio ambiente (SEROA DA MOTTA, 1998; GARROD e WILLIS, 1999; PEARCE et al., 2002; TURNER et al., 2002). Na Tabela 2 são demonstrados os principais métodos de avaliação econômica utilizados, sua abordagem, aplicações, dados requeridos e limitações.

Tabela 2 - Principais métodos de avaliação econômica em serviços ecossistêmicos

Metodologia	Abordagem	Aplicações	Dados requeridos	Limitações
<b>Métodos de preferência revelada</b>				
Mudança na produtividade	Traço da mudança nos serviços ecossistêmicos em bens produzidos	Qualquer impacto que afeta bens produzidos	Mudança de serviço; Impacto na produção; Valor líquido dos bens produzidos	Dados sobre a mudança de serviço e consequente impacto na produção, muitas vezes.
Custo da doença e do capital humano	Impacto da mudança nos serviços ecossistêmicos na morbidade e na mortalidade	Qualquer impacto que afete a saúde (por exemplo, poluição do ar ou da água)	Mudança de serviço; Impacto na saúde (funções dose-resposta); Custo da doença ou valor da vida.	Funções dose-resposta ligando as condições ambientais à saúde muitas vezes faltam; Subestima, pois omite as preferências por saúde; Valor da vida não pode ser estimado.
Custo de substituição	Usar o custo de substituir o bem perdido ou serviço	Qualquer perda de bens ou serviços	Extensão da perda de bens ou serviços; Custo de substituição.	Tende a superestimar o valor real
Método do Custo de Viagem	Derivar a curva de demanda a partir dos dados sobre os custos reais de viagem	Recreação	Levantamento para coletar custos monetários e de tempo de viagem para destino; distância viajada.	Limitado a benefícios recreativos; Difícil de usar quando viagens são para vários destinos.
Preço hedônico	Extrair efeito dos fatores ambientais sobre o preço dos bens que incluem esses fatores.	Qualidade do ar, beleza cênica, benefícios culturais.	Preços e características das mercadorias	Requer grandes quantidades de dados; Muito sensível à especificação.
<b>Método de preferência estabelecido</b>				
Valoração	Perguntar diretamente	Qualquer serviço.	Levantamento que	Muitas fontes potenciais de

contingente	aos respondentes sua disposição de pagar por um serviço específico.		apresenta o cenário e provoca disposição para pagar por serviço especificado	viés nas respostas; Existem diretrizes para aplicação confiável.
Modelagem de escolha	Pergunta aos respondentes que escolham sua opção preferida a partir de um conjunto de alternativas com atributos particulares	Qualquer serviço.	<i>Survey</i>	Semelhante ao CV; Análise dos dados gerados é complexa.
<b>Outros métodos</b>				
Método <i>Benefit Transfer</i>	Utiliza resultados de um contexto em outro contexto similar	Quaisquer estudos de comparação adequados estão disponíveis	Exercícios de avaliação em outro local similar	Pode ser exageradamente impreciso, pois muitos fatores variam mesmo quando os contextos parecem "semelhantes".

Fonte: MEA, 2005.

Cada uma dessas abordagens tem sido amplamente utilizada nos últimos anos, e existe uma literatura considerável sobre sua aplicação. Esses métodos podem ter sido aplicados a um amplo leque de questões (MCCRACKEN e ABAZA, 2001), incluindo os benefícios de ecossistemas como florestas. Outros estudos concentraram-se no valor de determinados serviços de ecossistemas como a água (YOUNG e HAVEMAN, 1985), os benefícios da floresta não madeireira (LAMPIETTI e DIXON, 1995, BISHOP, 1998), recreação (BOCKSTAEL et al., 1991), a paisagem (GARROD e WILLIS 1992, POWE et al., 1995), a biodiversidade para uso medicinal ou industrial.

### 2.3 O método Benefit Transfer

O Método *Benefit Transfer* nada mais é do que a utilização de resultados de estudos primários, aqui chamado de local de estudo, em um ou mais locais de políticas, nome dado ao local que se aplica os valores, para prever estimativas de bem-estar e informações relacionadas, quando o objetivo de fornecer estimativas empíricas para uma realidade específica de interesse é limitado pelo tempo, financiamento ou outras restrições, que impedem o uso da pesquisa primária (AZQUETA et al, 2007; ROLFE et al., 2015). Embora o uso da pesquisa primária para estimar valores seja geralmente preferido, as realidades do processo político geralmente ditarão que a transferência de benefícios é a única opção viável (JHONSTON e ROSENBERGER, 2010).

Por exemplo, as análises de custo-benefício requeridas para a regulamentação do governo dos EUA geralmente ocorrem sob restrições de tempo e financiamento, bem como outras exigências impostas por estatutos, como a Lei de Redução de Papelada (AZQUETA et al., 2007). Estes proíbem efetivamente o uso de estudos de avaliação primária em muitos casos, deixando a transferência de benefícios como a única opção para estimar valores não mercadológicos (GRIFFITHS e WHEELER, 2005).

Apesar das imprecisões envolvidas, a transferência de benefícios continua a ser um dos métodos de avaliação mais atrativos na Europa, em particular para a estimativa dos valores de mercado e não comerciais para utilização na análise custo-benefício da política ambiental (LABANDEIRA et al., 2007). De fato, alguns países desenvolveram listas de "valores indicadores" para diferentes serviços ecossistêmicos, isto é, valores unitários constantes (por exemplo, por hectare). Estes são atualizados para ter em conta as alterações ao nível dos preços, mas sem considerar as características espaciais importantes dos serviços ecossistêmicos ou a população dos beneficiários. Isto contrasta com os esforços acadêmicos

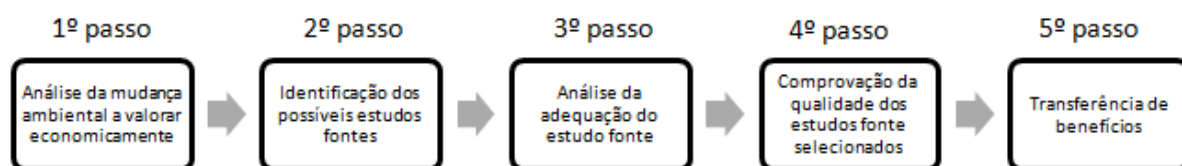
para desenvolver valores espacialmente sensíveis para serviços ecossistêmicos usando Sistemas de Informação Geográfica (SIG) (BRANDER et al., 2012).

Atualmente, é amplamente reconhecido que o contexto espacial é uma das questões-chave na avaliação dos serviços ecossistêmicos, tanto nos modelos biofísicos como nos econômicos. Muitos artigos conceituais recentes enfatizam a importância do contexto espacial na avaliação ambiental (FISHER e TURNER 2008, TEEB 2010, TURNER et al., 2010). O desenvolvimento da avaliação em grande escala de bens e serviços ambientais e sua valorização impulsiona a necessidade de funções de valor transferíveis espacialmente explícitas (BATEMAN et al., 2011a).

Segundo Azqueta et al. (2007), o desenvolvimento do processo necessário para a transferência de benefício se origina em cinco fases. As quatro primeiras constituem passos prévios para a seleção dos estudos que irão servir de informação primária e a quinta será realizada a transferência de benefício propriamente dito, descritos na figura 1.

No primeiro passo é importante realizar uma análise detalhada do bem ou serviço objeto da investigação, a alteração a ser valorada no mesmo, assim como as características socioeconômicas da população afetada. O segundo passo se constitui de uma revisão bibliográfica para identificar aplicações de métodos que estão centrados no bem ou serviço de interesse. Já o objetivo do terceiro passo é identificar dentre os estudos selecionados o que mais se adéqua ao objeto estudado. O quarto passo reúne as informações necessárias a comprovação da qualidade dos estudos fontes e seleciona os melhores.

Figura 1 – Metodologia para a TB segundo Azqueta et al., (2007)



Fonte: AZQUETA et al. (2007), adaptado pelo autor.

Do quinto passo, originalmente teríamos outras subdivisões (transferência de valor médio, transferência de valor médio ajustado, transferência da função de valor, Meta-análise). A partir daí outras propostas foram surgindo, cada uma com sua especificidade e buscando preencher as lacunas existentes no campo da transferência de benefícios.

## METODOLOGIA

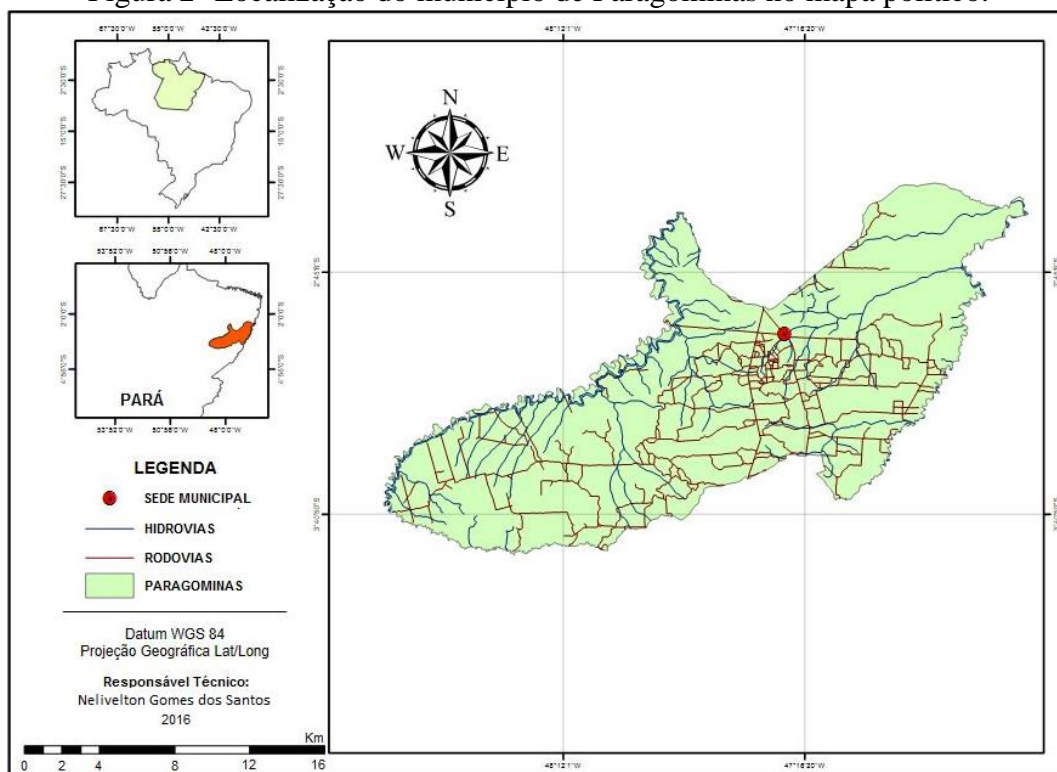
### 3.1 Área de estudo

Este trabalho teve como área de estudo o município de Paragominas, que fica localizado no sudeste paraense. Hoje município possui, segundo estimativas do IBGE para o ano de 2016, uma população de 108.547 habitantes e uma área de 19.342,254 km<sup>2</sup>, inserida no bioma Amazônia, está localizada no Sudeste paraense a 300 km da capital Belém conforme figura 2. A fundação da cidade foi realizada por empreendedores privados com incentivo do governo federal fruto da abertura da BR-010. O pioneiro colonizador, Célio Rezende Miranda, havia recebido do governo, através do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), o título das terras no Pará e com os recursos advindos do fracionamento dessas terras e venda de fazendas deveria construir a cidade (VIANA et al., 2016). A fundação oficial do município ocorreu em 1965 e sua denominação constitui a abreviação do nome de três Estados, origem de alguns dos pioneiros colonizadores do município: Pará, Goiás e Minas

Gerais. Contudo, há registros da formação de pequenas colônias agrícolas na região desde a década de 1930 (OLIVEIRA, 2010).

Uma descrição sumarizada dos aspectos biofísicos do município foi realizada pelo Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON) no ano de 2009, que destacam suas características climáticas (clima do tipo quente e úmido), com temperatura média anual de 26,3 °C e umidade relativa do ar média de 81%. A pluviosidade média anual é de 1.800 milímetros, com um período mais chuvoso, entre os meses de dezembro a maio, e outro mais seco entre junho e novembro. O tipo de solo predominante no município é o latossolo amarelo distrófico, que cobre 95% do território municipal (PINTO et al., 2009).

Figura 2- Localização do município de Paragominas no mapa político.



Fonte: O autor

Quanto a sua hidrografia, há duas bacias principais: a do rio Capim, cujos afluentes se ramificam por 54% da área do município, e a do rio Gurupi que ocupa os 46% restantes. Mais de 70% da área do município se encontra entre 50 e 150 metros acima do nível do mar, inclusive a sua sede localizada numa altitude de 90 metros.

### 3.2 Fonte dos dados

Os dados utilizados neste trabalho foram todos de origem secundária, coletados através de pesquisa em bases de dados, sites de órgãos governamentais e alguns cálculos originais. Os valores dos serviços avaliados foram obtidos pelo artigo “*The value of the world’s ecosystem services and natural capital*” (COSTANZA et al., 1997). No entanto, pela ampla avaliação feita pelo autor, que realizou uma avaliação de forma global, foi necessário reduzir os serviços ecossistêmicos para 10 tipos dentro da classe dos serviços oferecidos por florestas tropicais. Para isso tomou-se como base o trabalho de Castro e Andrade (2016), pelo fato de trabalhar no mesmo bioma aqui estudado, como mostrado na tabela 3. Outro passo fundamental foi transformar os valores originalmente em dólar americano vigente no ano de



1994. Para isto, foi necessário converter os valores para o Real vigente no mesmo período e posteriormente corrigir estes valores para o Real de 2015, chegando assim a valores atuais.

Os dados do desmatamento foram coletados no site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), projeto PRODES. Foram utilizados os incrementos anuais de desmatamento entre os anos 2001 a 2015, dado em hectares. De acordo com Boutwell e Westra (2013), o uso destas ferramentas são de extrema importância para incorporar os aspectos espaciais na transferência de benefícios. Além disso, as estimativas do PRODES são consideradas confiáveis pelos cientistas nacionais e internacionais (KINTISCH, 2007).

Tabela 3 – valor global médio dos serviços ecossistêmicos oferecidos por florestas tropicais e convertidos para valores atuais ajustados. (R\$/ha/ano).

Serviços ecossistêmicos	Valores originais (US\$ 1994)	Valores convertidos (R\$ 1994)*	Valores convertidos (R\$ 2015)**
Regulação do clima	223	193,64	768,27
Regulação de distúrbios	5	4,75	17,23
Regulação da água	6	5,21	20,67
Oferta de água	8	6,95	27,56
Controle de erosão	245	212,74	844,07
Formação do solo	10	8,68	34,45
Ciclagem de nutrientes	922	800,60	3176,45
Tratamento de resíduos	87	75,54	299,73
Recreação	112	97,25	385,86
Serviços culturais	2	1,74	6,89

**Fonte:** Adaptado de Castro e Andrade (2016). (\*) Valor em reais convertido do dólar americano em 1994; (\*\*) Valores Atualizados para 2015 em reais, conforme Índice de Preços ao Consumidor (IPC) da economia brasileira.

Para o cálculo dos serviços ecossistêmicos no município de Paragominas foram utilizadas duas equações. Por meio das quais se pode calcular o Valor do Serviço Ecossistêmico ( $VSE_{i,j}$ ) perdido  $i$  no ano  $j$ , e a ( $\alpha_i$ ) cifra monetária do serviço ecossistêmico  $i$ , multiplicado pela ( $\text{área}_j$ ) área desmatada em hectare no ano  $j$  (Eq. 1). O Valor Total (VT) que, nada mais é do que a agregação do valor de todos os serviços perdidos para todos os anos foi calculada através da (Eq. 2), como utilizado por Castro e Andrade (2016). As duas equações permitem chegar ao valor total dos serviços ecossistêmicos perdidos em Paragominas.

$$VSE_{i,j} = \alpha_i \cdot \text{área}_j \quad (\text{Eq.1})$$

Onde:

$\alpha_i$  = cifra monetária do serviço ecossistêmico  $i$ ;

$\text{área}_j$  = área desmatada em hectare no ano  $j$ .

$$VT = \sum_{m=2001}^{n=2015} VSE_{i,j} \quad (\text{Eq.2})$$

Onde:

VT = Valor Total;

VSE = Valor do serviços ecossistêmico

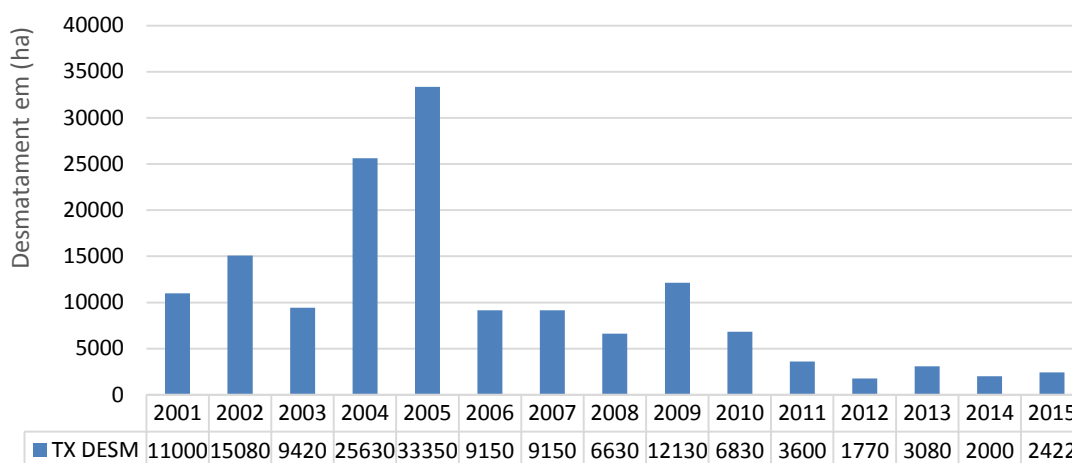
#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com Pinto et al. (2009) e Viana et al, (2016), originalmente o município de Paragominas era inteiramente coberto por floresta tropical. Em 2008, 45% de sua área estava

desmatada ou altamente degradada. O restante (55%) do território está coberto por florestas em diversos estágios de uso e conservação, dos quais 23% eram de atividades agrícolas (VIANA et al., 2016). Atualmente tem experimentado cerca de 35% de perda florestal e degradação generalizada das florestas remanescentes nas últimas décadas, especialmente devido à conversão florestal para pastagens e agricultura mecanizada e degradação por abate seletivo (SOLAR et al., 2016).

No final da década de 1980, Paragominas era o principal centro produtor de madeira no Brasil, embora após apenas uma década a madeira colhível já fosse escassa, sendo que a maior parte da área florestal já estava sujeita a, pelo menos um ciclo de atividade madeireira (NEPSTAD et al. 1999). Em 2014 o desmatamento chegou a 4.846,67 km<sup>2</sup> correspondendo a 25,07% do total, e uma queda de 21,69% com relação ao ano de 2010. Por outro lado, a classe de floresta degradada saltou de 500 km<sup>2</sup> para 2.198,16 km<sup>2</sup>, um acréscimo de mais de 150%. Os incrementos de desmatamento mais acentuado ocorreram nos anos de 2004 e 2005 como mostra a figura 3, no entanto a partir desde ano houveram decréscimo não só pela exaustão da madeira no município, mas por políticas ambientais implantadas pelo governo para frear o desmatamento. Além do mais, a perda em florestas só não foi maior por conta das reservas indígenas que compõe cerca de 104 mil ha.

Figura 3 - Evolução do incremento anual de desmatamento em Paragominas entre os anos 2001-2015 (ha).



Fonte: INPE, (2016).

Diante deste cenário os municípios que estavam listados como principais desmatadores tiveram como obrigação cadastrar todas as propriedades rurais médias e grandes a renovar os registros de posse da terra através do Sistema de Cadastro Ambiental Rural do Pará (SICAR-PA), o qual já aponta 92,27% das propriedades georreferenciadas, com um total de 1.969 imóveis cadastrados no sistema até o ano de 2016 em Paragominas. No entanto o desmatamento ainda continua acontecendo no município mesmo depois de toda repercussão do programa “municípios verdes”.

Os resultados na Tabela 4 foram gerados a partir da multiplicação da área desmatada no município de Paragominas entre os anos de 2001 a 2015, pelo valor de cada serviço ecossistêmico relacionado na tabela 3. Diante disto, é fácil identificar que o serviço que possui a maior influência no valor total é o de ciclagem de nutrientes, correspondendo a 56,91% do total do valor dos serviços avaliados nesta pesquisa. Cada hectare de floresta oferece R\$ 3.176,45 reais em serviços de ciclagem de nutrientes, valor dentro do intervalo

encontrado por De Groot et al. (2002). Para Andrade (2010) maiores áreas de florestas potencializam os serviços de suporte, principalmente o serviço de ciclagem de nutrientes. Andrade (2010), alerta que em muitos casos é preciso atentar para o caso de “dupla-contagem” nos serviços de suporte, já que, como o próprio nome indica, estes serviços fornecem suporte aos demais. Logo, o valor dos demais tipos de serviços podem trazer “embutido” o valor dos serviços de suporte. Para evitar esse viés e tornar os estudos de valoração mais comparáveis, De Groot et al. (2002) sugerem que seja feito um rank dos métodos de valoração preferíveis para cada classe de serviço ecossistêmico.

Logo em seguida está o controle de erosão com 15,12%, avaliado em R\$ 844,07 por ha/ano, se igualando ao limite superior encontrado por Costanza et al. (1997), que foi de US\$ 245 ha/ano em dólares americanos de 1994.

O serviço que teve o menor valor percentual foi o de serviços culturais, com 0,12% e serviços de regulação de distúrbios com 0,30% de participação. Conforme Andrade (2010) o baixo desempenho dos serviços culturais se deve ao reduzido número de pessoas que se beneficiam deste serviço.

Tabela 4 – Valores dos serviços ecossistêmicos acumulados entre os anos 2001 a 2015 que foram perdidos em função do desmatamento.

Serviços ecossistêmicos	Valor em Paragominas	(%)
Regulação do clima	68.049.056,01	13,76
Regulação de distúrbios	1.525.763,59	0,30
Regulação da água	1.830.916,31	0,37
Oferta de água	2.441.221,74	0,49
Controle de erosão	74.762.415,79	15,12
Formação do solo	3.051.527,18	0,61
Ciclagem de nutrientes	281.350.805,55	56,91
Tratamento de resíduos	26.548.286,42	5,37
Recreação	34.177.104,36	6,91
Serviços culturais	610.305,44	0,12
Total	494.347.402,38	100

Fonte: o autor

Os valores encontrados para os serviços ecossistêmicos perdidos em Paragominas foram de aproximadamente R\$ 494.347.402,15, no período 2001 a 2015. Este valor é referente a uma área de 151.240 ha de área desmatada no mesmo período. Os anos que mais tiveram ocorrências de desmatamento e consequentemente maiores perdas foram 2005 com 21,46% e 2004 com 15,72% do total das perdas, somando R\$ 106.079.307,79 e R\$ 77.693.336,46 respectivamente.

Para o ano de 2009 o percentual de desmatamento em relação ao total desmatado foi 9,19%, e 1,6% no ano de 2012, o menor no período estudado. Os anos de 2013, 2014 e 2015 representaram 2,94%, 2,04% e 2,73%, do total desmatado, o que não chega a ter os mesmos níveis que nos anos mais críticos, porém toda tendência de crescimento preocupa, pois além de um alerta para o desmatamento em si, as perdas em valores econômicos já somam R\$ 38.157.960,87 apenas nestes anos. Só no ano de 2015 houve um aumento de 33,74% em relação a 2014.

O valor médio dos serviços ecossistêmicos por hectare de terra, incluindo somente os serviços aqui estudados, é de 5.581,17 R\$/ha/ano, isso demonstra quanto os serviços que geralmente

passam despercebidos pelos tomadores de decisão, seja em nível regional ou local, são preciosos e devem ter sua parcela de contribuição nos mercados. Além do mais, se realizarmos uma conta básica, levando em consideração a densidade demográfica do município que é de 0,056 habitantes por hectare, temos uma relação de R\$ 99,66 reais por pessoa que usufrui dos serviços ecossistêmicos na forma de benefícios advindos da manutenção das florestas. Ou no caso contrário, quando o bem deixa de existir este valor lhe é subtraído. Este valor representa 26% do rendimento médio mensal domiciliar per capita do município.

Dos 19.341,9 km<sup>2</sup> apenas 7.624 km<sup>2</sup> são florestas segundo o Anuário do Pará (2016). Se essa diferença de área for contabilizada como desmatamento o montante chega a ser ainda maior, R\$ 6.539.194,3959 de déficit florestal ainda com os mesmos serviços. Vale ressaltar que a área total contabilizada compreende 17,31% da área desmatada acumulada desde a colonização do município até 2015.

Pode se identificar que o serviço ecossistêmico mais importante nesta avaliação foi o de ciclagem de nutrientes, que reforça a ideia de Andrade (2010) que considera dentre os cinco serviços mais valiosos, os de ciclagem de nutrientes, regulação de água e fornecimento de matérias-primas. A ciclagem de nutrientes – sendo um serviço de suporte – pode-se citar a presença de organismos fixadores de nitrogênio nos solos, organismos decompositores, fungos e bactérias que estabelecem relações simbióticas com as raízes das plantas, etc., os quais em conjunto influenciam diretamente a capacidade de mobilização de nutrientes.

## 5. CONCLUSÕES

As lacunas de informação ainda são grandes para a pesquisa de serviço de ecossistema e devem sempre reconhecer a incerteza atual sobre como o "sistema" funciona. Destaca-se que muitas pessoas se beneficiam dos serviços ecossistêmicos sem perceber, e por essa razão não conseguem apreciar seu real valor (importância). Para tornar mais clara a dependência do bem-estar humano nos serviços ecossistêmicos, os estudos de valorização devem, portanto, não só incluir benefícios diretos (valores de uso direto), mas ter em conta os serviços ecossistêmicos intangíveis (valores de uso indireto).

O método aqui utilizado é uma ferramenta prática quando usada com bom senso. Vários autores alertam para o uso inapropriado da transferência de benefício para além dos objetivos que ela foi desenvolvida. No caso específico deste trabalho, a magnitude da área estudada e os recursos necessários para um estudo primário, são fatores limitantes para uma abordagem mais complexa que identifique qual o real valor das perdas no município.

O trabalho demonstra a crescente evolução das perdas em função de área desmatada no município. Por isso não foram consideradas a intensidade na qual cada indivíduo recebe o benefício. Por isso, compreender a natureza espacial dos serviços ecossistêmicos e a distribuição espacial dos benefícios associados é primordial para uma estimativa fiável da DAP individual e total e para a identificação da população relevante de beneficiários. Esse entendimento melhorará a confiabilidade das estimativas de valor original para os locais de estudo, mas também será necessário informar os ajustes necessários para BT válida e precisa.

## REFERÊNCIAS

AGRAWAL, A. et al. **Economic Contributions of Forests**. United Nations Forum on Forests, Tenth Session, Istanbul, Turkey. 2013.

AZQUETA, D.O. et al. **Introducción la economía ambiental**. 2. ed. Madrid: McGRAW-HILL/interamericana de españa, S. A. U., 2007.

BACCINI, A. et al. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. **Nat. Clim. Change**. v. 2, p. 182–185. 2012.

BALMFORD, A. et al. **Review of the Economics of Biodiversity Loss: Scoping the Science**. European Commission, Brussels. 2008.

BECKER, B. K. **Geopolítica da Amazônia. Estudos Avançados**, São Paulo, v. 19, n. 53, p. 71-76, 2009.

BISHOP, J.T. **The Economics of Non Timber Forest Benefits: An Overview**. Environmental Economics Programme Paper No. GK 98–01, IIED, London, 1998.

BOUTWELL, J. L.; WESTRA J. V. **Benefit Transfer: A Review of Methodologies and Challenges**. Department of Agricultural Economics and Agribusiness, Louisiana State University, Woodin Hall, Baton Rouge, LA 70803, USA. 2013

BRANDER, L.M. et al. Using meta-analysis and GIS for value transfer and scaling up: Valuing climate change induced losses of European wetlands. **Environmental and Resource Economics**. 2011. DOI: 10.1007/s10640-011-9535-1

CASTRO, A.L. e ANDRADE, D.C. **O custo econômico do desmatamento a Floresta Amazônica brasileira (1988-2014)**. Perspectiva econômica. Unisinos. v.12, n.1, p. 1-15, 2016.

CHRISTIE, M. et al. Valuing the Diversity of Biodiversity. **Ecological Economic**, Sponsorship: Department of the Environment, Food and Rural Affairs, v. 58, n. 2, p. 304-317, 2006. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2005.07.034

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, 15 may, 1997.

COSTANZA, R.; FOLKE, C. In **Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems** Island, Washington DC: Ed. Daily, G, p.49–70, 1997.

DE GROOT, R.S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecol. Econ**. v. 41, p. 393-408, 2002.

DENARDIN, V. F.; SULZBACH, M. T. **Capital natural na perspectiva da economia**. ANPPAS. Indaiatuba-SP. 2002.

DUNKHORST, B. H; BRAAT, L.; WINTTMER, H.; TEEB emerging at the country level: Challenges and opportunities. **Ecosystem Services**, v. 14, p. 27-44, 2015.

FAO. **Global forest resources assessment 2005: Progress towards sustainable forest management**. FAO Forestry Department. FAO Forestry Paper. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations. p. 147, 2006.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecol. Econ**. v. 68, p. 643–653, 2008.

GARROD, G.; WILLIS, K. The Environmental economic impact of woodland: A two-stage hedonic price model of the amenity value of forestry in Britain. **Applied Economics**, v. 24, p. 715–728, 1992.

GRANEK, E.F., COMPTON, J. E.; PHILLIPS, D.L. Mangrove-Exported Nutrient Incorporation by Sessile Coral Reef Invertebrates. **Ecosystems**, v. 12, n. p. 462-472. 2009. doi:10.1007/s10021-009-9235-7.

- GRIFFITHS, C.; WHEELER, W. Benefit–cost analysis of regulations affecting surface water quality in the United States. In R. BROUWER; D. PEARCE (ed.), **Cost–Benefit Analysis and Water Resources Management**. Cheltenham: Edward Elgar, p. 223-250, 2005.
- HANSEN, M.C. et al. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**. v. 80 n. 342, p. 850–853, 2013. DOI:<http://dx.doi.org/10.1126/science.1244693>.
- HEIN, L. et al. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. **Ecological Economics**, v. 57, p. 209-228, 2006.
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. Projeto PRODES. 2016. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php>> Acesso em: 22 nov. 2016.
- JHONSTON, R. J.; ROSENBERG, R. S. Methods, trends and controversies in contemporary benefit transfer. **Journal of Economic Surveys**. v. 24, n. 3, p. 479-510, 2010.
- KINDERMANN, G. et al. Global cost estimates of reducing carbon emissions through avoided deforestation. **Proc. Natl. Acad. Sci**, v. 105, p. 10302–10307, 2008.
- KINTISCH, E. Carbon emissions: Improved monitoring of rainforests helps pierce haze of deforestation. **Science**, n. 316, p. 536-537, 2007.
- LABANDEIRA, X. et al. **To See the Forest for the Trees: A Guide to Non-Timber Forest Benefits**. Environment Department Paper, World Bank, Washington, D.C. n. 13, 1995.
- LAMPIETTI, J.A.; DIXON, J. A. **To see the forest for the trees: a guide to nontimber forest benefits**. Environment Department Paper. World Bank, Washington, D.C. n. 13, 1995.
- MALHI, Y. et al. Tropical forests in the Anthropocene. **Annu. Rev. Environ. Resour**, v. 39, p. 125–159, 2014.
- MCCRACKEN, J. R.; H. ABAZA, **Environmental Valuation: A Worldwide Compendium of Case Studies**. Earthscan, London. 2001.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment), **Ecosystems and Human Well-Being: Scenarios** (Island Press, Washington, DC). 2005a.
- MITCHELL, R. C.; R. CARSON. **Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method**. Washington, DC: Ed. Resources for the Future. 1989.
- NEPSTAD, D. C et al. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398, n. 6727, p. 505–508, 1999.
- NORGAARD, R. B., C. Next, the Value of God, and Other Reactions (A response to The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital by Costanza et al.). **Ecological Economics**, v. 25, n. 1, p. 37-39, 1998.
- OLIVEIRA, R. S. **Dinâmica Recente do Desenvolvimento no Município De Paragominas: análise dos indicadores de sustentabilidade referentes ao período de 2000 a 2010**. Belém. 2012. 84 f. Dissertação (Mestrado em Administração) - Programa de Mestrado em Administração. Universidade da Amazônia.
- PEARCE, D.W.; MORAN, D.; BILLER, D. **Handbook of Biodiversity Valuation: A Guide for Policy Makers**. OECD, Paris. 2002.
- PINTO, A. et al. **Diagnóstico socioeconômico e florestal do município de Paragominas**. Relatório Técnico. Belém/PA: Instituto do Homem e Meio Ambiente – Imazon, p. 65, 2009.

POWE, N. A.; GARROD, G. D. WILLIS, K. G. Valuation of urban amenities using an hedonic price model. **Journal of Property Research**, v. 12, p. 137–147, 1995.

ROLFE, J. et al. Introduction: Benefit Transfer of Environmental e Resource Values. Cap. 1. In: ROBERT J. JOHNSTON, JOHN ROLFE, RANDALL S. ROSENBERGER, ROY BROUWER (eds). **Benefit Transfer of Environmental and Resource Values: A Guide for Researchers and Practitioners**. (Series), School of Environmental Sciences, University of East Anglia, Norwich, UK: Ed. Springer. 2015.

SEROA DA MOTTA, R. **Manual para Valoração Econômica de Recursos Ambientais**. MMA, Brasília. 1998.

SILVA-CHÁVEZ, G.; SCHAAP, B.; BREITFELLER, J. REDD + Finance Flows 2009–2014 Trends and Lessons Learned in REDD X Countries. **Forest Trends**, Washington DC. 2015.

SOLAR, R. R. C. et al. Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: A multi-scale assessment using ant communities. *Biological Conservation*, v. 197, p. 98–107, 2016.

TEEB – A Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade para Formuladores de Políticas Locais e Regionais. p. 260, 2010.

TURNER, K., J. et al. **Valuing Nature: Lessons Learned and Future Research Directions**. CSERGE Paper, London. 2002.

TURNER, R. K.; MORSE-JONES, S.; FISHER, B. **Ecosystem valuation: A sequential decision support system and quality assessment issues**. *Annals of the New York Academy of Sciences*, v. 1185, p.79-101. 2010.

VIANA, C. et al. **How Does Hybrid Governance Emerge? Role of the elite in building a Green Municipality in the Eastern Brazilian Amazon**. *Env. Pol. Gov.* 26, 337–350. 2016.

VIANA, R. L.; FREITAS, C. M.; GIATTI, L. L. **Saúde ambiental e desenvolvimento na Amazônia legal: indicadores socioeconômicos, ambientais e sanitários, desafios e perspectivas**. *Saúde Soc.* São Paulo, v. 25, n. 1, p. 233-246, 2015.

WILSON, M. A.; HOWARTH, R. B., Valuation techniques for achieving social fairness in the distribution of ecosystem services. **Ecological Economics**, v. 41, p. 431-443, 2002.

YOUNG, R. A.; HAVEMAN, R. H. Economics of water resources: A survey. In: **Handbook of Natural Resource and Energy Economics**. A.V. Kneese and J.L. Sweeney (eds.), North Holland, Amsterdam. v. 2, 1985.

YOUNG, C.E.F. **Contabilidade Ambiental Nacional: fundamentos teóricos e aplicação empírica no Brasil**. In: MAY, P.H. *Economia do meio ambiente: teoria e prática*, Rio de Janeiro: Ed. Campus. 2010.