



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
Instituto de Economia

VALORAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS EM BACIAS HIDROGRAFICAS

Flávio Luíz Silva Jorge da Cunha

Tese de Doutorado apresentada ao Instituto de Economia da UNICAMP para obtenção do título de Doutor em Desenvolvimento Econômico – área de concentração: Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente, sob a orientação do Prof. Dr. João Fernando Marques.

*Este exemplar corresponde ao original da tese defendida por **Flávio Luíz Silva Jorge da Cunha** em 17/12/2008 e orientado pelo **Prof. Dr. João Fernando Marques**.*

CPG, 17 / 12 / 2008

A handwritten signature in black ink, appearing to read "João Fernando Marques", is written over a light blue horizontal line. The signature is fluid and cursive.

Campinas, 2008

**Ficha catalográfica elaborada pela biblioteca
do Instituto de Economia/UNICAMP**

C914v	Cunha, Flavio Luiz Silva Jorge da. Valoração dos serviços ecossistêmicos em bacias hidrográficas / Flavio Luiz Silva Jorge da Cunha. -- Campinas, SP: [s.n.], 2008.
	Orientador : João Fernando Marques. Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia.
	1. Valoração ambiental. 2. Economia ambiental. 3. Impacto ambiental. 4. Agricultura – Aspectos ambientais. I. Marques, João Fernando. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Economia. III. Título.
	08-043-BIE

Título em Inglês: Valuation of ecosystem services in watersheds.

Keywords : Economic valuation ; Environmental economics ; Environmental impact ; Agriculture – environmental aspects

Área de concentração : Desenvolvimento econômico, Espaço e Meio Ambiente

Titulação : Doutor em Desenvolvimento Econômico

Banca examinadora : Prof. Dr. João Fernando Marques
Prof. Dr. Ademar Ribeiro Romeiro
Prof. Dr. Caetano Brugnaro
Prof. Dr. Jener Fernando Leite de Moraes
Prof. Dr. Pedro Abel Vieira Junior

Data da defesa: 17-12-2008

Programa de Pós-Graduação: Desenvolvimento Econômico

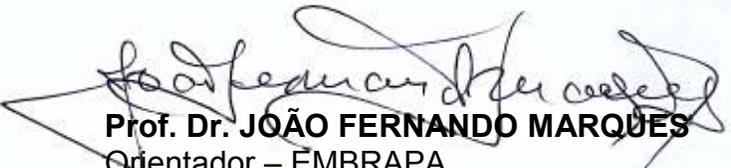
Tese de Doutorado

Aluno: FLÁVIO LUIZ SILVA JORGE DA CUNHA

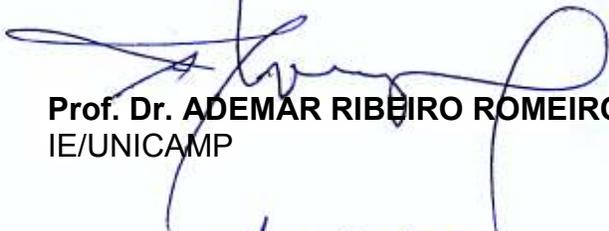
“Valoração dos Serviços Ecossistêmicos em Bacias Hidrográficas”

Defendida em 17 / 12 / 2008

COMISSÃO JULGADORA



Prof. Dr. JOÃO FERNANDO MARQUES
Orientador – EMBRAPA



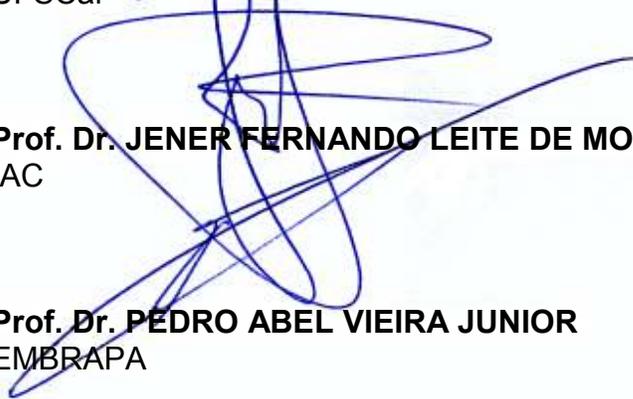
Prof. Dr. ADEMAR RIBEIRO ROMEIRO
IE/UNICAMP



Prof. Dr. CAETANO BRUGNARO
UFSCar



Prof. Dr. JENER FERNANDO LEITE DE MORAES
IAC



Prof. Dr. PEDRO ABEL VIEIRA JUNIOR
EMBRAPA

Homenagem a meus pais Sebastião Jorge da Cunha e Dona
Suzi.

Dedicatória - Para minha esposa e filhas

All scientific analysis is based on a "preanalytic vision," and the major source of uncertainty about current environmental policies results from differences in visions and world views (Robert Costanza).

Agradecimentos

Ao meu orientador João Marques. Uma das primeiras pessoas que conheci quando cheguei a Campinas, sempre objetivo e disponível nas orientações.

Ao professor Ademar Romeiro. Agradeço pelas orientações sobre economia ecológica e pelos conselhos para superar as dificuldades que todos passamos quando nos encontramos longe de casa.

À Unemat que possibilitou o meu afastamento e, juntamente com a Capes, financiaram esses anos de estudos. Aqui considero todos os colegas de trabalho que de alguma forma contribuíram para que pudesse realizar os estudos em uma universidade conceituada como a Unicamp.

À Unicamp, através do Instituto de Economia, que me recebeu muito bem e, juntamente com a Fapesp, possibilitaram a realização das atividades pedagógicas e de pesquisa, em um ambiente de qualidade. Aproveito para agradecer ao pessoal do departamento de Economia.

Alguns professores precisam ser lembrados, tenho a maior gratidão por eles, o Wilson Cano, a Alejandra, a Maria Carolina, a Maria Eugênia, o Bastian.

Ao professor Caetano Brugnaro, da Ufscar, que foi fundamental pela sua experiência na aplicação dos questionários e análise dos dados.

RESUMO

Este trabalho objetiva apresentar e discutir a valoração de serviços ecossistêmicos, a partir do conceito de funções e serviços ecossistêmicos e da aplicação dos métodos de valoração econômica em uma bacia hidrográfica devido a ocupação pela agricultura. Mostra que a valoração é um dentre outros importantes instrumentos a serem mobilizados para a preservação ambiental e para o reconhecimento e aceitação social da necessidade da gestão dos ambientes naturais, tendo como orientação a utilização sustentável dos recursos. Assim, o trabalho pautou-se por apresentar as possibilidades teóricas a partir das visões tradicionais e da economia ecológica, apresentou-se um ambiente antropizado e suas características sempre procurando destacar as questões da ocupação e dos impactos ambientais. Além da caracterização da ocupação do espaço e das determinantes sócio-econômicas foi realizado um estudo na bacia hidrográfica dos rios Mogi-Guaçu, Pardo e Baixo Grande, doravante denominada bacia do Mogi - Pardo, no Estado de São Paulo, com o objetivo de determinar a Disposição a Pagar por água limpa junto à população dos municípios que fazem parte da bacia. A partir das recomendações do Relatório da *National Oceanic and Atmospheric Administrations* (NOAA), o estudo mostra que mesmo com suas limitações, o método de valoração contingente (MVC) pode contribuir com uma medida de valor para auxiliar no processo de tomada de decisão.

ABSTRACT

This study aims to present and discuss the valuation of ecosystem services, from the concept of ecosystem functions and services and the application of methods of economic valuation in a watershed because the occupation by agriculture. To show that the valuation is one among other important tools being mobilized for environmental preservation and recognition and social acceptance of the need for management of natural environments, with a guide to sustainable resource use. Thus, the work is guided by presenting the theoretical possibilities from the visions of traditional and ecological economy, proved to be an anthropic environment and its features always looking to highlight the issues of occupation and environmental impacts. In addition to the characterization of the occupation of space and determinants of socio-economic study was conducted in the watershed of rivers Mogi-Guaçu, Pardo and Grande, in the state of Sao Paulo, aiming to determine Willingness to pay for the clean water from the population of municipalities that are part of the basin. Based on the recommendations of the Report of the National Oceanic and Atmospheric Administrations (NOAA), the study shows that even with its limitations, the contingent valuation method (MVC) can provide a measure of value to assist in the decision-making process.

Lista de Figuras

Figura 2.1: Mapa das UGRHIs do Estado de São Paulo, 1998

Figura 2.2. Mapa de Localização da área de estudo no estado de

Figura 2.3. Mapa dos compartimentos da bacia Mogi-Pardo

Figura 2.4. Mapa pedológico da bacia Mogi-Pardo

Figura 2.5. Mapa de Erosividade da chuva na bacia Mogi-Pardo

Figura 2.6. Mapa de Erodibilidade do solo da Bacia Mogi-Pardo

Figura 2.7. Mapa de classes de declividade do solo da Bacia

Figura 2.8. Mapa de capacidade de Uso das Terras da bacia Mogi-Pardo

Figura 2.9 Mapa de perdas de Solo por erosão na Bacia Mogi-Pardo

Figura 2.10 Mapa de Risco de erosão na bacia Mogi-Pardo

Figura 2.11 – Mapa de declividade na bacia Mogi-Pardo

Figura 2.12. Temperatura média anual da bacia Mogi-pardo

Figura 2.13. Temperatura média em janeiro na Bacia Mogi-Pardo

Figura 2.14. Temperatura média em julho na Bacia Mogi-Pardo

Figura 2.15. Classes de cobertura e uso do solo

Figura 2.16. Impactos Ambientais das Práticas Agrícolas

Figura 3.1. Diagrama de estrutura e das funções e serviços ecossistêmicos.

Figura 4.1. Métodos de valoração ambiental

Figura 4.2 - Classificação dos Métodos de Valoração Ambiental

Figura 5.1 – Variantes do Método de Valoração Contingente.

Lista de Tabelas

Tabela 2.1: Unidade de solo e área ocupada na Bacia Mogi-Pardo

Tabela 2.2. Categorias de uso e cobertura das terras da bacia

Tabela 5.1. Média populacional e concentração por estrato

Tabela 5.2. Cidades selecionadas e número de questionários

Tabela 5.3. distribuição da amostra por sexo

Tabela 5.4. Distribuição da amostra por faixa etária

Tabela 5.5. Distribuição da amostra por escolaridade

Tabela 5.6. Distribuição da amostra por renda familiar mensal

Tabela 5.7. Distribuição da amostra por origem da renda

Tabela 5.8. Resposta aos preços propostos sem excluir protestos

Tabela 5.9. Justificativas para respostas “não” e “não”

Tabela 5.10. Estimativas do modelo logit simples

Tabela 5.11. Estimativas do modelo logit duplo

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	Valoração Ambiental e Economia Ecológica	2
1.2	Problematização e objetivos	4
1.3	Metodologia	4
1.4	Estrutura da tese	5
2	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA	7
2.1	Introdução	7
2.2	Localização	9
2.3	Aspectos Físicos	12
2.3.1	Solos	12
2.3.2	Relevo	20
2.3.3	Clima	21
2.3.4	Uso e cobertura das terras	23
2.3.5	Aspectos socioeconômicos	25
2.4	Impactos ambientais da agricultura	29
2.5	A mata ciliar	31
2.6	A qualidade das águas	34
3	FUNÇÕES AMBIENTAIS E VALORAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS	37
3.1	Introdução	37
3.2	Funções e serviços ecossistêmicos	38
3.3	Desenvolvimento e meio ambiente	43
3.4	Agricultura sustentável	52
3.5	A valoração dos serviços ecossistêmicos	55
4	OS MÉTODOS DE VALORAÇÃO AMBIENTAL	59
4.1	Introdução	59
4.2	Os métodos de valoração ambiental	64
4.3	O método de valoração contingente e o relatório NOAA	68
4.4	Criticas a valoração ambiental	76
5	A DAP POR ÁGUA LIMPA NA BACIA MOGI-PARDO	81
5.1	Introdução	81
5.2	O perfil da amostra	84
5.3	O modelo proposto	91
5.4	Estimativas da DAP e análise dos resultados	97
6	CONCLUSÕES	103
	BIBLIOGRAFIA	107
	ANEXOS 01	119

1 INTRODUÇÃO

Este trabalho tem por finalidade apresentar e discutir a valoração de serviços ecossistêmicos, a partir dos conceitos de funções e serviços ecossistêmicos e da aplicação dos métodos de valoração econômica em uma bacia hidrográfica devido a ocupação pela agricultura. Objetiva-se mostrar que a valoração é um dentre outros importantes instrumentos a serem mobilizados para a preservação ambiental e para o reconhecimento e aceitação social da necessidade da gestão dos ambientes naturais, tendo como orientação a utilização sustentável dos recursos.

Assim, o trabalho pautou-se por apresentar as possibilidades teóricas a partir das visões tradicionais e da economia ecológica, apresentou-se um ambiente antropizado e suas características sempre procurando destacar as questões da ocupação e dos impactos ambientais. Além da caracterização da ocupação do espaço e das determinantes sócio-econômicas foi realizado um estudo na bacia hidrográfica dos rios Mogi-Guaçu, Pardo e Baixo Grande, doravante denominada bacia do Mogi - Pardo, no Estado de São Paulo, com o objetivo de determinar a Disposição a Pagar por água limpa junto à população dos municípios que fazem parte da bacia. A partir das recomendações do Relatório da *National Oceanic and Atmospheric Administrations* (NOAA)¹, cujo estudo mostra que mesmo com suas

¹ O NOAA *panel* teve, no começo dos anos 1990, a responsabilidade de avaliar o uso da valoração contingente em estimativas de danos aos recursos naturais.

limitações, o MVC pode contribuir com uma medida de valor para auxiliar no processo de tomada de decisão.

O Relatório NOAA foi fundamental na estruturação dos procedimentos para aplicação do Método de Valoração Contingente (MVC). Publicado em 1993 teve grande influência sobre o desenvolvimento e popularização dessa técnica. Naquela época, danos ambientais de grandes proporções, como o derramamento de óleo provocado pelo navio *Exxon Valdez*, motivaram ações judiciais que só poderiam ser levadas adiante mediante a utilização de um método que fosse legalmente reconhecido e que fosse capaz de avaliar os danos sobre o meio ambiente. Assim, ao mesmo tempo em que o Relatório NOAA vinha dar rumo aos estudos e às aplicações do MVC contribuía para o seu desenvolvimento e aceitação.

O principal problema de valorar bens e serviços ambientais usando o MVC se dá pela inexistência de um mercado para esses bens. Com isso, a observação é feita através da aplicação de pesquisa, sobre uma população escolhida, mediante um cenário hipotético de alterações ambientais. O objetivo é captar a Disposição a Pagar (DAP), ou Disposição a Receber (DAR), da população pela melhoria ou manutenção de determinados bens ou serviços ambientais, que dependerá basicamente do cenário hipotético imaginado, ou melhor, do cenário proposto. Diante disso, pode-se imaginar que quanto mais realístico for o cenário apresentado maior a chance de que as alterações propostas sejam compreendidas pelo entrevistado e mais próximas da realidade serão suas respostas.

1.1 Valoração Ambiental e Economia Ecológica

Não existem dúvidas quanto à necessidade da valoração ambiental. Os estudos de valoração econômica dos impactos ambientais têm recebido crescente atenção

na literatura sobre a economia ambiental e a economia ecológica. Assim, tanto para a Economia Ambiental como para os autores da linha denominada Economia Ecológica, a valoração serve para atribuir aos bens e serviços ambientais valores comparáveis àqueles atribuídos aos bens serviços produzidos e transacionados no mercado. No entanto, alguns autores criticam os métodos e procedimentos utilizados na aplicação das técnicas de valoração, principalmente pelo fato de utilizar o “cabedal teórico neoclássico”. Mas há certo entendimento no sentido de buscar alternativas de valoração que possam incorporar os valores intrínsecos ou intangíveis, de “desvendar a natureza do valor de existência”.

Conforme foram sendo incorporados os valores de opção e de existência nos estudos de valoração ambiental mais próximo ficaram economistas e ecólogos. Com isso houve um maior interesse dos economistas por questões ambientais e problemas do meio ambiente. Tarefa que destinada inicialmente à Economia Ambiental nem sempre foi aceita pacificamente, uma vez que se levanta contra ela a pertinente questão de comensurar o incomensurável.

Mas, uma análise econômica com visão ecológica exige que o sistema econômico seja considerado dentro de suas relações e interfaces com os sistemas naturais. Porém, não basta considerar apenas as inter-relações do sistema econômico e do meio ambiente é preciso considerar as necessidades das gerações futuras, pois ainda temos um profundo desconhecimento das complexas relações da biodiversidade, da capacidade de regeneração do ambiente, e seu limite de suporte das atividades humanas.

Portanto, para a tomada de decisões há que se procurar ter uma completa compreensão da estrutura e do funcionamento dos ecossistemas. Além disso, é fundamental entender as complexas interações entre os sistemas econômicos e ecológicos. Ou seja, é imprescindível a compreensão de que as funções ambientais são essenciais para a manutenção do bem-estar humano, da

biodiversidade, da preservação das espécies, do fornecimento de água limpa, da fertilidade do solo, da regulação climática dentre outras.

1.2 Problematização e objetivos

O objetivo principal desta pesquisa é verificar de que forma a Economia Ecológica vê o papel da valoração ambiental e, dada as limitações da Valoração Contingente, como esta se encaixa na determinação de uma medida de valor.

Objetivos específicos

- Discutir os procedimentos para aplicação do MVC de acordo com o NOAA *panel*;
- Calcular a DAP por água limpa, através de um estudo de caso na bacia hidrográfica dos rios Mogi-Pardo;
- Mostrar que, mesmo com suas limitações, o MVC pode ser utilizado na determinação de uma medida de valor.

1.3 Metodologia

Para o desenvolvimento desta tese foram propostas as seguintes atividades:

- Levantamento bibliográfico sobre o Método de Valoração Contingente e sua aplicação na avaliação da qualidade da água;
- Conhecer as discussões realizadas durante o NOAA *panel*;
- Levantar as principais críticas ao MVC e as repercussões que elas tiveram.
- Levantamento bibliográfico sobre o papel da Valoração Ambiental para a Economia Ecológica;
- Verificar como a Economia Ecológica utiliza os principais métodos de valoração e como se encaixa a valoração contingente;

- Verificar como a Economia Ecológica vê a modelagem como o melhor caminho para valoração dos serviços do ecossistema;
- Aplicar o MVC através de um estudo de caso na bacia hidrográfica dos rios Mogi-Guaçu e Pardo;

1.4 Estrutura da tese

A estrutura deste trabalho foi montada da seguinte forma: além desta introdução, mais cinco partes. O Capítulo 2 é sobre a caracterização da área da bacia Mogi Pardo. Conhecida pelo grande desenvolvimento do agronegócio, a área escolhida nos fornece elementos suficientes para uma avaliação dos impactos das atividades econômicas sobre o meio ambiente natural. São dados destaque para os seus aspectos físicos, socioeconômicos e os principais impactos das atividades agrícolas. Além disso, fala da importância da mata ciliar para a manutenção/melhoria da qualidade das águas.

O Capítulo 3 refere-se às funções e à valoração dos serviços do ecossistema. Para isso, apresenta os seus conceitos, a importância da preservação ambiental, o desenvolvimento da agricultura e a repercussão dos impactos ambientais na análise econômica. A partir do desenvolvimento da economia ecológica uma nova visão se apresenta em relação à necessidade do entendimento das complexas interações entre a economia e o meio ambiente.

No Capítulo 4 mostra-se o papel da valoração econômica ambiental através da apresentação dos principais métodos utilizados tradicionalmente, com destaque para o Método de Valoração Contingente, os procedimentos e recomendações do NOAA *panel*. Assim, pode-se perceber como se desenvolveram os estudos e aplicações do MVC, bem como as críticas recebidas e as repercussões que elas tiveram.

O Capítulo 5 é sobre os procedimentos e operacionalização do estudo de caso realizado na Bacia do Mogi-Pardo, localizada no Estado de São Paulo, com o objetivo de calcular a DAP da população por água limpa. Esse estudo foi empreendido com base na aplicação de questionários em uma amostra da população dos municípios que fazem parte da bacia dos rios Mogi-Guaçu, Pardo e Grande. Além disso, é apresentada uma análise dos resultados através da utilização da distribuição logística. Finalmente no Capítulo 6 apresenta-se as conclusões da tese.

2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA

2.1 Introdução

Neste capítulo é feita a caracterização da área de estudo, da bacia do Mogi-Pardo. Para isso são considerados a sua localização, os seus aspectos físicos, socioeconômicos e os principais impactos ambientais decorrentes das atividades agrícolas. Além disso, mostra a importância da mata ciliar e da qualidade das águas. São essas características que irão determinar os sistemas de produção predominantes na região (Projeto EcoAgri, 2005)².

Segundo Carpi Junior (2001), uma das formas de investigar a dinâmica do ambiente, e que tem se mostrado mais eficiente, é aquela que toma como unidade de análise as bacias hidrográficas. A bacia hidrográfica constitui uma unidade geográfica importante para estudos e pode contribuir como “fator pedagógico de conscientização ecológica”, ser indispensável para a formulação e legitimação de políticas públicas e para a conservação e manejo dos recursos naturais, como a água e o solo. Mas, para propor soluções de problemas locais, é preciso considerar as interações ambientais e econômicas de ocupação de toda a bacia. Ou seja, é preciso que se tenha uma visão global dos eventos (Miranda, 2004).

² A Embrapa Monitoramento por Satélite e a Embrapa Meio Ambiente integram o projeto ECOAGRI, financiado pela FAPESP, Diagnóstico Ambiental da Agricultura em São Paulo - bases para um desenvolvimento rural sustentável, sob coordenação do NEA (Núcleo de Economia Agrícola e do Meio Ambiente) da UNICAMP.

A região da bacia hidrográfica do Mogi-Pardo é reconhecida pelo grande desenvolvimento das atividades agropecuárias. Para atingir o elevado nível de produção e de produtividade, a exploração dos recursos naturais tem sido intensa. Mas, o avanço tecnológico existente na agricultura paulista não reflete em uma diminuição das pressões sobre o meio ambiente. Assim, vários impactos ambientais decorrentes das atividades agrícolas contribuem tanto diretamente, sobre a própria atividade agrícola, como indiretamente, sobre a população. Ou seja, erosão e contaminação do solo, contaminação e assoreamento dos mananciais, redução da biodiversidade, entre outros impactos, têm reflexos sobre a produtividade agrícola e também sobre a qualidade de vida da população.

Um dos impactos ambientais mais significativos é decorrente da devastação de matas ciliares. A atividade agrícola, na busca por maior produção, tem avançado sobre áreas de preservação permanente, principalmente sobre a mata ciliar. Com isso, os rios têm recebido grande carga de poluentes e rejeitos de origem agrícola, que são responsáveis diretamente por sua contaminação e assoreamento, em conjunto com poluentes de origem urbana. Diante disso, destaca-se a importância das matas ciliares na preservação dos cursos d'água. A sua manutenção e/ou restauração pedem ações imediatas e isto pode exigir elevados custos para sua recuperação.

Nesse contexto, fica claro que, para a manutenção ou melhoria da qualidade das águas, é preciso cuidados com a manutenção ou recuperação das matas ciliares. O desenvolvimento de projetos de reflorestamento é essencial. Além disso, é necessária a participação da população como uma forma de conscientização ecológica. A participação da população é fundamental, tanto como agente motivador da preservação, como para auxiliar no financiamento dos projetos de recuperação de áreas degradadas. Ou seja, como destaca May (2004).

Na implantação de comitês de bacias no Brasil, tem sido crescente o reconhecimento de que aqueles que se beneficiam de fluxos regulares de água de boa qualidade devem contribuir arcando com o custo de reflorestamento e da manutenção da cobertura florestal dos mananciais.

Mas é preciso verificar se a população está disposta a pagar essa conta. Melhorar a qualidade da água significa contribuir para a recuperação da mata ciliar. Assim, uma metodologia para avaliar a qualidade da água deve levar em conta a existência e a qualidade da mata ciliar e propor projetos que possam manter ou recuperá-las. Uma técnica que tem sido muito utilizada para avaliar recursos ambientais dessa natureza é a valoração contingente³.

2.2 Localização

Foi a partir da implantação da Lei 7.663/91, que estabeleceu objetivos, princípios, diretrizes e instrumentos da Política Estadual de Recursos Hídricos, a regulamentação para o funcionamento dos Comitês de Bacias do Estado de São Paulo. Assim, o Estado de São Paulo foi dividido em 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHs) compondo 20 comitês de Bacias Hidrográficas, como pode ser observado na figura 2.1. Essa divisão propiciou e incentivou o uso das bacias hidrográficas como unidade de planejamento ambiental, tanto por ser uma unidade geográfica e ambiental bem definida, como também pela ativa participação dos municípios e da sociedade civil na criação dos comitês das bacias.

³ O capítulo V trata da metodologia e operacionalização do método.



Figura 2.1: Mapa das UGRHIs do Estado de São Paulo, 1998

Fonte: Projeto ECOAGRI, 2002

A bacia do Mogi-Pardo está localizada na região nordeste do estado de São Paulo. Segundo Miranda (2004), devido ao fato de os limites dos municípios não coincidirem com os limites das UGRHI e para atingir os objetivos do Projeto ECOAGRI (FAPESP), optou-se pelo mapeamento de todos os municípios do estado de São Paulo localizados, total ou parcialmente, nas Unidades do Pardo (UGRHI - 4), Baixo Pardo/ Grande (UGRHI – 12) e Mogi Guaçu (UGRHI – 9). Essa área compreende 95 municípios, distribuídos em 41.175 Km². Ainda segundo o mesmo autor, a área ocupada pelas UGRHIs analisadas corresponde a 76,05% do total da área mapeada, ou seja, de 31.317 Km². A figura 2 ilustra em traços azuis a área principal do estudo e as seis folhas sistematicamente mapeadas na totalidade do trecho paulista.



Figura 2.2. Mapa de Localização da área de estudo no estado de São Paulo

Fonte: Projeto ECOAGRI, 2002

A bacia Mogi-Pardo foi subdividida em compartimentos (fig. 2.3) econômico-ecológicos que apresentam as seguintes características básicas, segundo o Relatório Zero do Comitê de Bacia Mogi Guaçu, 1999:

- Contêm as sub-bacias dos rios citados, com zonas urbanas, parcial ou total;
- Compreendem o fluxo de comércio e serviços entre as cidades;
- Possuem relativa homogeneidade quanto ao uso do solo e utilização da água;
- Possuem relativa homogeneidade dos elementos do meio biótico (vegetação) e abiótico, como as formações geológicas, geomorfológicas e hidrogeológicas.

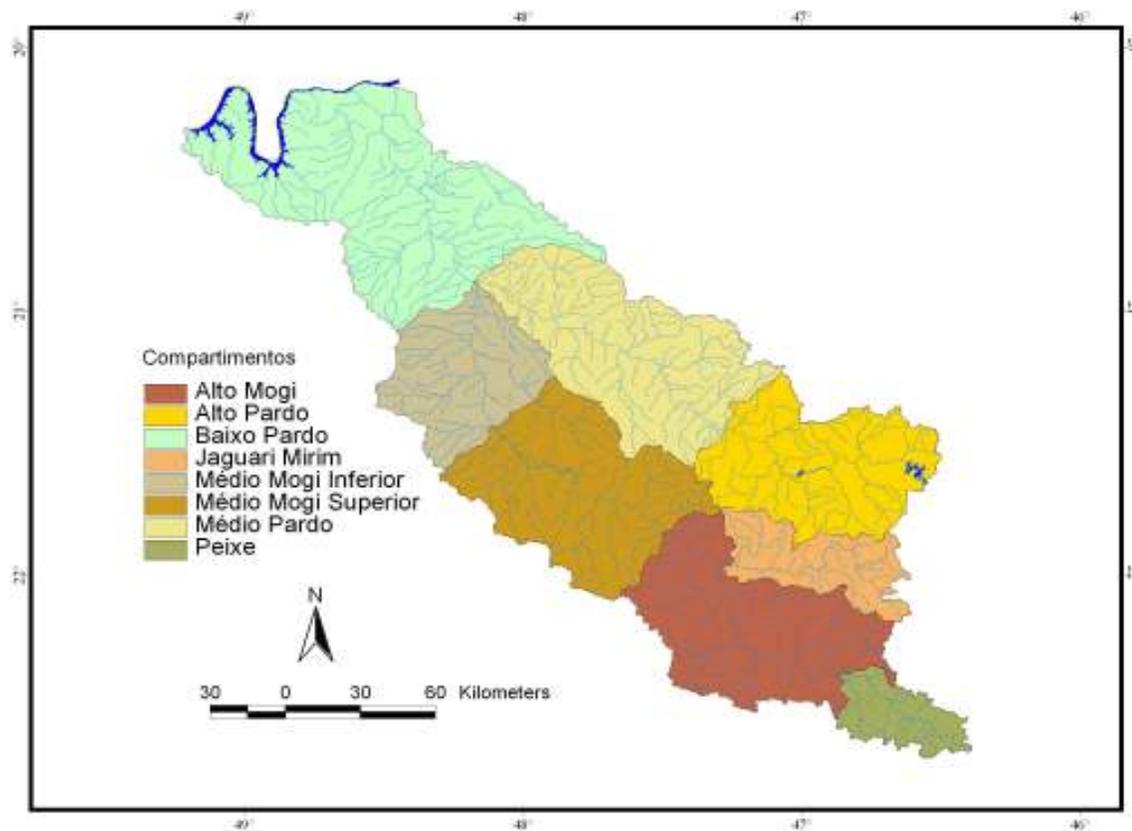


Figura 2.3. Mapa dos compartimentos da bacia Mogi-Pardo

Fonte: Comitê Mogi-Guaçu (Relatório Zero), 1999

2.3 Aspectos Físicos

2.3.1 Solos

Segundo Bertoni e Lombardi Neto (1999), as principais características para a classificação dos solos são a cor, a textura, a estrutura, a porosidade e permeabilidade. O solo é composto por diversas camadas horizontais chamadas de horizontes, classificadas como um perfil. O perfil mostra a seqüência de horizontes e caracteriza o tipo de solo e seu valor agrícola. A formação do solo depende de fatores como o material original, o clima, a atividade biológica dos

organismos vivos, a topografia e do espaço de tempo que atuam os diferentes fatores.

Na Bacia Hidrográfica do Mogi-Pardo, de acordo com Moraes (2002), há predominância de dois grupos de solos: Os latossolos vermelhos, que ocupam 58% da bacia, com uma área de 1.831.341 ha, seguido dos argissolos vermelhos e argissolos vermelho-amarelos, que ocorrem em 16,89% da área, com 529.564,05 ha (Tabela 2.2). Os latossolos vermelhos englobam as antigas classificações de latossolos roxo e latossolos vermelho-escuro. Os argissolos vermelhos e os argissolos vermelho-amarelos correspondem aos solos podzólicos vermelho e podzólicos vermelho-amarelo, respectivamente.

De modo geral os Latossolos Vermelhos são: solos profundos; bem drenados; de textura argilosa, ao longo do perfil; com cor vermelho-escuro (2,5YR 3/3 úmido) no horizonte A, de estrutura granular pequena fraca; consistência úmida friável, ligeiramente plástica e ligeiramente plástica no estado molhado. A transição para o sub-horizonte inferior é difusa e plana. O horizonte B latossólico possui cor vermelho-escuro (2,5YR 3/4, úmido); estrutura subangular média fraca; consistência úmida friável ou muito friável, e quando molhada ligeiramente plástica. (Moraes, 2002)

Os Argissolos compreendem solos minerais com horizonte B textural de argila de atividade baixa subjacente ao horizonte A. São solos bem drenados, profundos, de textura média no horizonte A e argilosa no horizonte B, cor do horizonte A é bruno escura (7,5YR 4/4, úmido); a estrutura granular pequena fraca; a consistência úmida friável, e quando molhada ligeiramente plástica e ligeiramente plástica; e a transição para os sub-horizontes clara e plana. O horizonte B textural possui cor bruna (7,5YR 5/4 a 5/8, úmida); estrutura subangular média fraca; consistência úmida friável, e quando molhada ligeiramente plástica; e com transição clara e plana de seus sub-horizontes. (Moraes, 2002).

Tabela 2.1: Unidade de solo e área ocupada na Bacia Mogi-Pardo

Solo	Área (ha)	(%)
Sub Bacia - BAIXO PARDO/MÉDIO GRANDE		
Argissolos Vermelhos-Amarelos	67851,14	2,16
Gleissolos Hápicos	18597,08	0,59
Latosolos Amarelos	11052,63	0,35
Latosolos Vermelhos	562473,2	17,94
Latosolos Vermelhos-Amarelos	21501,63	0,69
Nitossolos Vermelhos	349,8347	0,01
Área urbana	5763,281	
Represa	32261,98	
Subtotal	719850,8	
Sub-Bacia – PARDO		
Argissolos Vermelhos-Amarelos	193079,5	6,16
Cambissolos Hápicos	13,50941	0,00
Gleissolos Hápicos	12702,51	0,41
Latosolos Brunos	8630,009	0,28
Latosolos Vermelhos	476163	15,19
Latosolos Vermelhos-Amarelos	66100,56	2,11
Neossolos Flúvicos	14261,68	0,45
Neossolos Quartzarênicos	118871,8	3,79
Área urbana	16259,94	
Represa	2048,419	
Lagoa	79,65357	
Subtotal	908210,5	
Sub-Bacia - MOGI		
Argissolos Vermelhos	24234,28	0,77
Argissolos Vermelhos-Amarelos	244399,6	7,80
Cambissolos Hápicos	1073,127	0,03
Gleissolos Hápicos	43256,09	1,38
Latosolos Brunos	21325,69	0,68
Latosolos Vermelhos	792704,6	25,28
Latosolos Vermelhos-Amarelos	254242,6	8,11
Neossolos Litólicos	4558,606	0,15
Neossolos Quartzarênicos	94399,66	3,01
Área urbana	26644,96	
Lagoa	186,9823	
Subtotal	1507026	
Total Geral	3135087	100,00

Fonte: Projeto EcoAgri, 2004

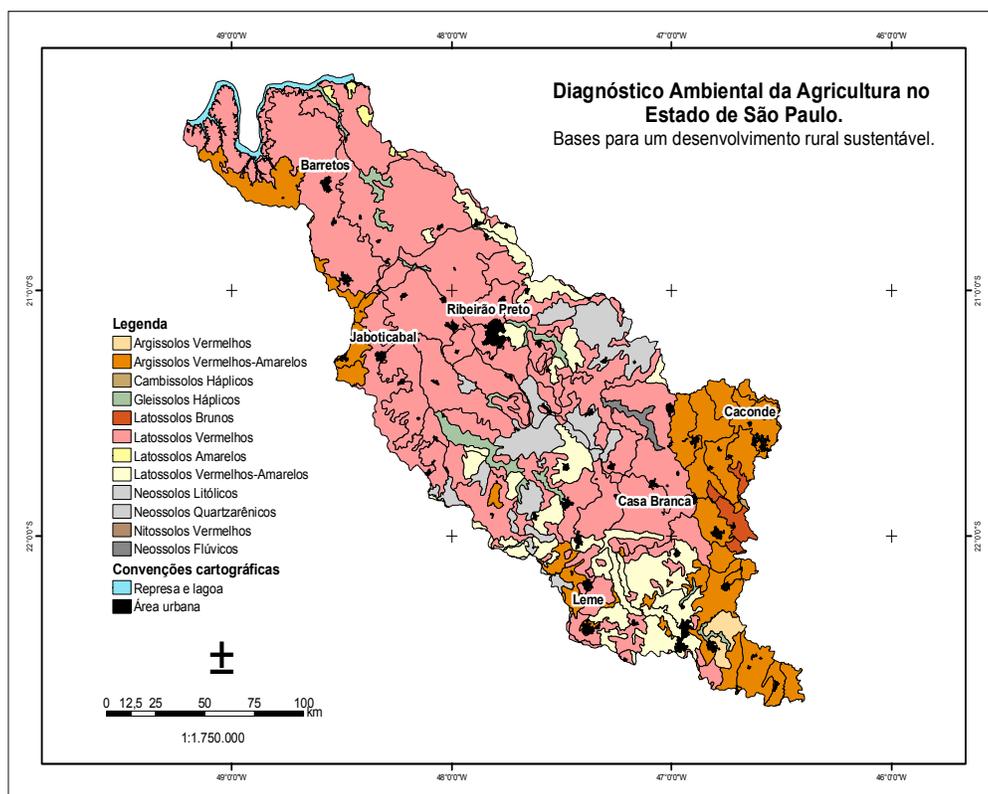


Figura 2.4. Mapa pedológico da bacia Mogi-Pardo

Fonte: Projeto EcoAgri, 2004

Os fatores que afetam a perda de solo são a chuva (R), a erodibilidade do solo (K), o comprimento e grau de declive (LS), o uso-manejo do solo (C) e o fator prática conservacionista (P). Segundo Bertoni e Lombardi Neto (1999) esses fatores atuam da seguinte forma:

- **Erosividade da Chuva (R) (fig. 2.5)** – o efeito chuva afeta o solo pela sua energia cinética e sua intensidade máxima. O fator R expressa a capacidade da chuva de causar erosão em uma área sem proteção;

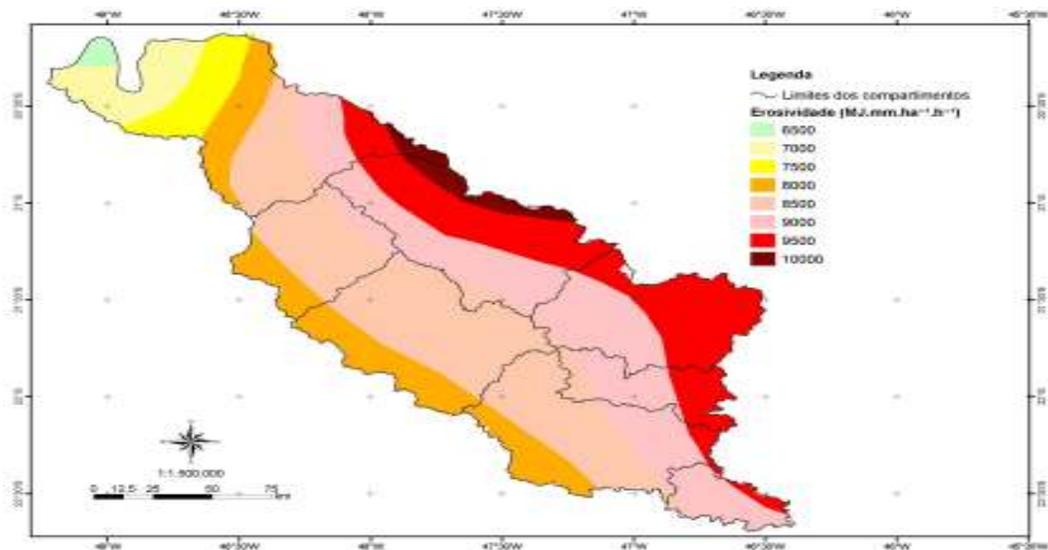


Figura 2.5. Mapa de Erosividade da chuva na bacia Mogi-Pardo

Fonte: projeto EcoAgri, 2004

- **Erodibilidade do solo (K) (fig. 2.6)** – diferente do significado de erosão do solo, é a diferença das propriedades do solo que o torna mais sujeito à erosão. O fator K tem seu valor quantitativo expresso como a perda de solo, por unidade de índice de erosão da chuva;

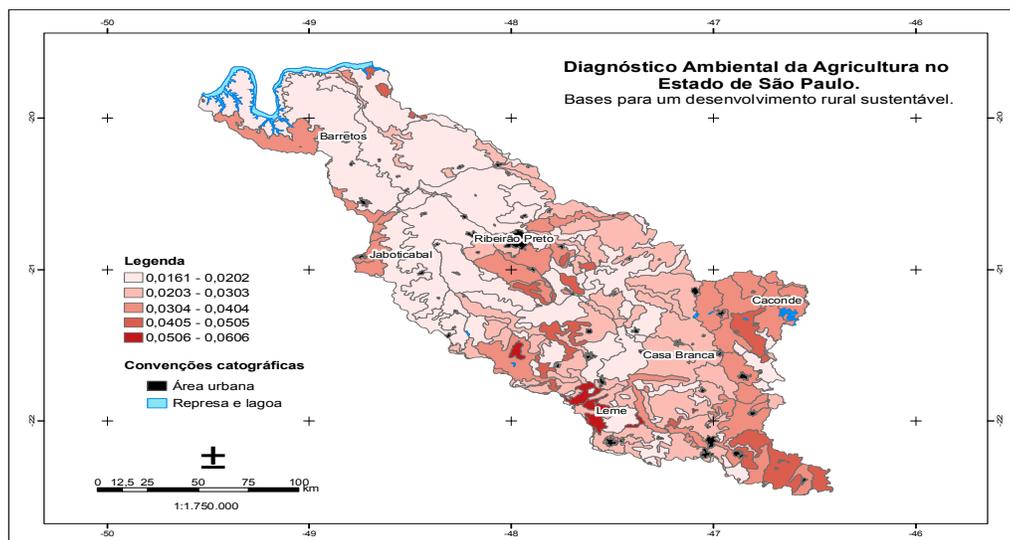


Figura 2.6. Mapa de Erodibilidade do solo da Bacia Mogi-Pardo

Fonte: Projeto EcoAgri, 2004.

- **Comprimento e grau de declive (LS) (fig. 2.7)** – considerados como um fator topográfico único (*LS*), o comprimento do declive e o seu gradiente afetam a intensidade de erosão pela água. O fator *LS* é a relação esperada de perdas de solo por unidade de área

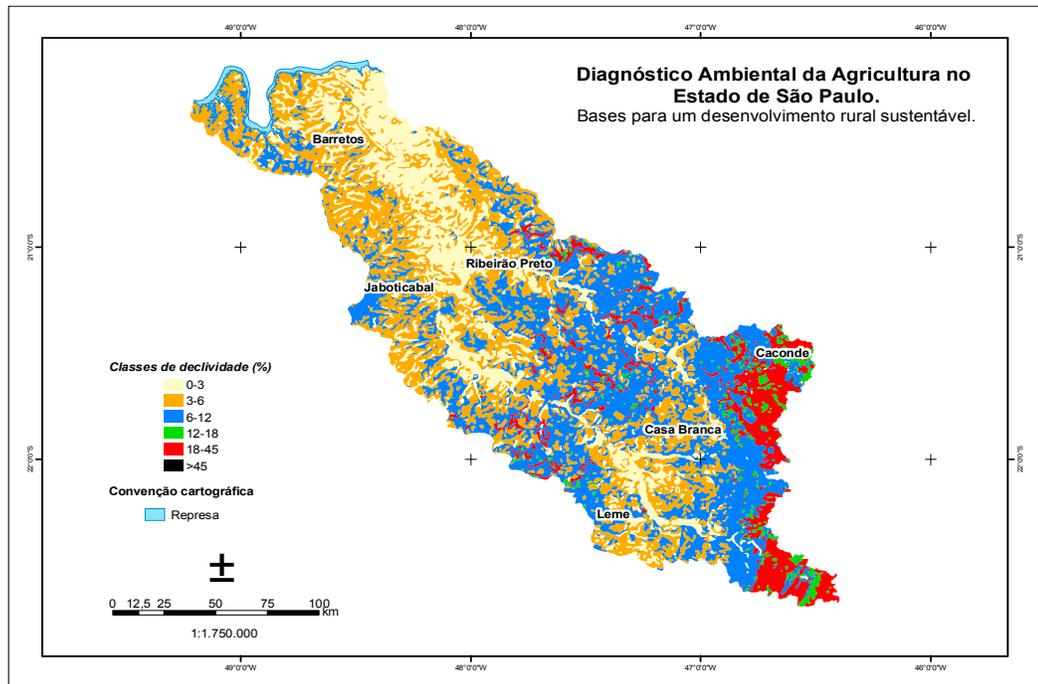


Figura 2.7. Mapa de classes de declividade do solo da Bacia Mogi-Pardo

Projeto EcoAgri, 2004.

- **Uso-manejo de solo (C)** – o fator uso e manejo do solo é a relação esperada entre as perdas de solo de um terreno cultivado em dadas condições e as perdas correspondentes de um terreno mantido continuamente descoberto e cultivado.
- **Prática conservacionista (P)** – é a relação entre a intensidade esperada de perdas de solo com determinada prática conservacionista e aquela quando a cultura está plantada no sentido do declive (morro abaixo).

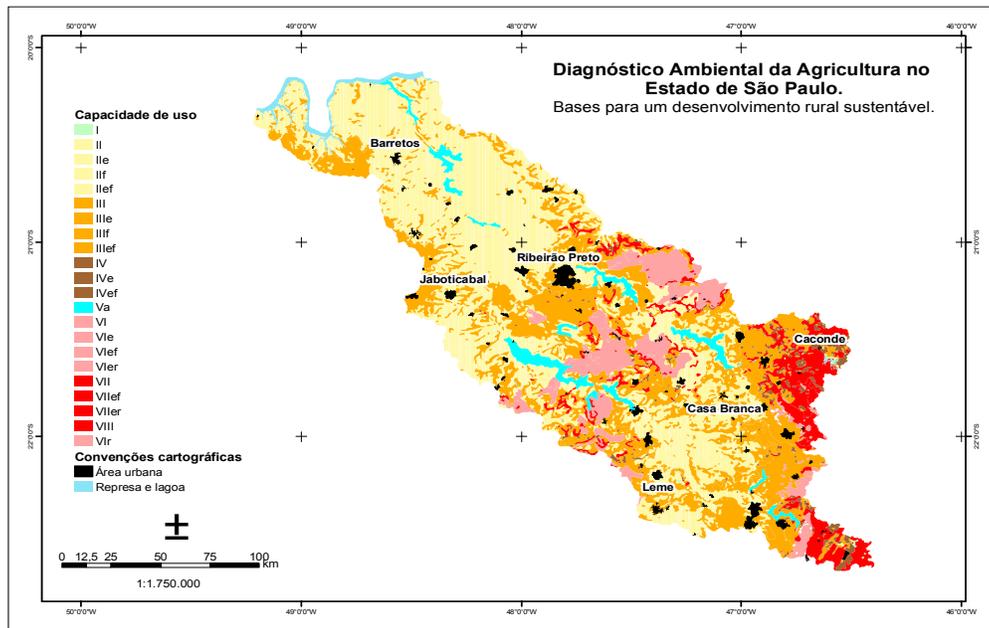


Figura 2.8. Mapa de capacidade de Uso das Terras da bacia Mogi-Pardo
Fonte: Projeto ECOAGRI, 2004

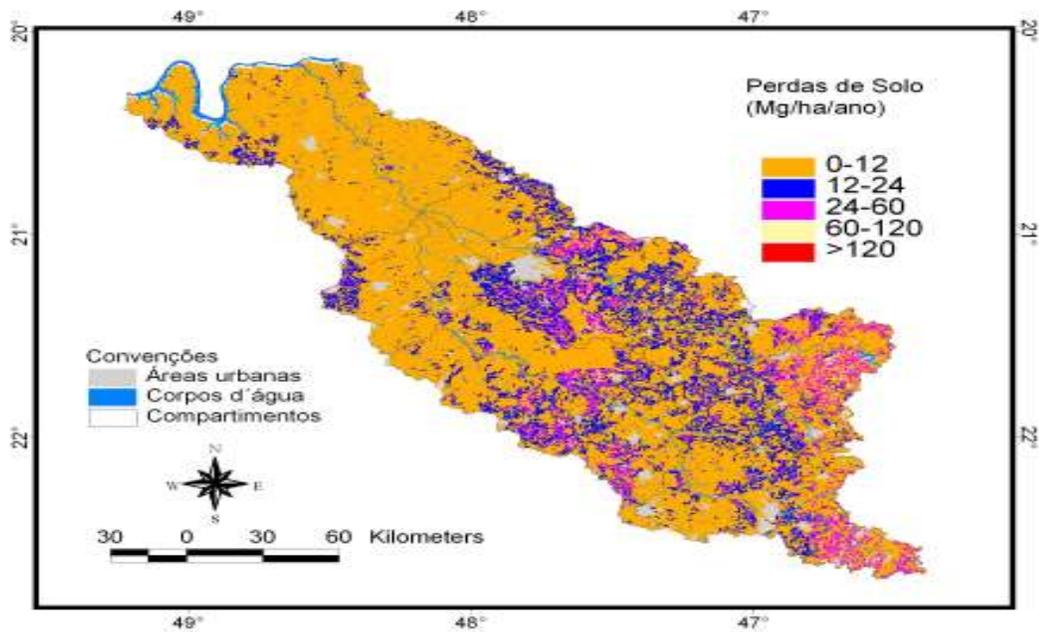


Figura 2.9 Mapa de perdas de Solo por erosão na Bacia Mogi-Pardo
Fonte: Projeto ECOAGRI, 2004

Esses fatores (R , K , L , S , C , P) irão formar a equação de perdas de solo, que forneceram as estimativas para as taxas atuais de erosão do solo na Bacia Mogi-Pardo. Portanto, é através da Equação Universal de Perdas de Solo⁴, que se “exprime a ação dos principais fatores que sabidamente influenciam a erosão pela chuva”, que foram feitas as estimativas de perdas de solo, cujos mapas são apresentados a seguir.

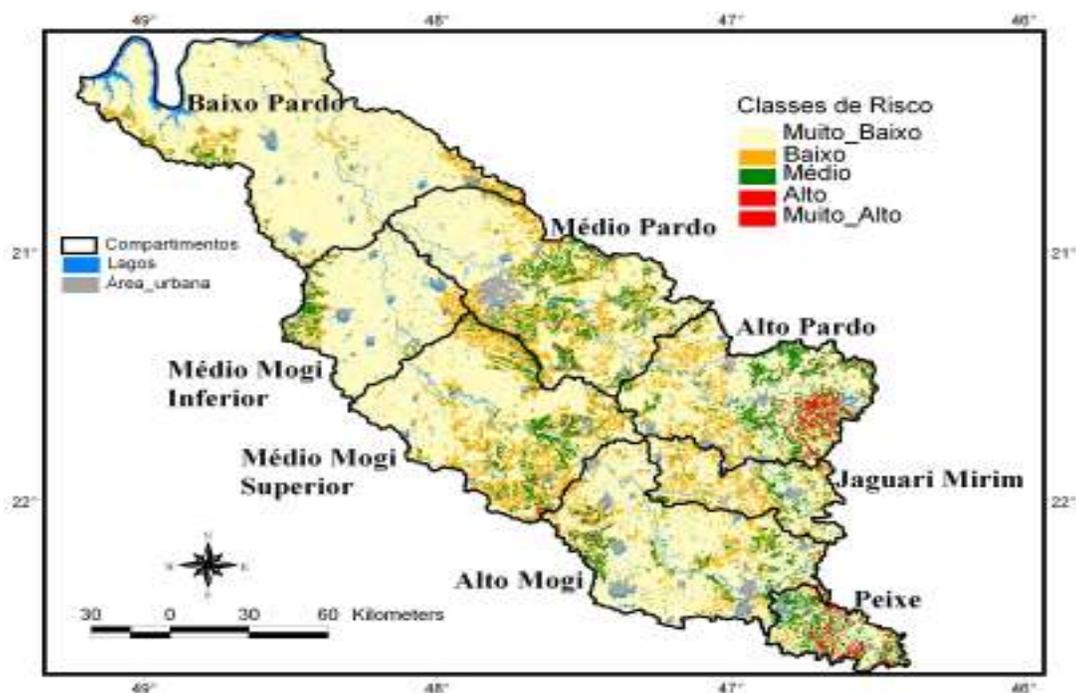


Figura 2.10 Mapa de Risco de erosão na bacia Mogi-Pardo

Fonte: Projeto ECOAGRI, 2004

⁴ A Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS) é dada por: $A = R K L S C P$, onde: A é dado em t/há/ano - foi desenvolvida por Wischmeier e Smith e adaptada para o caso brasileiro por José Bertoni e Francisco Lombardi Neto. Para maiores detalhes consultar Bertoni e Lombardi Neto (1999).

2.3.2 Relevo

A declividade é um componente importante para o estabelecimento de diretrizes de uso e ocupação de uma área (fig. 2.11). A Capacidade de Uso das Terras é uma classificação que define os tipos de usos agrícolas permissíveis basicamente em função das restrições de solo, declividade e parâmetros físicos e químicos do solo.

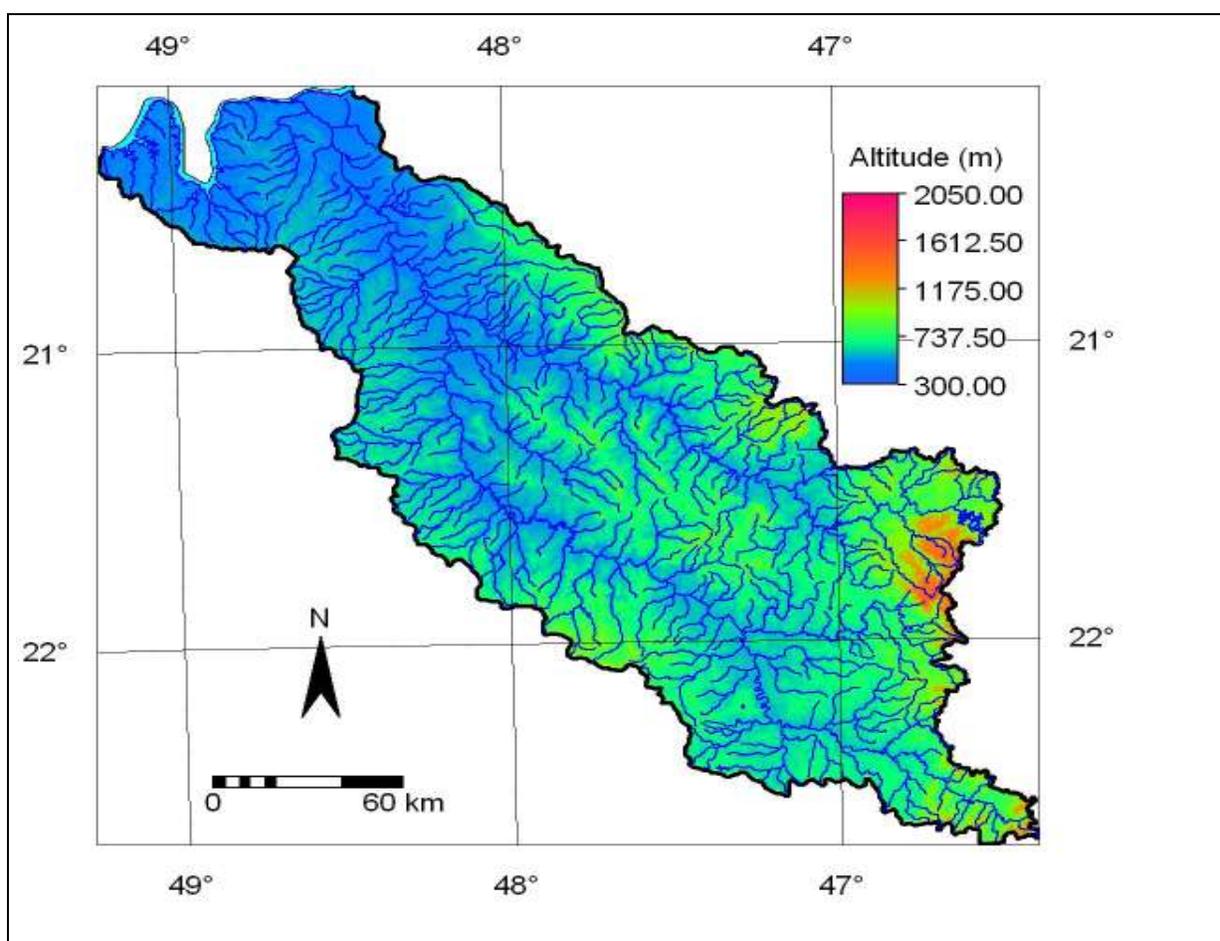


Figura 2.11 – Mapa de declividade na bacia Mogi-Pardo

Fonte: Projeto EcoAgri, 2004

2.3.3 Clima

Os dados do clima se referem ao período de 1961-1990, coletados de postos do DAEE (Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo) e do IAC (Instituto Agrônomo de Campinas), localizados no Estado de São Paulo. Os dados apresentados a seguir são de temperatura média anual (fig. 2.12), temperatura média do mês de janeiro (mês mais quente) (fig. 2.13) e temperatura média do mês de julho (mês mais frio) (fig. 2.14).

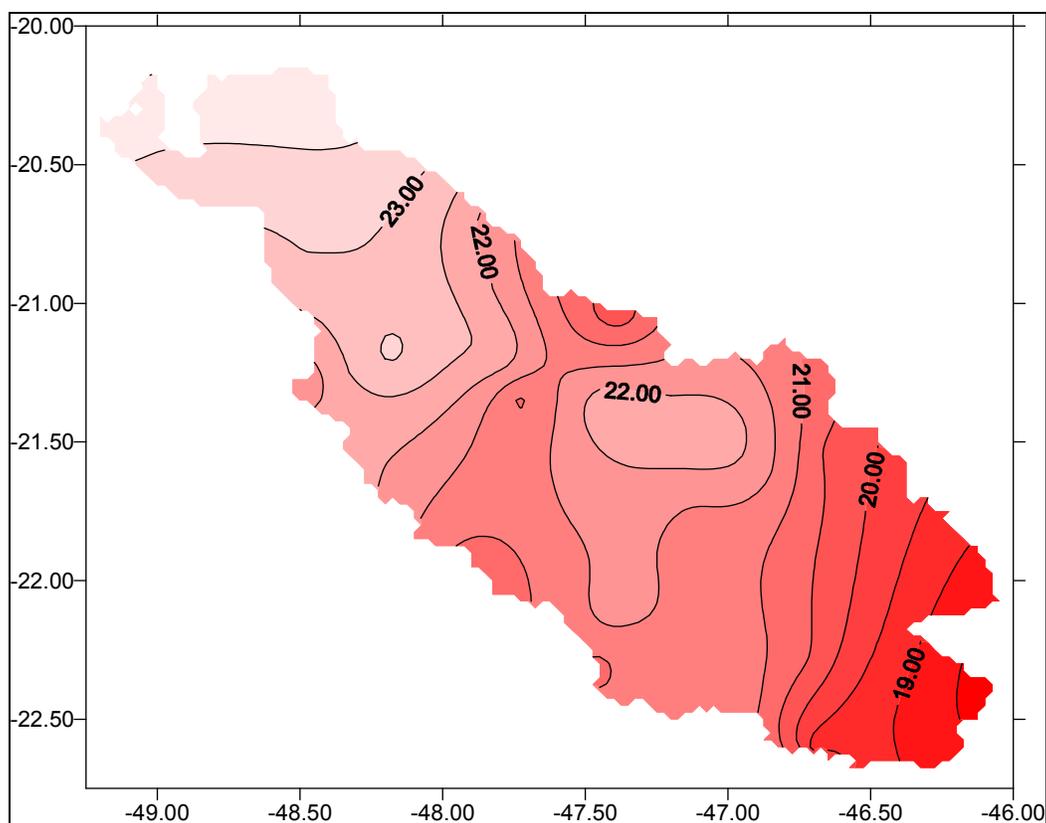


Figura 2.12. Temperatura média anual da bacia Mogi-pardo

Fonte: Projeto EcoAgri, 2004.

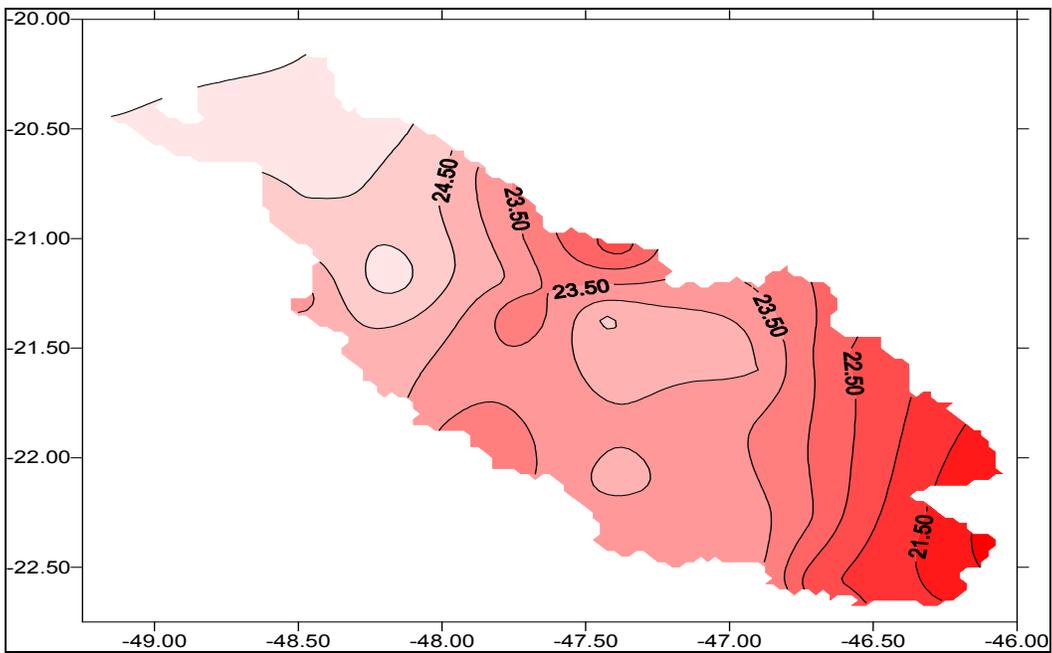


Figura 2.13. Temperatura média em janeiro na Bacia Mogi-Pardo
 Fonte: Projeto EcoAgri, 2004.

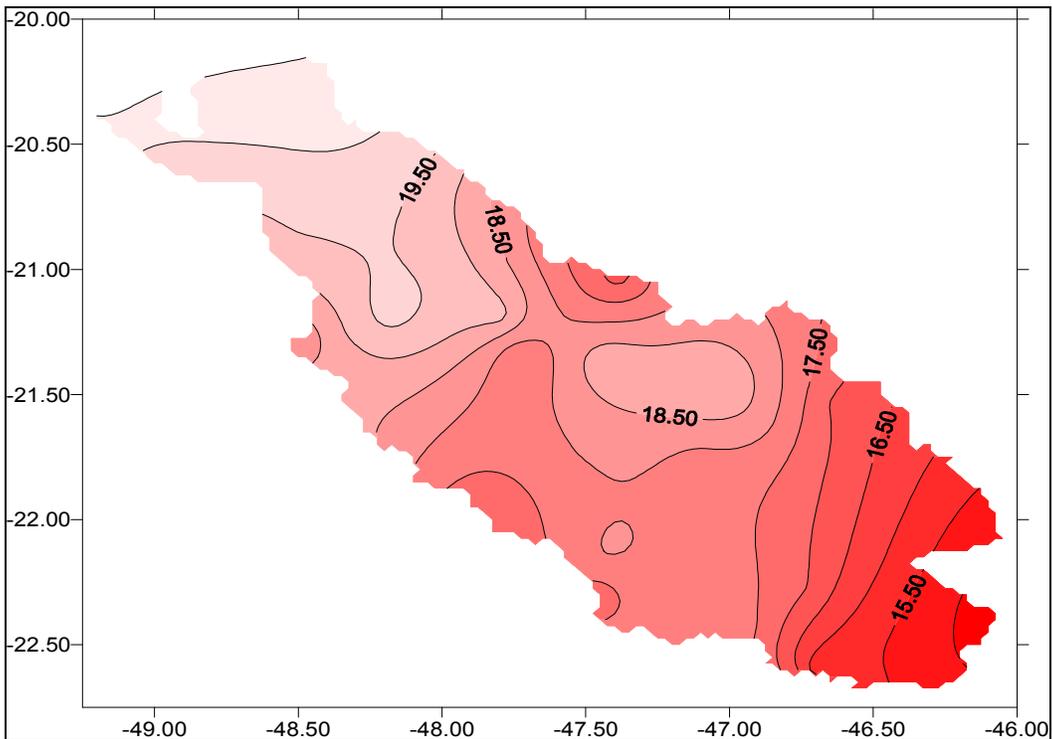


Figura 2.14. Temperatura média em julho na Bacia Mogi-Pardo
 Fonte: Projeto EcoAgri, 2004.

2.3.4 Uso e cobertura das terras

O mapeamento de uso e cobertura das terras da Bacia Mogi-Pardo, elaborado pela Embrapa Monitoramento por Satélite, permite uma análise da dinâmica da paisagem ao longo do tempo. Com isso, é possível verificar como ocorreu a substituição da cobertura natural pelas culturas hoje existentes. A seguir (fig. 2.15) estão as classes de cobertura e uso do solo observado.

1. Agricultura

- 1.1. Culturas anuais – (arroz, feijão, batata, soja, milho, mandioca)
- 1.2. Culturas perenes – (café, citros...)
- 1.3. Cana-de-açúcar
- 1.4. Áreas irrigadas
- 1.5. Pastagens
- 1.6. Reflorestamentos

2. Antropismo

- 2.1. Áreas urbanas
- 2.2. Corpos d'água (rios, lagos, represas...)
- 2.3. Áreas de mineração
- 2.4. Outros (solo exposto etc.)

3. Vegetação Natural

- 3.1. Floresta estacional
- 3.2. Floresta secundária
- 3.3. Vegetação ripária (quando mapeável)
- 3.4. Cerrados

Figura 2.15. Classes de cobertura e uso do solo

Fonte: Projeto EcoAgri,

A maior área da bacia Mogi-Pardo é ocupada pela agropecuária. Analisando a tabela 2.2, percebe-se que a área de agropecuária corresponde a 78,55 % do total. Segundo Miranda (2004), estão aí incluídos cana-de-açúcar, pastagens, culturas perenes, culturas anuais, reflorestamentos e culturas irrigadas. Os destaques são para os municípios de Barretos, Morro Agudo e Guaíra, com áreas superiores a 1.000 km² para as atividades agropecuárias.

Da área com agropecuária, 53,65% são de cana-de-açúcar, com a maior participação, 10,60% são de pastagens, 9,06% de culturas perenes (citricultura), 3,15% de reflorestamento, 1,10% de culturas irrigadas e 1% de culturas anuais.

Tabela 2.2. Categorias de uso e cobertura das terras da bacia

Principais categorias	Área (Km²)	%
Agropecuária	32.343	78,55
Vegetação natural	6.922	16,81
Área urbana	1.024	2,49
Corpos d'água	686	1,67
Outros	200	0,48
Total	41.175	100,00

Fonte: Miranda (2004).

Em relação à vegetação natural, a área é de 6.922 km², relativa a 16,81 % da bacia, onde estão inclusas áreas de cerrado, floresta estacional, floresta secundária e vegetação ripária. Destaque para os municípios de São Carlos, Barretos e Altinópolis. Segundo Miranda (2004), a maior parcela é de vegetação ripária e que está concentrada em áreas de grande declividade pela proximidade com a Serra da Mantiqueira. O percentual é de 10,68 % da região.

Em seguida vem a área urbana, que corresponde a 2,49 %, com uma área de 1.024 km². Destaque para os municípios de Ribeirão Preto, São Carlos, Araraquara, Rio Claro e Mogi-Mirim. Os corpos d'água representam 1,67 % da área de estudo, onde estão localizados os rios, lagos, reservatórios e barragens. (Miranda, 2004).

2.3.5 Aspectos socioeconômicos

A bacia hidrográfica do Mogi-Pardo tem como característica econômica predominante a agropecuária. É uma das regiões mais desenvolvidas do Brasil onde o avanço tecnológico promoveu o agronegócio, principalmente nos setores de cana de açúcar, fruticultura e pecuária. Segundo a contagem populacional do IBGE (2007), a região de estudo possui uma população de 3.828.876 habitantes. As cidades mais populosas são Ribeirão Preto, São Carlos, Araraquara, Rio Claro, Mogi-Guaçu, Araras, Barretos e Sertãozinho, com populações acima de 100.000 habitantes. A relação dos 95 municípios que fazem parte da bacia estão no anexo 01.

Ambrósio et al.(2008), analisando a distribuição locacional da agropecuária e a concentração fundiária na bacia do Mogi-Pardo, concluíram que os municípios apresentam diferentes graus de especialização do uso da terra. A cana-de-açúcar aparece como a atividade de maior concentração fundiária e, através de uma abordagem setorial, observa que ela está presente em 91 dos 95 municípios da bacia em estudo. Os municípios mais especializados nesta cultura são (com os respectivos quocientes locacionais, *QL*): Motuca (2,04), Viradouro (2,05), Jaboticabal (2,07), Ribeirão Preto (2,10), Terra Roxa (2,13), Guariba (2,15), Américo Brasiliense (2,18), Pradópolis (2,22), Sertãozinho (2,28), Santa Lúcia (2,29), Pontal (2,33), Santa Ernestina (2,34), Barrinha (2,36), Dobrada (2,43), Pitangueiras (2,45).

Os municípios com área de irrigação com pivô central desenvolvem culturas como feijão, milho e soja. Assim, a cultura de feijão está presente em 51 municípios, onde se destaca o município de Casa Branca, com *QL* igual a 14,55, seguido dos municípios: Miguelópolis, Itobi, São José do Rio Pardo, Vargem Grande do Sul e Guaíra (Ambrósio et al., 2008). A seguir estão listados os municípios que fazem parte da bacia (IBGE, 2007).

	Municípios	1996	2007
1	Aguai	26.360	29.550
2	Águas da Prata	7.171	7.093
3	Águas de Lindóia	13.542	13.199
4	Altair	3.509	3.253
5	Altinópolis	13.888	14.654
6	Américo Brasiliense	23.993	30.984
7	Amparo	55.457	59.827
8	Analândia	3.446	4.151
9	Araraquara	172.746	199.657
10	Araras	95.997	108.276
11	Barretos	100.646	107.843
12	Barrinha	21.905	25.635
13	Batatais	47.996	52.749
14	Bebedouro	72.633	74.830
15	Brodósqui	15.529	18.985
16	Caconde	17.485	18.627
17	Cajuru	20.788	22.609
18	Casa Branca	24.795	27.784
19	Cássia dos Coqueiros	2.753	2.576
20	Colina	16.390	16.285
21	Colômbia	6.038	6.073
22	Conchal	22.606	20.966
23	Corumbataí	3.530	3.919
24	Cravinhos	23.984	29.183
25	Descalvado	27.020	29.317
26	Divinolândia	11.504	11.214
27	Dobrada	7.150	7.645
28	Dumont	5.495	7.584
29	Engenheiro Coelho	8.736	12.866
30	Espírito Santo do Pinhal	38.091	40.506
31	Estiva Gerbi	8.074	9.185
32	Guairá	33.114	36.542
33	Guaraci	8.692	9.027
34	Guarida	30.442	32.660
35	Guataporá	6.099	6.043
36	Ibaté	23.498	27.885
37	Icem	6.638	6.021
38	Ipuã	10.994	13.046
39	Itapira	60.791	67.622
40	Itobi	6.802	7.436
41	Jaborandi	6.408	6.686
42	Jaboticabal	62.774	69.580
43	Jardinópolis	24.615	34.556
44	Leme	77.825	82.727
45	Lindóia	4.916	4.773
46	Luís Antônio	6.885	10.144
47	Matão	68.506	73.359

48	Miguelópolis	18.665	19.955
49	Mococa	63.811	65.391
50	Moji-Guaçu	114.546	131.141
51	Moji-Mirim	75.337	82.420
52	Monte Alto	42.720	43.982
53	Monte Azul Paulista	19.107	19.187
54	Morro Agudo	23.276	24.963
55	Motuca	3.645	4.294
56	Nuporanga	6.119	6.571
57	Olímpia	44.879	48.004
58	Orlândia	34.162	35.426
59	Pirassununga	62.717	66.174
60	Pitangueiras	32.200	33.305
61	Pontal	26.916	35.334
62	Porto Ferreira	43.893	46.652
63	Pradópolis	11.854	15.170
64	Ribeirão Preto	456.252	559.650
65	Rincão	10.494	10.412
66	Rio Claro	153.389	190.373
67	Sales Oliveira	8.211	7.899
68	Santa Cruz da Conceição	3.160	3.842
69	Santa Cruz da Esperança	.	1.645
70	Santa Cruz das Palmeiras	23.946	30.433
71	Santa Ernestina	5.588	5.500
72	Santa Lúcia	7.310	7.807
73	Santa Rita do Passa Quatro	24.874	25.549
74	Santa Rosa de Viterbo	20.207	22.526
75	Santo Antônio da Alegria	5.452	5.738
76	Santo Antônio do Jardim	6.058	5.772
77	São Carlos	175.517	218.702
78	São João da Boa Vista	73.735	78.019
79	São Joaquim da Barra	40.090	43.772
80	São José do Rio Pardo	47.660	50.970
81	São Sebastião da Gramma	11.477	12.507
82	São Simão	12.668	13.778
83	Serra Azul	6.931	8.158
84	Serra Negra	22.295	23.863
85	Serrana	26.581	36.087
86	Sertãozinho	88.545	103.197
87	Socorro	30.847	32.943
88	Taiúva	5.355	5.366
89	Tambaú	21.215	20.914
90	Tapiratiba	12.705	12.757
91	Taquaral	.	2.827
92	Taquaritinga	50.330	53.030
93	Terra Roxa	7.814	8.155
94	Vargem Grande do Sul	34.123	26.580
95	Viradouro	14.419	17.004

Ormetto et al. (2005) analisaram a renda bruta, o emprego direto e a arrecadação de impostos gerados pelo setor sucroalcooleiro nas áreas ocupadas atualmente pela cana-de-açúcar. Segundo esses autores:

Existe uma variabilidade intra-regional nos indicadores agronômicos, sociais e econômicos gerados por esta pesquisa. Assim, a renda bruta, no caso das culturas anuais ou da fruticultura, varia com a produtividade das terras e dos sistemas de cultivo, com a variabilidade das condições climáticas nas diversas localidades, com as flutuações nos preços dos produtos, etc.

Assim, para renda bruta, em áreas onde ocorreu retração da cana-de-açúcar (78.335 há), verificaram que houve um acréscimo em torno de R\$ 3.815.558,00 na renda para exploração de outras culturas. Para as áreas onde ocorreu expansão da cana-de-açúcar (1.266.682 ha), observaram que houve um ganho de R\$ 1.469.242.533,00 em relação às culturas anteriores. Isso representa um ganho médio de R\$ 1.159,91/há em relação aos outros usos. Comparação feita entre os anos de 1998 e 2003 verificou que houve um ganho da ordem de R\$ 1.473.058.091,00, em áreas de cana-de-açúcar, em relação à situação de 1988. (Ormetto et al, 2005).

A análise realizada para empregos diretos foi a seguinte: em áreas de retração da cana-de-açúcar (78.335 ha), o uso atual das terras gera em torno de 10.825 empregos diretos, com um ganho líquido em relação àquela exploração de 5.342 empregos diretos. Para o caso de áreas de expansão (1.266.682 ha), a área adicional gera 88.668 empregos diretos, indicando uma perda líquida caso fossem mantidas outras culturas, da ordem de 26.817 empregos diretos. Isso significa uma perda líquida global de 21.475 empregos diretos.

Para o caso de impostos diretos em área de retração (78.335 ha), eles tiveram uma retração líquida de R\$ 1.205.770,00. No caso de expansão da cana-de-

açúcar (1.266.682 ha), houve ganho da arrecadação direta, em relação a outras culturas, de R\$ 61.907.327,00. Com isso, no ajuste global, o ganho com arrecadação direta foi de R\$ 60.701.557,00 por essa alteração na área de cultivo de cana-açúcar

A partir dessas análises, pode-se concluir que, onde houve redução da área plantada de cana-de-açúcar e mudança para outros cultivos, verifica-se um aumento da renda bruta, aumento de empregos diretos e queda de arrecadação de impostos. No caso da expansão de áreas com cana-de-açúcar, em detrimento de outras culturas, pode-se perceber um aumento considerável na renda bruta, uma diminuição nos empregos diretos e aumento na arrecadação de impostos.

2.4 Impactos ambientais da agricultura

Os principais impactos da agricultura estão sobre o solo e os recursos hídricos. Segundo Marques e Pereira (2004):

Em síntese, pode-se afirmar que o processo de erosão das terras agrícolas vai causar impactos em dois grandes setores de atividade. No setor agrícola propriamente dito e no setor não - agrícola, como o ambiente aquático e as diversas formas de vida aí contidas, os reservatórios de água para abastecimento e geração de energia elétrica, a navegação, a pesca, enfim, provoca degradação na qualidade da água, irradiando efeitos deletérios a uma gama de setores que da água dependem ou estão com ela em contato permanente.

Dessa forma, os impactos são tanto sobre a sua própria base produtiva agrícola como fora dela. Segundo Marques e Pazzianotto (2004), a erosão do solo agrícola tem se caracterizado como um dos mais preocupantes problemas causados pela agricultura tanto da perspectiva dos efeitos ambientais quanto dos problemas causados à própria produção agrícola. Perdas de nutrientes e matéria orgânica,

alterações na textura, estrutura e quedas nas taxas de infiltração e retenção de água são alguns dos efeitos da erosão sobre as características do solo (Bertoni e Lombardi Neto, 1999).

A seguir (Fig. 2.16) são mostrados os principais problemas ambientais que podem ser gerados pelas práticas agrícolas acompanhados dos respectivos parâmetros de avaliação.

Degradação: agricultura convencional	Principais parâmetros para avaliação de impactos	Outros parâmetros para avaliação de impactos
1. Erosão - Sedimentos em suspensão - Sólidos solúveis em suspensão - Sedimentos de práticas agrícolas	Perda (ton/ha/ano) e composição do solo Índice de turbidez Índice de qualidade da água Taxa de deposição e granulometria	Produtividade da biomassa Banco de sementes Biota do solo Biodiversidade aquática, Eutrofização Biota nativa Perda de fertilidade
2. Poluição Química - Fertilizantes - Agrotóxicos	Taxa de infiltração e composição da água infiltrada Composição química: nitratos e resíduos de agrotóxicos	Biota no solo Biota dos remanescentes nativos alcançados pela onda de dispersão Populações de polinizadores e dispersores de diásporos nativos
3. Queimadas e outras práticas agropecuárias associadas	Área de incêndio, intensidade do fogo culturas, Espécies e vegetação nativa afetadas Índice de avanço sobre remanescentes bióticos	Degradação dos remanescentes florestais (mata ciliar, cobertura de mananciais, áreas de preservação) Perda da biota e dos nutrientes do solo (volatilização e lixiviação). Impedimento da regeneração natural (perenização da degradação) Impacto sobre diversas espécies pelo calor e fumaça (populações de polinizadores e dispersores de diásporos nativos)

Figura 2.16. Impactos Ambientais das Práticas Agrícolas

Fonte: Projeto EcoAgri, 2002.

2.5 A mata ciliar

A Lei 4.4771, de 15/09/1965 (Brasil, 1965), conhecida como Código Florestal brasileiro, considera como de preservação permanente (APP), entre outras, as áreas que margeiam cursos d'água, isto é, nessas áreas a vegetação não pode ser removida. Assim, no Brasil, a legislação tenta proteger a faixa de floresta existente nas margens dos rios, como segue:

a) ao longo dos rios ou de qualquer curso d'água desde o seu nível mais alto em faixa marginal cuja largura mínima seja:

- 1) de 30 metros para os cursos d'água de menos de 10 metros de largura;
- 2) de 50 metros para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 metros de largura;
- 3) de 100 metros para os cursos d'água que tenham de 50 a 200 metros de largura;
- 4) de 200 metros para os cursos d'água que tenham de 200 a 600 metros de largura;
- 5) de 500 metros para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 metros;

b) ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios d'água naturais ou artificiais;

c) nas nascentes, ainda que intermitentes e nos chamados "olhos d'água", qualquer que seja a sua situação topográfica, num raio mínimo de 50 metros de largura;

A Lei 7803/89, de 18/07/89 (Brasil, 1989) ratifica o Código Florestal e atribui ao proprietário rural a responsabilidade de reposição da vegetação em APPs onde, por qualquer motivo ou em qualquer época, tenha sido removida. Dessa forma, “a proteção à margem dos rios é representada por uma faixa florestada, que recebe a denominação de mata ciliar, mata de galeria e outras” (Brugnaro, 2000).

De acordo com Silveira (2004), as matas ciliares são muito importantes para o funcionamento do ecossistema do rio. Ela fornece alimento e abrigo à biota aquática, manutenção da temperatura e umidade e redução da entrada de poluentes e sedimentos na calha principal do rio. Quando próximas de áreas agrícolas, dificultam o carreamento para os cursos d'água de solo removido pela água da chuva, material orgânico e elementos químicos utilizados na agricultura. Além disso, contribui para a contenção da erosão das suas margens. Segundo Dudgeon (1988⁵ apud Silveira, 2004), a presença de mata ciliar é um dos principais fatores que atuam diretamente na ecologia dos ambientes de águas correntes.

Portanto, a manutenção de mata ciliar contribui para a manutenção da qualidade das águas do rio. Mesmo protegidas por lei, as APPs não são respeitadas, trazendo prejuízos para os corpos d'água. Conforme alerta Silveira (2004):

A preservação da zona ripária é crucial para a manutenção da morfologia do rio e para a contenção do processo erosivo das margens. A concentração de sólidos em suspensão, de fósforo particulado originado do sedimento e a turbidez podem ser alterados caso a vegetação seja retirada, ocasionando alterações na água do canal principal.

Lima e Zakia (s.d) classificam as funções das matas ciliares em hidrológicas e ecológicas. As funções hidrológicas são:

- a) Geração do escoamento direto em microbacias: escoamento direto é o volume de água que causa o aumento rápido da vazão de microbacias durante e imediatamente após a ocorrência de uma chuva.
- b) Quantidade de água: a destruição da mata ciliar pode, a médio e longo prazos, pela degradação da zona ripária, diminuir a capacidade de armazenamento da microbacia, e conseqüentemente a vazão na estação seca.

⁵ DUDGEON, D. The influence of riparian vegetation on macro invertebrate community structure in four Hong Kong streams. *Journal of Zoology*, v. 216, p. 609-627, 1988.

- c) Qualidade da água: o efeito direto da mata ciliar na manutenção da qualidade da água que emana da microbacia tem sido demonstrado com facilidade em diversos experimentos.
- d) Ciclagem de nutrientes: o efeito de filtragem de particulados e de nutrientes em solução proporcionado pela zona ripária confere, também, significativa estabilidade em termos do processo de ciclagem geoquímica de nutrientes pela microbacia
- e) Interação direta com o ecossistema aquático: existe uma interação funcional permanente entre a vegetação ripária, os processos geomórficos e hidráulicos do canal e a biota aquática.

Assim, a mata ciliar é fundamental para a manutenção do funcionamento hidrológico da microbacia, para a estabilidade do ecossistema aquático, e para a manutenção de valores ecológicos da paisagem, por isso, segundo Lima e Zakia (sd), deveriam ter prioridades em termos de alocação de recursos para pesquisas.

O valor das matas ciliares pode ser considerado do ponto de vista do pecuarista, por representarem obstáculo ao livre acesso do gado à água; para a produção florestal, representam sítios bastante produtivos; em regiões de topografia acidentada, proporcionam as únicas alternativas para o traçado de estradas; e para o abastecimento de água ou para a geração de energia, representam excelentes locais de armazenamento de água visando garantia de suprimento contínuo. (Lima e Zakia, sd)

Isso mostra o conflito existente para o convencimento de recuperação de vegetação ripária. Segundo Brugnaro (2000), a reposição de matas ciliares envolve interesses conflitantes: de um lado o interesse privado, das empresas que exploram atividades agropecuárias nessas áreas e, de outro, interesses sociais em dispor de “mais ambiente”.

O desrespeito à legislação das APPs tem causado degradação ambiental. Com isso, várias iniciativas de agentes governamentais e não-governamentais buscam a recuperação das coberturas originais das APPs. Ações como os programas de Microbacias Hidrográficas SP, o Promata – Programa de Proteção da Mata Atlântica, em MG; e a Cesp que realiza reflorestamento de mata desde a década de 70, dentre outros (Projeto ECOAGRI, 2007).

De acordo com Brugnaro (2000), a derrubada da mata ciliar tem diversos motivos, dentre eles: produção de alimentos, expansão da fronteira agrícola, a construção de rodovia, a instalações de pastagens e a retirada de madeira para uso comercial.

Assim como mostrado na tabela 2.2, segundo Miranda (2004), a vegetação natural da Bacia Mogi-Pardo é formada por áreas de cerrado, floresta estacional, floresta secundária e vegetação ripária ocupando 16,81% da área da bacia. A maior parcela é de vegetação ripária, concentrada em áreas de grande declividade, dada à proximidade com a Serra da Mantiqueira. Mesmo assim, o percentual de vegetação riparia é de apenas 10,68 % da área da região.

2.6 A qualidade das águas

Segundo Araújo (2005), a construção de uma estratégia de avaliação da qualidade da água implica, necessariamente, em estabelecer a relação existente entre a qualidade da água e a forma como as substâncias afluem aos corpos d'água. Essas substâncias originam-se na bacia hidrográfica e, em geral, estão intrinsecamente ligadas às atividades antrópicas que nela ocorrem. Neste estudo, as atividades agrícolas são responsáveis pelos impactos ambientais sobre os corpos d'água em decorrência da retirada da mata ciliar para a exploração agrícola.

A bacia hidrográfica do rio Pardo e seus tributários, no Estado de São Paulo, estão à montante da foz do rio Mogi-Guaçu. O rio Pardo tem suas nascentes no Planalto Sul de Minas (nasce na Serra do Cervo, município de Itapiúna, MG) e dirige-se para o rio Grande acompanhando a inclinação do relevo. É o maior afluente do rio Grande pela margem esquerda, ao qual se lança após um curso de cerca de 550 km. Apesar de nascer em Minas Gerais, 84% do seu curso desenvolve-se no Estado de São Paulo. Seu maior afluente é o rio Mogi-Guaçu. Os principais cursos d'água integrantes da bacia, além do rio Pardo, são os rios Canoas (que nasce em MG) e Araraquara e os ribeirões São Pedro, da Floresta e da Prata, pela margem direita; e os rios Tambaú, Verde, da Fartura e o ribeirão Tamanduá, pela margem esquerda (CBH Pardo, 2003).

O rio Mogi Guaçu, que significa Cobra Grande em tupi-guarani, nasce em Minas Gerais (no morro do Curvado, município de Bom Repouso). Após percorrer 95,5 km, em terras mineiras atravessa a Serra da Mantiqueira e percorre 377,5 Km, em terras paulistas. Deságua no rio Pardo, no bico do pontal no município de Pontal. Seus principais afluentes pela margem direita são os rios Oriçanga, Itupeva, Cloro e Jaguará Mirim; e pela esquerda Eleutério, do Peixe, do Roque, Quilombo e Mogi Mirim (CBH – Mogi, 1999).

3 FUNÇÕES AMBIENTAIS E VALORAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

3.1 Introdução

Este capítulo mostra a importância das funções ambientais, dos serviços ecossistêmicos e da valoração dos ecossistemas segundo a economia ecológica. Para isso apresenta seções sobre os conceitos de funções e serviços ecossistêmicos, desenvolvimento e meio ambiente, agricultura sustentável e a valoração dos serviços ecossistêmicos.

Os ecossistemas desempenham papel fundamental na preservação e manutenção da vida humana no planeta. Através da provisão de bens e serviços ambientais, possibilita o desenvolvimento de várias atividades que são essenciais para a satisfação das necessidades humanas e melhoria das condições de vida das populações. As funções são definidas como serviços ecossistêmicos e, em grande número, são responsáveis pela manutenção e sustentação da Terra. Mas, o modelo econômico adotado pelas nações tem levado a uma exploração abusiva dos ecossistemas naturais além da sua capacidade de recuperação. Assim, o padrão de produção e consumo tem colaborado para a degradação ambiental e o aumento dos dejetos na natureza.

Mas, conhecer o funcionamento do ecossistema e a existência de interações entre a economia e a ecologia é fundamental para a tomada de decisões na solução dos impactos negativos sobre o meio ambiente. Além disso, é preciso entender a estrutura e o funcionamento do ecossistema, as técnicas de valoração ambiental e

as necessidades e incertezas da população. Ou seja, somente através da compreensão dos bens e serviços ambientais, das suas funções e dos seus benefícios econômicos e ecológicos será possível mostrar o verdadeiro valor do ecossistema, para que a sociedade busque junto aos organismos competentes, decisões sustentáveis. Assim, a avaliação dos serviços ecossistêmicos tornou-se um importante veículo para garantir o reconhecimento social e a aceitação da gestão dos ecossistemas (Costanza et al.1997, Villa et al. 2002).

Mas, para que isso aconteça, são necessárias informações sobre a economia, a ecologia e a população. Não é fácil obter informações sobre as complexas interações do ecossistema, decidir entre as diversas técnicas de valoração econômica ambiental e entender as decisões da população. Como essas informações são valiosas, demandam tempo, dinheiro e decisões políticas. Devem-se aproveitar estudos e técnicas existentes e contribuir para o seu desenvolvimento e para o debate teórico.

Ou seja, é preciso melhorar a informação para a tomada de decisões. Há, portanto, necessidade de desenvolver “metodologias que forneçam subsídios para o planejamento e tomada de decisões mais precisas, adequadas e ágeis, porém, com visão mais efetiva quanto à incorporação da componente ambiental, no processo” (Pereira e Lombardi Neto, 2004).

3.2 Funções e serviços ecossistêmicos

Daly e Farley (2003) resumem em oito categorias os bens e serviços fornecidos pela natureza Assim, combustíveis fósseis, minerais, água, terra, energia solar, recursos renováveis, serviços ecossistêmicos e absorção de dejetos são considerados como capital natural. Quando falam de serviços ecossistêmicos,

destacam a necessidade de entendimento do que sejam estrutura e função ecossistêmica e a necessidade de sua distinção e interação quando se pretende incorporá-las em análises econômicas.

Mas, existe dificuldade para entender as complexas interações da estrutura do ecossistema, dada à necessidade de um grande conhecimento dos componentes do ecossistema, e, por isso, é difícil dizer com certeza quais são as funções que realmente emergem dessas interações. Daí a dificuldade da tomada de decisões envolvendo funções ecossistêmicas.

Para explicar o que são funções ecossistêmicas, segundo Daly e Farley (2003):

*In an ecosystem, the structural elements act together to create a whole that is greater than the sum of the parts. We refer to these emergent phenomena in ecosystems as **ecosystem functions**, and they include such things as energy transfer, nutrient cycling, gas regulation, climate regulation, and the water cycle.*

Assim, as funções ecossistêmicas são resultantes das interações entre elementos da estrutura ecossistêmica. Quando as funções ecossistêmicas têm valor para os seres humanos são chamadas de serviços ecossistêmicos. Os resultados daquelas inter-relações podem ser chamados de serviços ecossistêmicos. Já de Groot et al. (2002), para conceituar funções considera-as como um subconjunto do processo ecológico e da estrutura ecossistêmica e apresentam 23 funções em suas classificação..

Para Costanza et al. (1997), os bens e serviços ecossistêmicos representam os benefícios para a população humana derivados, direta ou indiretamente, de funções ecossistêmicas. Na classificação sugerida por esses autores, os serviços ecossistêmicos são agrupados em 17 categorias, Daly e Farley (2003) sugerem 15 serviços ecossistêmicos fornecidos pela floresta.

Dessa forma, existem diversas funções que estão vinculadas aos bens e serviços ecossistêmicos. Alguns autores sugerem agrupá-las em categorias. Veja o diagrama com algumas categorias (Fig. 3.1), como regulação, habitat, produção e informação (de Groot et al., 2002).

Função de Regulação – mostra a capacidade de regulação dos processos ecológicos essenciais para manutenção da saúde do ecossistema. A função de regulação fornece muitos serviços que beneficiam, direta ou indiretamente, os seres humanos como qualidade do ar, da água e do solo.

Função Habitat – são as condições oferecidas para animais e plantas se reproduzirem e com isso garantir a conservação e reprodução da diversidade biológica e o processo evolutivo das espécies. Proteção e refúgio das espécies e viveiros naturais.

Função de Produção – esta função fornece muitos bens ecossistêmicos usados no consumo humano como alimentos, matérias primas, recursos energéticos e material genético. Funções como de fornecimento de alimentos, matérias-primas, recursos genéticos, recursos medicinais e recursos ornamentais.

Função de Informação – como a evolução humana se deu no ambiente natural e selvagem o ecossistema proporcionam naturais contribuir para a manutenção da saúde humana, proporcionando oportunidades de reflexão, enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, recreação e de contemplação estética. Funções como estética, recreação, ecoturismo, cultural e artístico, espiritual e histórico, científico e educacional.

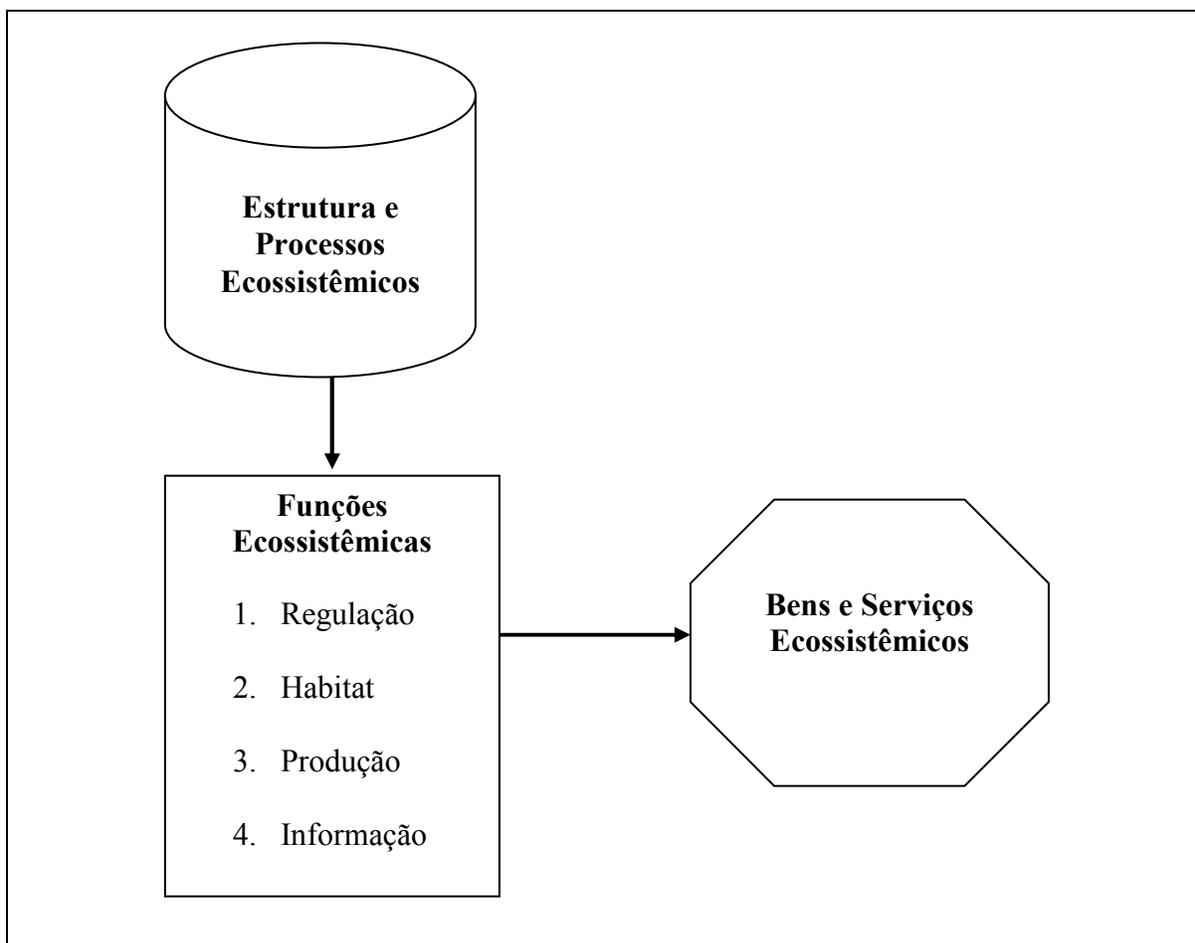


Figura 3.1. Diagrama de estrutura e das funções e serviços ecossistêmicos.

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

Segundo a Avaliação Ecossistêmica do Milênio⁶ (2005), os serviços dos ecossistemas são os benefícios que o homem obtém desses ecossistemas. Os ecossistemas são considerados um complexo dinâmico de comunidades vegetais, animais, microorganismos, e seu respectivo meio, que interagem como uma

⁶ A Avaliação Ecossistêmica do Milênio foi conduzida entre 2001 e 2005 no intuito de avaliar as conseqüências das mudanças nos ecossistemas sobre o bem-estar humano, e estabelecer uma base científica que fundamentasse as ações necessárias para assegurar a conservação e o uso sustentável dos ecossistemas bem como suas contribuições para o bem-estar humano.

unidade funcional. Os serviços ecossistêmicos são classificados em quatro grandes categorias:

Serviços de provisão – como alimentos, água, madeira e fibras;

Serviços reguladores – responsáveis pela regulação do clima, de inundações, de doenças, dos resíduos e da qualidade da água;

Serviços culturais – são aqueles que oferecem benefícios de recreação, de estética e os espirituais;

Serviços de suporte – tais como formação do solo, fotossíntese e ciclo de nutrientes.

Assim, o meio ambiente natural fornece bens e serviços que são fundamentais para o bem-estar humano. Mas, a pressão de atividades antrópicas sobre a natureza tem degradado seriamente estes serviços e isso terá implicações sobre a economia. Na Avaliação Ecosistêmica do Milênio (2005) verificou-se que 60% (15 dos 24) dos serviços ecossistêmicos têm sido degradados ou estão sendo utilizados de forma não sustentável. Serviços fundamentais como a regulação e purificação da água, regulação climática, ameaças naturais e epidemias, dentre outros. De acordo com a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (2005)

Nos últimos 50 anos, o homem modificou esses ecossistemas mais rápida e extensivamente que em qualquer intervalo de tempo equivalente na história da humanidade, em geral para suprir rapidamente a demanda crescente por alimentos, água pura, madeira, fibras e combustível. Essa transformação do planeta contribuiu com ganhos finais substanciais para o bem-estar humano e o desenvolvimento econômico. Contudo, nem todas as regiões e populações se beneficiaram nesse processo—na verdade, muitos foram prejudicados. Além disso, o prejuízo total associado a esses ganhos só agora está se tornando aparente.

3.3 Desenvolvimento e meio ambiente

O surgimento das discussões sobre os impactos destrutivos da exploração econômica motivou vários autores a buscar novas metodologias que pudessem auxiliar na avaliação e mensuração da sustentabilidade. A necessidade de considerações ecológicas nas análises econômicas promoveu o surgimento de uma metodologia transdisciplinar que fosse capaz de inserir questões ecológicas nos modelos econômicos. Nascia assim, na década de 1980, a chamada Economia Ecológica.

A valoração de bens e serviços ambientais foi inicialmente delegada a área denominada de Economia Ambiental. Com o crescimento dos impactos das atividades econômicas sobre o meio ambiente, aumentou o número de trabalhos acadêmicos e de aplicações dos métodos de valoração. Mas, o caráter utilitarista dessas técnicas de valoração, alicerçadas nos fundamentos teóricos do *mainstream* econômico, despertou a necessidade de incorporar, nas avaliações da natureza, questões ecológicas. Assim, chegou um momento em que a necessidade da aproximação entre Economia e Ecologia não era mais trivial. Diante disso, somente uma aproximação entre economistas e ecólogos poderia promover o desenvolvimento das metodologias utilizadas para avaliar bens e serviços ecossistêmicos.

Um fator foi determinante para esse desenvolvimento, a visão de alguns economistas para a necessidade de considerar questões ambientais nas avaliações monetárias. Autores como Boulding, Georgescu-Roegen, Herman Daly, Robert Costanza e vários outros, a partir de questionamentos dos modelos neoclássicos e das teorias de Paul Samuelson, Robert Solow e Joseph Stiglitz promoveram o que mais tarde viria a ser chamada de Economia Ecológica. No entanto é antiga a percepção das deficiências da análise econômica no trato das

inter-relações da economia e o meio ambiente. Exemplos⁷ disso estão nos trabalhos de Frederick Soddy, em 1921, antecipando autores como Georgescu-Roegen e Boulding e de Sergei Podolinski⁸ na segunda metade do século XIX (Mueller, 2000).

O debate da questão ambiental surgiu a partir de uma série de eventos no final da década de 1960 e início da de 1970. Aquela época seria marcada pela intensificação da poluição nas economias industrializadas; os choques de petróleo da década de 1970; e a publicação, em 1972, do relatório do Clube de Roma. Esses eventos motivaram uma série de trabalhos e pesquisas que esquentaram o debate sobre as inter-relações entre o sistema econômico e o meio ambiente. Isso teria feito com que, no campo da ciência econômica, fosse incorporada a problemática ambiental e fizesse deslanchar a Economia Ambiental. Assim, a necessidade de tratamento de questões ambientais pela teoria econômica estabelecida foi em decorrência de pressões ambientais e das críticas de um movimento ambientalista que se emergia. (Mueller, 2000; Nobre e Amazonas, 2002).

A aproximação da economia com a ecologia, a partir de uma visão econômico-ecológica, permitiu o desenvolvimento de estudos voltados para análises das complexas interações entre crescimento econômico e seus impactos sobre a natureza. A percepção de que a exploração crescente dos recursos ambientais poderia levar a sua exaustão despertou preocupação com os impactos destrutivos da exploração econômica sem limites. Assim, a necessidade de um

⁷ Merico, 1996, cita trabalhos de Mahatma Gandhi, Arthur Pigou, Vladimir Vernadsky, Alfredo Lotka, John Hicks que teriam iniciado alguma discussão sobre a questão ambiental.

⁸ Joan Martinez Alier, 1998, fala sobre os estudos de Podolinsky “... um estudo de energética agrícola, mas também de uma pioneira análise de antropologia ecológica, de ecologia energética humana e de economia ecológica”.

desenvolvimento sustentável passou a ser objetivo de várias nações preocupadas com a depleção dos seus recursos naturais.

A visão de que, no futuro, poderia não existir condições ambientais favoráveis para que as novas gerações pudessem buscar seu próprio sustento direcionou os debates para um crescimento econômico que respeitasse as tradições econômicas, sociais, culturais, éticas e ambientais. Ou seja, um crescimento que promovesse a melhoria da qualidade de vida da população sem destruir a natureza e um desenvolvimento sustentado em atividades econômicas que pudessem conciliar crescimento com preservação ambiental. Assim, a economia ecológica funcionaria como o peso regulador da balança entre o meio ambiente e o desenvolvimento econômico, tentando resolver os conflitos de interesse (Grasso et al., 1995)

Esse debate favoreceu a abordagem que viria a ser chamada de economia ecológica. Mesmo com seus fundamentos preconizados a partir das discussões do desenvolvimento da economia ambiental ela só iria se constituir na década de 1980, quando da fundação da *International Society for Ecological Economics*, em 1988. A publicação do periódico *Ecological Economics* em 1989 também contribuiu para alicerçar a sua fundação (Nobre e Amazonas, 2002).

Dessa forma, a economia ecológica se desenvolveu a partir das críticas aos fundamentos da economia ambiental neoclássica que dava pouco interesse às inter-relações da economia e do meio ambiente nos seus modelos de valoração. Mas, não se trata apenas de elaborar novas técnicas que minimizem o problema de valorizar a natureza, é preciso determinar os limites para a exploração econômica, ou melhor, antes de tudo é preciso conhecer os limites da biosfera. Segundo Merico (1996), a grande questão é a “operacionalização da sustentabilidade”.

Se o limite da natureza na absorção dos resíduos e no fornecimento de bens e serviços ambientais está próximo, não é possível saber, mas, os sinais são perceptíveis. A produção econômica mundial precisa cada vez mais do meio ambiente e sua exploração tem sido cada vez mais custosa (recuperação do solo e reflorestamento, limpeza dos rios e melhoria da qualidade da água, combate às pragas, etc.). Isso mostra que os bens e serviços ambientais estão sendo considerados, de alguma forma, como de valores econômicos positivos. Diante disso, a continuidade do crescimento econômico vai depender da manutenção dos recursos ambientais. Mas, quem vai pagar essa conta dependerá da internalização desses custos, principalmente de uma correta identificação dos impactos ambientais e de sua correta valoração econômica (Merico, 1996).

Portanto, passou a ser fundamental a inclusão desses valores nas análises econômicas. A grande dificuldade é que os bens e serviços normalmente produzidos na economia têm preços e podem ser observados no mercado, enquanto bens e serviços do ecossistema não são encontrados em nenhum mercado. Além disso existem bens considerados públicos, livres na natureza. Um produto livre na natureza a custo zero tem demanda até a sua exaustão, daí a necessidade de técnicas de valoração que possam avaliar corretamente o valor desses bens para que possam ser incorporados nas análises e avaliações de políticas públicas. (Merico, 1996).

Outra questão que despertou interesse foi a falta de informações confiáveis sobre as interações da economia e os ecossistemas, isso torna essencial a valoração dos bens e serviços ambientais para indicar as distorções nos preços de mercado. Mas, a definição dos limites do ecossistema e a valoração ambiental “requerem colaboração interdisciplinar e a capacidade de fazer previsões de modelos da realidade”. (May, 1995).

A necessidade da valoração ambiental é discutida e aceita tanto pelos autores da Economia Ambiental quanto da Economia Ecológica. Para as duas abordagens, a valoração econômica dos bens e serviços gerados pelo ecossistema tem uma importância muito grande (Romeiro, 2006). O problema está nos fundamentos e objetivos da valoração. Enquanto a Economia Ambiental utiliza os fundamentos neoclássicos de equilíbrio, racionalidade e utilitarismo e, por isso, é tão criticada, a Economia Ecológica busca valorar os recursos naturais através de uma maior interação entre a economia e a ecologia.

Diante disso, os modelos econômicos e ecológicos tradicionais não seriam capazes de englobar todas as interações entre a economia e a ecologia. Segundo Costanza (1994), a Economia Ecológica é uma “abordagem transdisciplinar que contempla toda a gama de inter-relacionamentos entre os sistemas econômico e ecológico”.

Até a década de 70 as análises econômicas só se preocupavam com o fluxo monetário e o crescimento econômico, relegando a um segundo plano os limites do ambiente natural (Merico, 1996). Em 1971, Georgescu-Roegen apresenta a idéia de que a economia deve considerar a *lei da entropia* no processo de crescimento, dado o fato de que a expansão dos países se dá com utilização crescente de energia, principalmente a dos combustíveis fósseis. Como ela é escassa, quanto maior a sua exploração menor o estoque a permanecer⁹.

Na verdade, em nível global, os padrões de produção e de consumo dos países desenvolvidos vêm sendo os grandes responsáveis pela maioria dos problemas ambientais decorrentes do desenvolvimento. Martine (1993), analisando os efeitos do consumo *per capita* de energia por país e o crescimento populacional sobre esse consumo, concluiu que os padrões de produção e de consumo das

⁹ Ver Mueller, 2000; Martínez-Alier, 1998; Leff, 1999.

economias industriais continuarão a ter uma participação maior na degradação ambiental se comparados com o crescimento demográfico dos países em desenvolvimento.

Assim, uma expansão contínua da atividade econômica, considerando apenas o crescimento da renda *per capita*, poderia ser insustentável. Há quem questione usando o modelo do U invertido (Mueller, 2000). Ao tomar como base a curva de Kuznets¹⁰ e considerá-la em relação ao meio ambiente, pode-se inserir a hipótese do Banco Mundial¹¹, e analisar os efeitos de aumentos de renda *per capita* e a sua relação com a degradação ambiental. Sendo assim, como no caso da curva de Kuznets ambiental, a relação renda *per capita* e degradação ambiental seria representada graficamente através de um U invertido. Onde, com baixos níveis de renda aumentos de renda *per capita* seriam acompanhados de uma maior degradação ambiental. Entretanto, isto só ocorreria até certo ponto, a partir daí, aumentos de renda *per capita* seriam acompanhados de redução na degradação do meio ambiente (Mueller, 2000; Barbieri, 2000).

Não é certo, entretanto, que em níveis elevados de renda os impactos sobre o meio ambiente sejam menores. Isso não acontece, por exemplo, com as emissões de gases de efeito estufa. Essa incerteza, quanto aos efeitos do desenvolvimento sobre a natureza, tem promovido discussões desde a Conferência de Estocolmo, em 1972. Além de firmar as bases para o novo entendimento sobre as relações entre meio ambiente e desenvolvimento, promoveu o surgimento do conceito de ecodesenvolvimento, como resultado da dupla polêmica entre os defensores do crescimento selvagem e aqueles que defendiam o crescimento zero (Barbieri,

¹⁰ Simon Kuznets, Nobel de Economia de 1971, considera que no processo de desenvolvimento aumentos de renda seriam acompanhados de piora na distribuição de renda e, num estágio seguinte do desenvolvimento aumentos de renda seriam acompanhados de melhora na distribuição. Essa relação, considerada ao longo do tempo, desenharia, graficamente, uma curva em formato de U, ver Mueller, 2000. Uma analogia foi feita no caso do modelo do U invertido.

¹¹ O relatório de 1992 do Banco Mundial considera a hipótese do U invertido para representar a relação desenvolvimento e degradação do meio ambiente.

1997). Assim, segundo Romeiro, (1999), o ecodesenvolvimento “foi uma resposta à polarização, exacerbada pela publicação do relatório do Clube de Roma, que opunha partidários de duas visões opostas sobre as relações entre crescimento econômico e meio ambiente...”.

A noção de ecodesenvolvimento foi utilizada por Maurice Strong¹², em junho de 1973 (Leff, 2000). A proposta de sustentabilidade surgiu dessa noção. Ou seja, o conceito de ecodesenvolvimento se baseava nas idéias de justiça social, eficiência econômica, condicionalidade ecológica e respeito à diversidade cultural. Já o crescimento zero seria popularizado pelo Clube de Roma, em seu relatório publicado em 1972, denominado *The Limits to Growth*. O relatório alerta para os riscos do crescimento contínuo baseado em recursos naturais esgotáveis. Dessa forma, para evitar o fim catastrófico da humanidade, seria necessário que houvesse uma drástica redução da produção, do consumo e do crescimento demográfico (Mueller, 2000).

Porém, foi com a publicação do Relatório Brundtland¹³, denominado Nosso Futuro Comum, que popularizou, assim, o conceito de desenvolvimento sustentável: “desenvolvimento sustentável significa atender às necessidades do presente, sem comprometer a capacidade das gerações futuras de atender suas próprias necessidades”. O conceito, que se tornou comum em vários campos de atividades serve para definir a capacidade de sustentação de todo um processo produtivo (Merico, 1996). Considerado literalmente, desenvolvimento sustentável significa desenvolvimento que pode ser contínuo – seja indefinidamente ou por período de tempo que se considera. (Foladori e Tommasino, 2001).

¹² Primeiro diretor executivo do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA).

¹³ O nome é em homenagem a Gro Harlem Brundtland que presidiu a Comissão.

Um desenvolvimento econômico sustentável seria aquele em que o estoque de capital natural pudesse continuar a desempenhar seu papel complementar indefinidamente na economia (Merico, 1996).

Costanza et al. (1997) consideram que o estoque de capital tem diferentes formas: capital natural, como as árvores, os minerais e os ecossistemas; capital manufaturado, como as máquinas e as construções; e o capital humano. Os serviços do ecossistema são, portanto, a combinação desses três tipos de capital para promover o bem-estar humano. Assim, a preservação do estoque de capital é essencial para a manutenção da vida e dos seres humanos. Portanto representa parte do valor econômico total do planeta.

A noção atual da sustentabilidade requer tratamento diferenciado entre capital natural e capital manufaturado. Portanto, é a capacidade de substituição entre o capital natural e o capital manufaturado que irá indicar se a sociedade está caminhando na tentativa de seguir trajetórias de sustentabilidade. A capacidade de substituição entre capitais resulta no estabelecimento de duas estratégias de desenvolvimento: a de sustentabilidade fraca e a de sustentabilidade forte. (Motta, 1996; Lima, 1999).

Para uma sustentabilidade fraca, o crescimento pode prosseguir sem restrições, pois a capacidade de substituição entre capital natural e capital produzido é elevada, permitindo que o estoque total de capital permaneça constante compensando a diminuição de um pelo aumento do outro. Para a sustentabilidade forte, o crescimento é limitado, pois não é possível a substituição de capital natural por capital construído; é necessária a manutenção do estoque de capital natural. Uma posição intermediária está baseada no conceito de capital natural crítico, para o qual a substituição é parcial (Lima, 1999).

Ekins (2000) considera, no conceito de sustentabilidade, além das questões ambientais, as econômicas, as sociais e as éticas. A definição básica é sobre a capacidade de uma sociedade em manter os seus meios de sustento, para que possa se reproduzir, dentro de certo padrão de convivência social, indefinidamente no futuro. Porém, as agressões ao meio ambiente e, o reflexo delas, causa rompimento social e prejuízo à saúde humana. Portanto, a sustentabilidade significa a manutenção de funções ambientais e sociais importantes.

Definindo sustentabilidade, Jacobs (1991) alerta para a necessidade de entender, através desse conceito, o que é proteção ambiental, ou seja, a defesa pela manutenção da capacidade ambiental do planeta, para que as gerações futuras possam desfrutar desses recursos. Se o conceito está atrelado ao de proteção ambiental, então, em prol da manutenção das condições ambientais, é possível colocar em prática as políticas públicas para o meio ambiente.

O conceito de sustentabilidade e suas diversas tentativas de definição ganham força quando incorporados na Agenda 21 da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento¹⁴. Os destaques são, entre outras questões, para a relação entre pobreza e degradação ambiental e a necessidade de buscar novos padrões de produção e consumo sustentáveis, para esta e as futuras gerações (Barbieri, 1997).

Se, por um lado, os problemas ambientais dos países desenvolvidos são decorrentes da riqueza econômica, do consumo excessivo e da industrialização, nos países em desenvolvimento, os problemas sobre o meio ambiente são devidos geralmente à pobreza, ou estão associados a ela, e aos altos índices de crescimento populacional.

¹⁴ Denominada Cúpula da Terra foi realizada, no Rio de Janeiro, em 1992.

No que se refere às políticas públicas para a sustentabilidade, Ekins (2000) considera os impactos ambientais sobre diferentes níveis (global, nacional e local). Dessa forma, uma política deve ser formulada objetivando o impacto desejado e a um nível direcionado, dando a idéia dos limites da sustentabilidade. Porém, os impactos ambientais precisam ser medidos. Recomenda, para evitar que a degradação atinja um patamar irreversível, fixar padrões mínimos, como política de proteção ambiental. A partir de alguns princípios estabelecidos, associa-se, para cada um deles, um padrão de sustentabilidade e vários indicadores ambientais.

Dessa forma, “juntamente com a valoração econômica é fundamental a definição de indicadores de sustentabilidade com base nos quais será estimada a escala aceitável de degradação ambiental num dado momento” (Romeiro, 2004, 2006).

3.4 Agricultura sustentável

A agricultura tem recebido tratamento especial nas discussões sobre sua relação com o meio ambiente. Considerado o maior local de interação entre homem e natureza, as maiores preocupações são em relação à consciência sobre as distorções ambientais dos sistemas de produção e de consumo. Ou seja, cada vez mais cresce a preocupação em buscar novos métodos de produção que possibilitem reduzir os impactos ambientais e oferecer alimentos livres de impurezas e de agrotóxicos. Portanto, a agricultura tem o imenso desafio de aumentar a produção de alimentos sem provocar a sua exaustão. Mas, o crescimento acelerado da economia e da população tem levado a uma rápida degradação dos recursos naturais.

Segundo a Avaliação do Milênio (2005)

Entre 1960 e 2000, a demanda pelos serviços dos ecossistemas cresceu consideravelmente, enquanto a população mundial duplicou para 6 bilhões de habitantes e a economia global cresceu mais de seis vezes. Para suprir essa demanda, a produção de alimentos aumentou cerca de duas vezes e meia, o uso da água duplicou, a exploração de madeira para produção de celulose e papel triplicou, a capacidade hidrelétrica instalada duplicou, e a produção de madeira de corte aumentou mais de 50 %

A popularização do conceito de agricultura sustentável se deu, assim como no desenvolvimento do conceito de sustentabilidade, a partir da publicação do *Relatório Brundtland*, que traçou as bases para o desenvolvimento sustentável. No setor agropecuário não foi diferente. A partir da década de 1980, houve uma preocupação de diversos agentes em buscar uma nova forma de produção que garantisse a qualidade nutricional dos alimentos, sem degradar o meio ambiente.

A Primeira Revolução Agrícola se deu com um grande salto na produção encerrando um longo período de escassez crônica de alimentos. Nascia, assim, a agricultura moderna nos séculos XVIII e XIX. Nesse período, a grande inovação foi a introdução de plantas forrageiras e leguminosas, para melhoramento do solo, e utilização de tração animal na agricultura. A descoberta de produtos químicos para fertilização do solo, a utilização de motores de combustão interna e o fim da rotação de culturas, destacaram a que seria chamada de Segunda Revolução Agrícola, que ocorreu no final do século XIX e início do século XX (Ehlers, 1999).

Após a II Guerra Mundial, intensificou-se o uso do padrão químico, motomecânico e genético, denominado de agricultura convencional, que teria dado as bases, na década de 1970, para a chamada Revolução Verde. Nessa fase, foi difundido o modelo tecnológico que poderia solucionar o problema da fome nos países da periferia, espalhando por extensas áreas o padrão que já era convencional na Europa e nos EUA. Esse padrão seria responsável pelo grande crescimento da

produção de alimentos na década de 1980 e também despertaria a preocupação com os seus efeitos socioeconômicos e ambientais (Ehlers, 1998; Ehlers, 1999).

Paralelamente, outra revolução se desenvolvia em alguns pontos da Europa e do Japão. Descontentes com o modelo da agricultura convencional, pequenos grupos de pesquisadores e produtores resistiam através da valorização da fertilização orgânica do solo e do potencial 'biológico' dos processos produtivos. As principais vertentes que se desenvolveram na Europa foram a biodinâmica, a orgânica e a biológica e, no Japão, a agricultura natural (Ehlers, 1999).

A partir da década de 1970, esse processo de rebeldia e de contestação do padrão de modernização agrícola, em desenvolvimento, se ampliou fortalecendo os ideais da chamada agricultura alternativa. Com o fortalecimento desse movimento, nos anos 1980 os EUA¹⁵ mostram interesse pelas novas técnicas, que utilizavam menos insumos e apresentavam melhores resultados energéticos (Ehlers, 1998).

No Brasil, o processo, de desenvolvimento da agricultura se repetiu espalhando os principais impactos indesejáveis da moderna agricultura; como a destruição das florestas, a erosão dos solos e a contaminação dos recursos naturais. Apesar do crescente aumento da produtividade das lavouras, promovido pela modernização, o que se viu, além dos impactos ambientais, foi um aumento da concentração de terras e de riquezas e o êxodo rural em direção aos grandes centros.

A América Latina (o Brasil na frente) é o caso único no mundo; em todos os outros países a modernização da agricultura se processou através da produção familiar e não através da produção patronal. No Brasil foi exatamente o contrário. (Romeiro, 1996).

¹⁵ O Interesse, foi do sistema oficial de pesquisa o *National Research Council (NCR)* e o *United States of Agriculture* .

Através do conceito adotado pela FAO (Food Agriculture Organization), pode-se ter uma idéia do que seja agricultura sustentável (Reydon, 1999; Romeiro, 1998):

Agricultura Sustentável é o manejo e conservação dos recursos naturais, a orientação de mudanças tecnológicas e institucionais de tal maneira a assegurar a satisfação de necessidades humanas de forma continuada para as gerações presentes e futuras. Tal desenvolvimento sustentável conserva o solo, a água e recursos genéticos animais e vegetais; não degrada o meio ambiente; é tecnicamente apropriado, economicamente viável e socialmente aceitável.

3.5 A valoração dos serviços ecossistêmicos

De acordo com Costanza (1998), são recentes as discussões sobre os serviços ecossistêmicos e o valor que eles têm para a sociedade. Cita Costanza (1997) e Daily (1997) para dizer que esses trabalhos estimularam o interesse pelo tema e Bingham et al. (1995), para dizer que são temas centrais para a economia ecológica e para as perspectivas rumo à sustentabilidade. Mas, para alcançar a sustentabilidade é preciso integrar os bens e serviços do ecossistema, o capital natural, no sistema de decisões via sistemas de contabilidade nacional e outros mecanismos. (Costanza, 1994; Daily e Matson, 2008).

Defra (2007) mostra que existe uma questão subjacente para a valoração dos serviços ecossistêmicos, que é a contribuição para o processo de tomada de decisão. Ou seja, que a valoração pode contribuir para decisões políticas que levam em conta os custos e os benefícios que terão para o ambiente natural.

Daily e Matson (2008) acreditam que os líderes estão cada vez mais reconhecendo os ecossistemas naturais como bens de capital e que os bens e serviços ecossistêmicos de suporte à vida têm enorme valor. Mas, falta orientação

para que esse reconhecimento se transforme em investimento em capital natural, e em grande escala. O fator limitante principal é a falta de conhecimento das funções de produção do ecossistema. Ainda, que serão necessárias mudanças radicais, para sair do campo teórico, e integrar os serviços ecossistêmicos na tomada de decisão.

Segundo Daily e Matson (2008):

There remain many highly nuanced scientific challenges for ecologists, economists, and other social scientists to understand how human actions affect ecosystems, the provision of ecosystem services, and the value of those services.

Para Costanza (1994), o primeiro passo para a mudança é a atribuição de valores aos bens e serviços ambientais comparáveis aqueles dos bens e serviços econômicos. Mas, a questão da valoração é inseparável das escolhas, decisões, dificuldades e incertezas sobre o sistema ecológico. Por isso, alguns argumentam sobre a impossibilidade de avaliar bens intangíveis. Assim, bens como a vida humana, estética ambiental e outros, seria impossível ou improvável a sua valoração. Além disso, outro argumento que merece destaque é aquele que diz que se podem proteger os ecossistemas, por questão puramente moral ou por estética, e que, para isso, não há necessidade da valoração. Outros acreditam que “valorar os bens e serviços ambientais não é necessário nem suficiente para a adoção de escolhas coerentes e consistentes acerca do meio ambiente” (Vatn e Bromley, 1995).

Bingham et al (1995) acreditam que todos estejam interessados em aumentar a disponibilidade e o uso de informações sobre o valor dos ecossistemas. Mas, na maioria das vezes, não é possível encontrá-las, falta informação sobre as alterações físicas nos ecossistemas e as conseqüências socioeconômicas de ações alternativas. Além disso, falta informação sobre o valor dessas alterações. O problema está na dificuldade em avaliar essas alterações, dadas às limitações

dos métodos existentes, principalmente para avaliar e prever as alterações nas funções e nos processos ecossistêmicos resultantes da ação humana. Mesmo com o grande crescimento da capacidade de caracterizar e estimar valores monetários, para os serviços ecossistêmicos, é preciso avançar no desenvolvimento das metodologias utilizadas.

Assim, Bingham et al. (1995) indicam algumas áreas problemáticas que precisam ser consideradas:

1. Aplicação das ferramentas de valoração com maior frequência e seleção de áreas prioritárias para aplicação dos recursos disponíveis, baseado em quais informações são necessárias para a tomada de decisão.
2. A valoração de serviços ecossistêmicos deve ser realizada após o entendimento de como funcionam esses serviços. Como é difícil prever o resultado de ações humanas sobre o meio ambiente, deve-se abordar critérios de decisão que minimizem as incertezas ecológicas e que seja capaz de integrar valores humanos além dos valores monetários.
3. Muitos questionam se a valoração sozinha pode fornecer informações para a tomada de decisões sobre problemas ambientais, que podem ser irreversíveis no longo prazo e ter impactos econômicos e sociais. O importante é ter clareza de onde os valores econômicos são suficientes para a decisão, e onde uma maior integração de valores humanos, aos critérios de tomada de decisão, é mais adequada.

Então, surge uma pergunta imediatamente, como fazer a valoração de bens e serviços ambientais? Alguns economistas defendem a idéia de valorar através das preferências individuais. Mas, a falta de conhecimento das pessoas, para manifestar as suas preferências por atributos do ecossistema, pode estar ligada diretamente à falta de informação sobre as funções e processos ecológicos. Isso pode comprometer a sua capacidade de atribuir valores aos atributos ecossistêmicos. (Bingham et al., 1995).

No entanto, existem vários métodos de valoração, métodos originados da economia, da ecologia, da psicologia, da filosofia e de outras disciplinas. Na valoração do meio ambiente não é diferente. Métodos como de valoração contingente, custo de viagem e preços hedônicos, compõem duas categorias: um grupo que se apóia através das preferências reveladas (custo de viagem e preço hedônico), preferido por alguns economistas pela manifestação real pelo bem ou serviço escolhido; e na valoração contingente, onde a escolha é feita, a partir daquilo que é oferecido, ou seja, a preferência é declarada. Por isso, a boa definição e descrição do que se está valorando é fundamental para a confiabilidade do método. (Bingham, 1995).

4 OS MÉTODOS DE VALORAÇÃO AMBIENTAL

4.1 Introdução

Este capítulo é sobre a Valoração Econômica Ambiental. O objetivo é apresentar o Método de Valoração Contingente (MVC) através dos seus aspectos teóricos, metodológicos e de suas aplicações. O destaque é para as críticas, as repercussões que elas tiveram e as recomendações do NOAA *panel*. Utilizado na valoração dos mais variados tipos de bens públicos, principalmente bens ambientais, o MVC recebeu muitas críticas quanto à consistência teórica das suas estimativas. Portanto, sobre a validade dos seus resultados. Apesar de sua popularização nas décadas de 1970 e 1980, as controvérsias foram tantas que o governo dos EUA promoveu um grupo de estudiosos que pudessem determinar a validade da aplicação do método. Ou melhor, o grupo deveria examinar a seguinte questão, se o MVC seria capaz de captar valores de existência de bens e serviços ambientais e quais as recomendações para isso.

A valoração econômica do meio ambiente surgiu para avaliar monetariamente os impactos das atividades humanas sobre a natureza. Inicialmente a preocupação maior foi em decorrência da existência das externalidades ambientais. As externalidades ocorrem quando os agentes econômicos que utilizam o meio ambiente impõem danos e custos sobre a sociedade como um todo. Mas, nas transações econômicas não estão inclusos esses custos, não se observam preços associados à degradação. Então foram criados métodos para avaliar

monetariamente esses custos, para avaliar os danos da degradação. (Mueller, 2000).

Portanto, as técnicas de valoração buscam correlacionar o desejo de conservação do meio ambiente com valores monetários. Com isso, procura-se construir instrumentos analíticos capazes de incrementar as informações para comparações entre projetos de desenvolvimento e de preservação e, também, para as decisões quanto às prioridades na gestão ambiental visto a escassez de recursos. (Young e Fausto, 1997)

A valoração econômica do meio ambiente nada mais é do que um conjunto de métodos e técnicas que buscam estimar valores para os ativos ambientais e para bens e serviços por eles gerados. Marques e Comune (1999) mostram como surgiu a valoração ambiental.

A necessidade de conceituar o valor econômico do meio ambiente, bem como de desenvolver técnicas para estimar este valor, surge, basicamente, do fato incontestável de que a maioria dos bens e serviços ambientais e das funções providas ao homem pelo ambiente não é transacionada pelo mercado.

Assim, os bens e serviços ambientais são considerados bens públicos e como tal não possuem preços associados a eles. Diante disso,

nesse esforço de tentar estimar preços para os recursos ambientais e, dessa forma, fornecer subsídios técnicos para sua exploração racional, inserem-se os métodos (ou técnicas) de valoração econômica ambiental fundamentados na teoria neoclássica do bem-estar (Nogueira e Medeiros, 1998)

Foi a partir de fundamentos da teoria neoclássica que os economistas passaram a valorar bens e serviços ambientais. De acordo com Mueller (2000), “um exame das metodologias já desenvolvidas não deixa dúvidas de que as técnicas de valoração econômica do meio-ambiente se apóiam em instrumentos da análise neoclássica”.

A utilização dos fundamentos neoclássicos nos métodos de valoração econômica ambiental foi pela percepção da possibilidade de aproveitamento de um instrumental já existente e que pudesse ser aplicado na área ambiental. Segundo Nogueira et al (2000),

(...) a teoria econômica tradicional indica que a solução dos problemas de mercado para bens e serviços ambientais passa obrigatoriamente pelas decisões individuais dos consumidores. A partir dessa constatação, economistas perceberam que poderiam utilizar o instrumental já existente da teoria neoclássica (teoria do bem-estar do consumidor) e aplicá-lo nessa área do conhecimento.

Assim, os Métodos de Valoração Ambiental são utilizados para estimar os valores que as pessoas atribuem aos recursos ambientais com base em suas preferências individuais (Pearce, 1993). Os componentes do valor econômico ambiental têm algumas poucas variações:

- Motta (1998); Maia et al. (2004)

Valor Econômico do Recurso Ambiental=Valor de uso direto+Valor de uso indireto+Valor de opção+Valor de existência

- Nogueira e Medeiros (1998):

Valor Econômico Total= Valor de uso+valor de opção+ Valor de quase-opção+ Valor de existência

- Marques e Comune (1999):

Valor Econômico do Ambiente = Valor de uso + Valor de opção + Valor de existência

Verificando essas três sugestões para o cálculo de valor econômico ambiental percebe-se que existem três elementos comuns e que podem ser assim sintetizados:

Valor Econômico Ambiental=Valor de uso+Valor de opção+Valor de existência

Valor de uso – pode ser decomposto em valor de uso direto, que é a apropriação direta de recursos ambientais, via extração, visitação ou outra atividade de produção ou consumo direto; e valor de uso indireto que são os benefícios indiretos gerados pelas funções ecossistêmicas;

Valor de opção: intenção de consumo direto ou indireto do bem ambiental no futuro.

Valor de existência: valores não associados ao consumo, e que se referem à questões morais, éticas ou altruístas em relação à existência dos bens ambientais.

Maia et al. (2004) apresentam uma classificação dos métodos de valoração ambiental entre métodos diretos e indiretos. Uma síntese dessa classificação está representada na figura 4.1. Os métodos diretos referem-se àqueles que captam as preferências das pessoas através de mercados hipotéticos, ou de bens complementares; e indiretos àqueles que se utilizam uma função de produção.

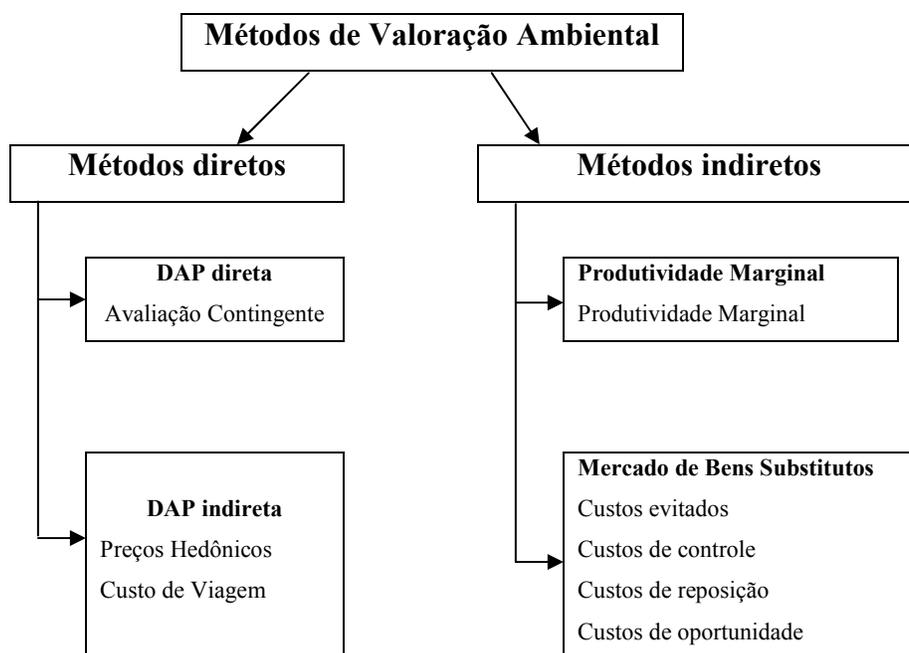


Figura 4.1. Métodos de valoração ambiental

Fonte: Adaptado de Maia et al., 2004

Autores	Abordagem	Método de valoração
1 - HUFSCHMIDTT et al. (1983)	1- Mercados reais	Valoração dos Benefícios a).Mudança no valor da produção b).Perdas de salários/lucros Valoração dos custos a).Gastos preventivos b).Custos de reposição c).Projeto sombra d).Análise custo-eficiência
	2- Mercados substitutos	-Valoração dos benefícios a).Bens de mercado como substitutos b).Valor de propriedades c).Outros valores atribuídos a terra d).Custos de viagem e).Diferenciais de salários f).Aceitação de compensação
	3- Mercados hipotéticos	Questionário direto de Dap a).Jogos de leilão Questionário direto de escolha de quantidades a).Método de escolha sem custo
2 - BATEMAN & TURNER (1992)	1-Com curva de demanda	a).Métodos de preferências expressas Método de Valoração Contingente (MVC) b).Métodos de preferências reveladas Método de Custo Viagem (MCV) Método de Preços Hedônicos (MPH)
	2-Sem curva de demanda	Método Dose-resposta (MDR) Método de Custo de Reposição (MCR) Método de Custos Evitados (MCE)
3 - PEARCE (1993)	1-Mercado convencional	Método Dose-Resposta (MDR) Método de Custos de Reposição (MCR)
	2-Função de Produção Familiar	Método de Custos Evitados (MCE) Método de Custos de Viagem (MCV)
	3-Métodos Preços Hedônicos	Preços de casas ou terras Salários pelo risco
	4-Métodos Experimentais	Método de Valoração Contingente (MVC) Método de Ordenação Contingente (MOC)
4 - HANLEY & SPASH (1993)	1-Métodos de Valoração Direta	Método de Valoração Contingente (MVC)
	2-Métodos Indiretos	Método Preços Hedônicos (MPH) Método de Custos Viagem (MCV) Método de Custos Evitados (MCE) Método Dose-Resposta (MDR)

Figura 4.2 - Classificação dos Métodos de Valoração Ambiental

Fonte: Adaptado de Nogueira et al. (2000)

Assim, existem vários métodos para calcular o valor econômico ambiental. Segundo Nogueira et al. (1998) os de maior destaque são as classificações de: Bateman e Turner (1992); Hufschmidt et al. (1993); Pearce (1993); e Hanley e Spash (1993). A figura 4.2 acima mostra um resumo com as principais abordagens conforme seus autores

Por essa classificação, pode-se perceber que o Método de Valoração Contingente é comum em todos os autores e, dada a sua importância, é objeto deste trabalho. Na seção seguinte é feita uma descrição dos métodos de valoração seguindo a classificação de Bateman e Turner (1992). Em seguida apresenta as recomendações e operacionalização do MVC através do NOAA panel, suas críticas e repercussões.

4.2 Os métodos de valoração ambiental

Segundo Bateman e Turner (1992) os métodos de valoração são classificados em dois grupos:

Métodos que utilizam a curva de demanda - Método de Custo de Viagem; Método de Preços Hedônicos; e Método de Valoração Contingente; e

Métodos sem curva de demanda - Método Dose-Resposta; Método Custo de Reposição; e Método Custos Evitados.

➤ **Método Dose-Resposta (MDR)**

Segundo Nogueira e Medeiros (1998), considere-se uma área agrícola que apresente erosão do solo. Nessa área, a produção agrícola vai variar de acordo com os níveis de erosão, isto é, cada “dose” de erosão do solo vai representar

uma diminuição na quantidade produzida naquela área. Pode-se pensar na reposição dos nutrientes do solo como um custo pela erosão. Como os fertilizantes possuem preços de mercado, o custo da erosão é representado pelos custos dos fertilizantes a serem adquiridos. Portanto, os gastos com fertilizantes indicam uma medida monetária dos prejuízos decorrentes da “dose” de erosão do solo. Dessa forma, o MDR utiliza preços de mercado como aproximação (Pearce, 1993).

➤ **Método Custo de Reposição (MCR)**

É o método que melhor representa a reparação por um dano provocado. O MCR se baseia no custo de reposição ou restauração do dano sofrido. Assim, como o MDR, este método não se baseia na estimativa de curvas de demanda. Ele é utilizado como uma medida do dano causado (Pearce, 1993). Dessa forma, no MCR a estimativa dos benefícios é baseada no custo da reposição do dano. As estimativas são baseadas em preços de mercado. Segundo Maia et al. (2004), uma das desvantagens do método é não conseguir repor todas as "complexas propriedades de um atributo ambiental pela simples substituição do recurso”.

➤ **Método Custos Evitados (MCE)**

O MCE estima os gastos que os indivíduos fazem com produtos substitutos ou complementares decorrentes de mudanças nas características ambientais de determinado bem. Ao comprar água mineral ou ferver água encanada, a população está incorrendo em gastos defensivos ou preventivos para proteger a sua saúde. Diante disso, a soma dos gastos de comprar água mineral, ferver água, despesas médicas, despesas com deslocamento, despesas com gás e outras, grosso modo, significam o valor da perda na qualidade da água potável. O MCE é bastante utilizado na avaliação de mortalidade e morbidade humana a partir de estudos relacionados com a poluição e seus impactos sobre a saúde humana (Pearce, 1993; Hanley e Spash, 1993).

➤ **Método de Custo de Viagem (MCV)**

Acredita-se que o MCV é o mais antigo método de valoração de bens não transacionados no mercado. Segundo Hanley e Spash (1993), sua origem é de 1947. O método é utilizado para valorar os gastos com deslocamento de famílias, geralmente para recreação. Esses gastos representam os benefícios proporcionados por essa atividade (Pearce, 1993). Assim, as pessoas precisam comprar produtos que serão utilizados durante a viagem e elas só irão incorrer nesses gastos se acreditarem que a viagem “vai valer a pena”, isto é, os gastos servirão como uma valoração monetária da satisfação adicional que o viajante terá. Foi muito aplicado para modelar recreação ao ar livre como pescarias, caçadas, passeios de barco e visitas a florestas (Nogueira e Medeiros, 1998). A pesquisa é feita através de questionários, no próprio local de visitação, aplicados a uma amostra de visitantes.

➤ **Método de Preços Hedônicos**

O método pode ser aplicado a qualquer tipo de mercadoria mais geralmente é utilizado na valoração de propriedades (Maia et al., 2004). Quando uma pessoa vai adquirir um imóvel, ela faz a sua avaliação considerando as características locacional e ambiental. A escolha a partir da influência dessas características significa o valor que elas têm para o comprador. Seria, portanto, uma forma de valorar as particularidades do imóvel. Isso motivou trabalhos que relacionaram poluição do ar e valor de propriedades (Nogueira e Medeiros, 1998). Assim, diferentes propriedades terão diferentes preços baseados nos seus atributos ambientais (como a qualidade do ar por estar perto de uma área de floresta). Dessa forma, a diferença de nível dos atributos ambientais deve refletir na avaliação dos indivíduos (Motta, 1998).

➤ **Método de Valoração Contingente (MVC)**

O MVC foi estruturado para avaliação de bens e serviços não transacionados no mercado. Único método de valoração ambiental capaz de incorporar o valor de

uso e o valor de existência de bens e serviços ambientais, provocou muitas discussões sobre a sua estrutura e aplicação. Apesar das controvérsias, foi largamente aplicado e isso contribuiu para que ele pudesse ser melhorado e aceito por diversos agentes interessados na avaliação e monitoramento dos danos sobre o meio ambiente. O MVC busca estimar os valores que as pessoas atribuem aos recursos ambientais em suas preferências individuais através de questionários (Nogueira e Medeiros, 1998).

Segundo esses autores, “a base teórica do MVC está nas preferências do consumidor, via função de utilidade individual” e “o cálculo do valor econômico a partir das funções de utilidade pode ser feito através dos conceitos de disposição a pagar (DAP) e disposição a receber compensação (DAC) e/ou pelas medidas de excedente do consumidor (marshalliana) ou medidas de compensação hicksianas”.

O MVC é considerado um método de valoração direto, pois busca captar as preferências das pessoas utilizando mercados hipotéticos para obter a DAP (ou DAC) dos indivíduos pelo bem ou serviço ambiental. Através da aplicação de questionários junto à população, busca-se captar diretamente as preferências, os valores individuais de uso e de não-uso atribuídos a um recurso ambiental (Maia et al, 2004). No entanto, “é necessário que se empregue enquetes bem estruturadas” seguindo um cuidadoso planejamento e aplicação das técnicas para estabelecer o valor que as comunidades atribuem aos bens ou atributos ambientais (Mueller, 2000).

Segundo esse autor, um processo que pode parecer simples requer uma dose de criatividade na elaboração do cenário e das perguntas, que serão formuladas em questões que realmente venham a revelar as preferências em relação às alterações propostas. Assim, ele seria considerado o mais indicado para estimar valores de não-uso, ou melhor, o único capaz de captar o valor de existência

(Arrow et al., 1993). Mesmo assim, é o mais controverso dos métodos de valoração, principalmente por não conseguir estimar valores ambientais que as pessoas não conseguem entender, ou desconhecem (Motta, 1998). Dessa forma, resultados mais corretos, ou próximos da realidade, são alcançados em casos onde os entrevistados se encontram familiarizados com o bem que está sendo valorado (Nogueira et al., 1998).

Em decorrência das diversas críticas e questionamentos aos resultados do MVC e pela necessidade de se obter indenizações para os impactos de grandes catástrofes, foi elaborado o Relatório NOAA. O objetivo desse relatório foi estabelecer bases técnicas que pudessem orientar como determinar, pelo menos de forma aproximada, o valor monetário dos danos e prejuízos ambientais. Dessa forma, na tentativa de minimizar as distorções, no sentido de propor procedimentos e técnicas que contornassem o maior número possível de vieses e que contribuíssem para uma maior aceitação e credibilidade na aplicação do MVC, o governo dos EUA organizou o Painel NOAA (Ortiz, 2003).

4.3 O método de valoração contingente e o relatório NOAA

Foram trinta anos desde a primeira vez que se aplicou o MVC, com Davis, em 1963, e a publicação do Relatório NOAA¹⁶ (*National Oceanic and Atmospheric Administration*). Durante esse período, surgiram vários questionamentos sobre a validade dos seus resultados e os vieses da aplicação do método. Desenvolvido a partir do instrumental neoclássico, teve seu auge nas décadas de 1980 e 1990. Foi bastante utilizado em diversos trabalhos, em vários níveis e continua, de alguma forma, sendo aplicado até hoje. Empregado para calcular a disposição a

¹⁶ Os procedimentos do MVC estão em Arrow et al. (1993).

pagar por um bem ou serviço ambiental não transacionado no mercado, o MVC despertou várias críticas que motivaram a publicação do Relatório NOAA. A partir daí, a sua aplicação em diferentes ecossistemas contribuiu para seu desenvolvimento e aprimoramento.

O *NOAA panel* foi estruturado num momento em que as discussões giravam em torno da utilidade prática do MVC. Essa mudança no debate foi resultante dos impactos ambientais causados pelo *Exxon Valdez*, na costa do Alasca, em 1989¹⁷. Os tribunais na época buscavam metodologias que também pudessem medir o valor de não-uso (valor de existência) para determinar as sentenças e o valor do dano a ser indenizado. Essa decisão possibilitava a utilização generalizada do MVC como o único método capaz de estimar o valor de existência de danos ambientais. Portanto, o debate foi aberto devido aos questionamentos sobre a validade do MVC em medir valores de não-uso. Os tribunais dos EUA necessitavam de uma metodologia que respaldasse as suas decisões decorrentes de ações jurídicas relativas ao meio ambiente e para que pudessem exigir a reparação dos danos ao agente responsável pela degradação.

Dado o debate nos tribunais de justiça e as controvérsias sobre o MVC, o governo dos EUA, através do *NOAA panel*, encomendou a um grupo de estudiosos um posicionamento sobre a validade prática do MVC. O objetivo era fazer com que esse grupo indicasse se o MVC era capaz de fornecer informação confiável e calcular, em termos monetários, o valor de não-uso de recursos naturais. A importância dessa comissão se deu pela participação de Kenneth Arrow e Robert Solow, dois Prêmios Nobel de Economia, e pela decisão que deveriam tomar. O painel NOAA concluiu que o MVC poderia ser usado para tais propósitos e indicou uma série de recomendações a serem seguidas para garantir a confiabilidade dos resultados.

¹⁷ Vazamento de petróleo, em Prince William Sound, do navio Exxon Valdez, em 24/03/1989.

O uso do MVC foi bastante difundido com a realização do NOAA panel e a publicação do seu relatório, em 1993. O relatório começa declarando a existência de críticas sobre o MVC e que elas existiam por muitas razões e muitas delas eram particularmente envolventes. Essas críticas se justificavam, principalmente, pela incapacidade de validar os resultados dos estudos de valoração contingente. Mesmo assim, não existiam outros métodos capazes de fornecer informações sobre valores de perdas de uso passivo de recursos ambientais.

A partir daí, apesar das críticas e questionamentos sobre a validade dos resultados de pesquisas do MVC, ele se popularizou e foi muito utilizado por gestores ambientais, estudantes e profissionais das mais diversas áreas interessados na avaliação da qualidade ambiental. Mas, as controvérsias sobre a estimação do valor de existência sempre acompanharam o desenvolvimento de aplicações do MVC. O valor de existência é um valor que não é relativo nem ao consumo presente nem ao consumo no futuro e, por isso, sua utilização continua sendo muito polêmica.

A discussão sobre a estimativa do valor de existência através de aplicação de questionários não surgiu com o desenvolvimento do MVC. Ela veio a partir do artigo de Samuelson (1954) sobre a valoração das externalidades de bens públicos. Segundo esse autor, as pessoas dariam respostas de forma estratégica, já que não seria possível excluir do consumo as que não pagam para usá-los. Diante disso, não haveria manifestação das verdadeiras preferências e qualquer método que utilizasse entrevistas seria inviável. Segundo Riera (1992), isso teria desencorajado a valoração de bens públicos através de *surveys*.

Segundo Belluzzo Jr., (1999),

“apesar de sua difusão, há um intenso debate sobre a validade do Mac. O ponto central nessa discussão é a factibilidade de inferir preferências através de entrevistas, em face do caráter hipotético do método e dos problemas inerentes à revelação de preferências por

bens públicos. O argumento contra o método é que as respostas obtidas nas entrevistas não refletem as verdadeiras preferências, ou seja, são viesadas em alguma direção determinada pela forma específica de cada aplicação”¹⁸.

O relatório NOAA mostra os principais problemas relativos a estudos utilizando o MVC. Problemas como:

- Inconsistência com o princípio das escolhas racionais - a inconsistência com o princípio das escolhas racionais é pelo fato de que maior proteção não significa maior DAP por mais melhoria ambiental. Segundo a escola das escolhas racionais mais de um produto deveria significar maior satisfação do consumidor, quando ele ainda não está satisfeito, no caso de bens ambientais isso não se verifica.
- Respostas que parecem exageradas - muitas vezes, ao considerar a população como um todo as disposições individuais a pagar tornam-se exageradas. Isso significa que pode haver, por parte do entrevistado, uma avaliação conjunta de outros problemas o que levaria a uma DAP excessiva em relação àquele bem que está sendo estimado.
- Os entrevistados não levam em consideração sua restrição orçamentária - os entrevistados nem sempre consideram sua restrição orçamentária quando manifestam sua DAP por uma melhoria ambiental. Com isso, a sua resposta torna-se irreal, esse consumidor poderia não ter disponibilidade financeira para arcar com aquele valor sugerido.
- Dificuldade para entender as informações sobre o programa de recuperação a ser executado - quando as informações sobre o atributo ambiental forem incompletas ou de difícil assimilação o entrevistado pode ter uma falsa impressão sobre o projeto proposto. Além disso, cenários muito complexos dificultam uma avaliação imediata por parte do entrevistado. Um entendimento, sobre o que é proposto no projeto de recuperação ou de melhoria da qualidade

¹⁸ Belluzzo Jr utiliza a abreviação Mac para indicar o Método de Avaliação Contingente.

ambiental, num curto espaço de tempo é difícil mesmo para aqueles com algum conhecimento sobre a questão ambiental.

- Dificuldade em determinar a extensão do mercado - o problema da extensão do mercado acontece quando um grupo (uma amostra) da população afetada pelo dano ambiental tiver DAP muito baixa e com isso ficar fora do processo de avaliação. Mas é uma decisão presumida, isto é, quando determinado grupo, sendo afetado ou não pelo dano ambiental, for excluído da amostra pela possibilidade de votar em um valor muito baixo para a melhoria do dano ambiental.
- Efeito *warm-glow*¹⁹ - o efeito *warm-glow* acontece quando as pessoas manifestam sua DAP, não como se fosse de fato fazer o pagamento, mas apenas como sinalização de que concorda, ou não, com o projeto que está sendo proposto. Isto pode ser percebido, de um lado pelo grande número de zeros, manifestação contrária ao projeto, e, de outro, por respostas fora da realidade financeira do entrevistado.

Os problemas descritos anteriormente, se desconsiderados quando da elaboração e aplicação do MVC, podem enviesar a valoração. Isso significa que a pesquisa precisa ser bem elaborada e aplicada para poder diminuir esses problemas. Mesmo assim, nada garante que a DAP do entrevistado seja, de fato, aquela que ele pagaria se houvesse um mercado real para os bens e serviços ambientais. Ou seja, existe a possibilidade de um comportamento, que pode ser estratégico quando o entrevistado percebe que não será cobrado por aquilo que está sendo proposto. Essas e outras manifestações são consideradas fontes de vieses e podem comprometer um estudo dessa natureza.

¹⁹ Grande número de respostas que podem ser relativas ao projeto proposto e não ao valor de sua DAP. Estas respostas podem ser nulas ou irrealis.

Os principais vieses são resumidos a seguir:²⁰

1. Viés estratégico
2. Viés hipotético
3. Problema de *embedding*
4. Viés da informação
5. Viés do Entrevistador e do entrevistado
6. Viés da forma de pagamento
7. Viés do ponto inicial
8. Viés da obediência ou caridade
9. Viés da subaditividade
10. Viés da seqüência de agregação.

Maia et al. (2004) destacam que os vieses mais importantes são: o comportamento estratégico; aceitabilidade; rejeição; informação; *warm-glow*; parte-todo; ponto de partida; enrustamento; e viés de localização. Estes e outros vieses motivaram autores a sugerir procedimentos na tentativa de evitá-los. Assim, vários autores fazem recomendações básicas que um estudo de valoração contingente deve ter. O de Mitchell e Carson (1989) apresenta três condições básicas:

- a. A pesquisa deve conter uma descrição detalhada do bem que está sendo valorado e do mercado hipotético que será apresentado ao entrevistado no sentido de captar suas preferências individuais;
- b. Deve-se determinar um mecanismo para a obtenção de um valor ou uma escolha do entrevistado;
- c. Devem-se buscar informações socioeconômicas do entrevistado e atitudes destes relacionadas ao problema em questão.

Mesmo assim, não existe um caminho padrão para o desenvolvimento e a aplicação do Método de Valoração Contingente. O seu planejamento variará de

²⁰ Uma descrição minuciosa dos tipos de viés se encontra em Motta (1998)

acordo com características do bem a ser valorado, das determinações técnicas e metodológicas da pesquisa, ou seja, da forma de investigação e sensibilização da população no sentido de se obter as respostas desejadas e, por último, da imaginação e habilidade dos pesquisadores (Mitchell e Carson, 1989).

Alguns trabalhos têm sido utilizados como referência para a operacionalização de um estudo de MVC. Pode-se destacar, além do de Mitchel e Carson (op. citada), o de Azqueta (1994) e, no Brasil, o Manual para Valoração Econômica de Recursos Ambientais, de Motta (1998). Todos os autores sugerem a divisão da pesquisa em partes que possibilitem um cuidadoso planejamento, execução e análise dos dados. Isso sem falar nos procedimentos e recomendações do NOAA *panel*, que serão descritos a seguir. Assim, Na tentativa de organizar e normatizar os procedimentos do MVC, o relatório do NOAA *panel* recomenda:

- 1) Tipo e tamanho da amostra – amostragem probabilística e elaborada por estatístico profissional.
- 2) Minimizar não-respostas – grande número de respostas nulas pode comprometer os resultados da pesquisa.
- 3) Usar entrevistas pessoais – apesar do alto custo uma pesquisa em que é preciso informar sobre o cenário hipotético tornam-se mais confiáveis através de entrevistas pessoais.
- 4) Evitar a influência a entrevistador – deve ser feito treinamento para que o entrevistador seja neutro.
- 5) Apresentação de relatório – todo estudo de valoração contingente deve relatar o processo de planejamento, a definição do tamanho da amostra; mostrar o questionário utilizado o numero de respondentes, ou seja, tudo que foi elaborado e todos os dados obtidos durante a pesquisa. Isso deve estar disponível para outros pesquisadores interessados.
- 6) Cuidadoso desenho do questionário – o cenário hipotético proposto depende de informações que serão ou não absorvidas pelo entrevistado de acordo com

a qualidade do questionário apresentado. Por isso, a necessidade de teste-piloto e a manifestação dos entrevistados de que entenderam, aceitaram o que foi proposto e o questionário relativamente bem elaborado.

- 7) Optar por projetos conservadores – no caso de respostas ambíguas, escolher aquelas que tendem a subestimar a disposição a pagar.
- 8) Escolher DAP ao invés de DAR – isso reforça o item anterior de opção conservadora.
- 9) Escolher o método referendo – utilizar a questão de valoração como um voto em um plebiscito.
- 10) Descrição precisa do projeto de melhoria ambiental – a informação adequada é fundamental para entendimento do projeto proposto.
- 11) Ter cuidado com o uso de fotografias – elas devem usadas exclusivamente para melhor entendimento do projeto a ser executado.
- 12) Destacar os recursos ambientais não afetados pelo dano ambiental ou o estado futuro do bem em avaliação.
- 13) Mostrar com clareza o tempo previsto para a restauração – o entrevistado deve acreditar no cenário de restauração. Por isso é preciso considerar um certo intervalo de tempo entre o dano e a aplicação da pesquisa.
- 14) Evitar tendência temporal das respostas – as mostras devem ser distribuídas ao longo do tempo.
- 15) As respostas “sim” e “não” devem incluir o porquê ter votado sim/não.
- 16) Incluir outras variáveis explicativas – renda, conhecimento do local, interesse pela área, etc.
- 17) Testar e verificar se as questões são de fácil entendimento e aceitação.
- 18) Lembrar os entrevistados de suas restrições orçamentárias. Ou seja, com a sua DAP pela melhoria ambiental ele deverá restringir o consumo de outros bens.

Pela abrangência das recomendações do NOAA pode-se perceber quão rigorosa é uma pesquisa dessa natureza. Os altos custos envolvidos, a necessidade da

participação de profissionais de outras áreas e de familiaridade com as técnicas de pesquisa faz com estudos dessa natureza sejam executados por órgãos governamentais e institutos com certa capacidade financeira para o financiamento do projeto. Mesmo seguindo as orientações e recomendações, nada garante que os dados obtidos irão mostrar a verdadeira disposição a pagar da população envolvida. Os testes de validade, confiabilidade e de vieses podem ser executados quando houver dúvidas quanto a questões teóricas e metodológicas do MVC²¹. Ou melhor, quando não forem convincentes as estimativas da disposição a pagar pelo benefício ambiental.

4.4 Críticas a valoração ambiental

As grandes questões envolvendo a valoração econômica ambiental são resultado do instrumental analítico das técnicas utilizadas. Assim, cada um dos métodos apresenta vantagens e deficiências. Mas, não há consenso quanto à eficiência de um método em relação ao outro, então, essa comparação não pode ser feita pela impossibilidade de comprovar o verdadeiro valor de um bem ou serviço ambiental. Ou seja, não há como comparar a eficiência de cada método, já que seria impossível estimar o verdadeiro valor do meio ambiente. Portanto, a opção por determinado método vai depender das especificidades de cada uma das situações.

Embora estes métodos de valoração apresentem resultados muitas vezes divergentes, todos partem do mesmo princípio da racionalidade econômica. As pessoas realizam suas escolhas a partir do que observam, procurando maximizar o bem estar limitadas pelas restrições orçamentárias. (Maia et al., 2004)

²¹ Motta (1998), em seu Manual, apresenta os testes de confiabilidade, validade e vieses. Destaca que alguns procedimentos podem proporcionar a aceitação das estimativas, mas podem se tornar impeditivos dados os altos custos de sua realização.

Segundo Nogueira e Medeiros (1998),

Uma série de questionamentos aflora imediatamente: será que o simplismo teórico do MCR e do MDR é compensado pela qualidade da estimativa obtida através de suas aplicações? São essas estimativas capazes de refletir a correta DAP ou DAC do usuário do bem ou serviço ambiental? Quais as conseqüências sobre a confiabilidade de estimativas de preferências individuais obtidas indiretamente, através de mercados de bens substitutos ou complementares? Com que grau de certeza pode-se simular um mercado para um bem ou um serviço ambiental através da aplicação de questionário? Será que as respostas obtidas desse questionário podem efetivamente fornecer uma estimativa adequada do comportamento efetivo do respondente? Essa e muitas outras questões desafiam estudiosos de valoração econômica do meio ambiente há várias décadas. Para algumas, as respostas já foram obtidas e elas têm tido um elevado grau de aceitação. Outras questões ainda motivam debates acalorados.

O questionamento sobre os métodos de valoração econômica ambiental sempre existiu. Um dos métodos mais criticados, polêmicos e de maior aplicação na avaliação dos bens e serviços ambientais é, sem sombra de dúvidas, o MVC. Segundo Riera (1992), os debates se iniciaram com a comparação entre os métodos de valoração. Mas, não se pode discutir sobre qual método será utilizado quando se pretende estimar valores de existência. Nesse caso, o MVC é o único capaz de obter valores de não-uso para bens e serviços ambientais.

Em seguida, as discussões caminharam no sentido de identificação e superação de vieses. Nesse contexto, as maiores críticas eram referentes aos vieses que poderiam existir da aplicação do MVC. Como mostrado anteriormente, a existência dos vieses estava atrelada ao não cumprimento de uma série de recomendações que o *NOAA panel* apresentou no seu relatório, em 1993. Os procedimentos deveriam ser seguidos para que suas aplicações, na avaliação de danos ambientais, fossem confiáveis e amplamente aceitas. Segundo Carson, Flores e Meade (1998), um cuidadoso planejamento e criteriosa aplicação do MVC podem resolver muitos desses problemas.

O debate sobre identificação e superação de vieses prosseguiu até o NOAA panel. A partir daí, a mudança foi na direção da utilidade prática do MVC. Nesse momento entra em discussão a capacidade do método em captar valores de existência através de entrevistas. Inclusive um dos objetivos do *NOAA panel* foi o de demonstrar que MVC seria capaz de estimar valores de existência. Segundo o relatório NOAA:

A técnica de VC é o assunto de maior controvérsia. Seus difamadores argumentam que os entrevistados dão respostas que são inconsistentes com a doutrina das escolhas racionais, pois eles não entendem o que esta sendo pedido para avaliarem (...) que os entrevistados fracassam em levar questões de VC a sério porque os resultados das pesquisas não são coerentes, assim como levantam outras objeções. (Arrow et al. 1993)

Maia et al. (2004) destacam que uma boa parte das críticas do MVC contesta o cálculo do valor de existência. A outra parte é em relação ao caráter hipotético da pesquisa. As divergências teóricas relativas a estimativas empíricas são pelo fato de que estas levariam a dúvida quanto à consistência e coerência das preferências dos usuários por bens e serviços ambientais. As pessoas podem revelar suas preferências sim, no entanto, isso não garante que elas fizeram a melhor escolha. Além disso, como saber se os resultados são verdadeiros se não há uma base real para comparação dos dados e, conseqüentemente, da validação dos resultados. Mesmo assim, apesar das controvérsias o MVC foi muito aplicado e continua de alguma forma sendo estudado até hoje.

Alem das críticas decorrentes dos problemas inerentes à própria aplicação do MVC (dos vieses), outras abordagens, como da economia ecológica defendem a necessidade de uma maior integração entre a economia e a ecologia no processo valorativo de ecossistemas. Como os ecossistemas encontram-se ameaçados por um grande número de atividades humanas, o passo inicial na tentativa de preservá-los é através do entendimento das complexas interações entre a economia e a ecologia e dos efeitos das atividades humanas, ao longo do tempo,

sobre a natureza. Mas, não se pode dar ao luxo de descartar os esforços envolvidos na tentativa de melhorar as técnicas de valoração existentes. O desafio da economia ecológica é na tentativa de integrar os valores obtidos, por métodos tradicionais de valoração ambiental, em análises mais amplas, mais integradas, com uma nova visão pré-analítica, com uma nova visão de mundo, através de ferramentas que ainda não foram nem desenvolvidas (Costanza, 2000, 2001).

Devido às dificuldades e incertezas inerentes a determinação de valores, a economia ecológica reconhece diversas abordagens independentes. Não há um consenso a respeito de qual abordagem seja certa ou errada – todas elas têm algo a dizer – mas há concordância sobre o fato de que uma avaliação melhor dos serviços do ecossistema é um objetivo importante para a economia ecológica. (Costanza, 1994).

5 A DAP POR ÁGUA LIMPA NA BACIA MOGI-PARDO

5.1 Introdução

Diversos autores citam a valoração contingente como uma das principais ferramentas capazes de estimar valores para bens e serviços ecossistêmicos, sem valor de mercado. A técnica foi popularizada depois da publicação do relatório NOAA. Vários estudos foram realizados nas mais diversas áreas. O desenvolvimento do método possibilitou, com o avanço nas técnicas de obtenção e análise de dados, a melhoria das estimativas e, conseqüentemente, diminuíram os questionamentos sobre a operacionalização do MVC.

Este capítulo trata da operacionalização de uma aplicação do MVC. O objetivo é descrever os procedimentos de coleta e análise dos dados da DAP por água limpa junto à população da bacia Mogi-Pardo. Para isso são apresentados a fundamentação teórica e o modelo econométrico utilizado, para isso é utilizado os procedimentos de Brugnaro (2000). O MVC envolve uma série de procedimentos que visam extrair do público-alvo manifestação sobre sua verdadeira disposição a pagar (DAP) ou disposição a receber compensação (DAR) pela implantação de determinado projeto. Por definição, a verdadeira DAP e a verdadeira DAR são variáveis não-observáveis diretamente. Há consenso de que, ao se desejar uma medida mais “conservadora” do valor de determinado bem, deve-se dar preferência a DAP em lugar da DAR, dado que, na presença de bens substitutos, esta não tem limite superior, conforme demonstrado por Hanemann (1991).

Recomendações do NOAA *panel* (Arrow et al. 1993) sugerem a adoção da DAP, ao invés da DAR. O motivo, bastante óbvio, é que o entrevistado tende a aumentar a sua disposição a receber, e a diminuir a disposição a pagar pela preservação ambiental. Como foi visto no capítulo três, deve-se optar pela DAP, pois os seus valores são menores e estariam mais próximos da realidade do entrevistado. Ou seja, a sugestão é pela escolha conservadora.

No caso deste estudo, o projeto proposto é o incremento da qualidade ambiental decorrente da reposição de matas ciliares na bacia dos rios Mogi-Guaçu e Pardo. Trata-se, portanto, de um bem sem mercado, o que exige a construção de um cenário caracterizando o mercado “hipotético” a ser apresentado ao público afetado pela ação. Comparado com outros métodos, descritos no capítulo três, o MVC é considerado como o mais adequado para se estimar o valor total de determinado serviço ambiental. O valor total é o somatório do valor de uso, do valor de opção e do valor de existência.

Na literatura disponível sobre o MVC, existem diversas formas de se observarem às preferências individuais. Segundo Belluzzo Jr, 1999, existe certo consenso quanto à utilização de questões fechadas do tipo *referendum*. Resumidamente, consiste em apresentar ao entrevistado o cenário descritivo do projeto, propor um valor, ou uma série deles, e anotar sua declaração do valor que se disporia a pagar.

No caso do serviço ambiental objeto deste trabalho, propiciado pelas matas ciliares, deve ficar claro ao entrevistado que o problema envolve três aspectos principais, o aspecto ambiental propriamente dito, o aspecto econômico (terra como fator de produção para a agropecuária) e o aspecto legal (área de preservação permanente, reserva legal e outros). Uma abordagem mais detalhada desses aspectos pode ser encontrada em Brugnaro (2000). Além disso, deve ficar bastante claro ao entrevistado a “estrutura de oferta” do mercado hipotético, isto é,

quais entidades serão responsáveis pela implantação e condução do projeto, qual será sua duração, qual a quantidade do serviço a ser oferecido, qual o público a ser afetado, enfim, devem ser prestadas todas as informações necessárias para que o entrevistado dê sua resposta consciente de quanto se disporia a pagar pelo serviço ambiental e de que forma o mesmo afetará a sua existência e a dos demais membros da comunidade atingida pelo projeto. O anexo 01 reproduz o material de apoio utilizado pelos entrevistadores

Para se estimar a DAP, os instrumentos mais utilizados para se operacionalizar esta tarefa são:

- a) **cartela de pagamento**, com diversos valores anotados, pedindo-se ao entrevistado que indique qual considera mais adequado,
- b) **lances iterativos (*bidding games*)**, em que se vai aumentando o valor proposto sempre que o entrevistado responde “sim”, até que diga “não” a determinado valor, ou vai-se reduzindo o valor proposto sempre que a resposta é “não”, até se obter “sim” a determinado valor, que pode ser zero;
- c) **opção dicotômica**, em que se propõe determinado valor, obviamente com possibilidade de resposta “sim” ou “não” (logit – por referendo simples), método este que pode ter sua eficiência estatística aumentada, conforme demonstrado por Hanemann et al. (1991), se, em seguida à primeira resposta, apresentar-se ao entrevistado um segundo valor, maior se a primeira resposta foi “sim”, menor se a primeira resposta foi “não” (logit com limite duplo – por referendo com *follow-up*).

O referendo simples possui como subdivisões as abordagens de Hanemann (1984) e a abordagem de Cameron (1988). Já o referendo com *follow-up* as abordagens de Hanemann et al. (1991), Cameron e Quiggin (1994) e Copper et al. (2002). A diferença entre essas abordagens consiste na forma de operacionalização econométrica. Silva (2005) resumiu em um diagrama essas variantes do MVC (Figura 5.1).

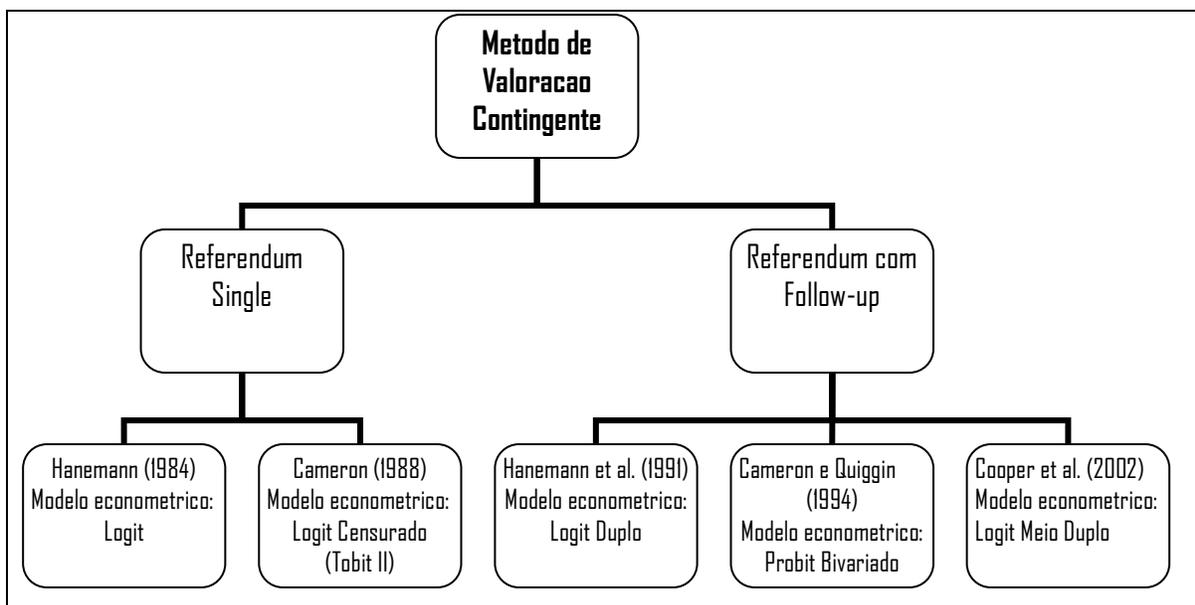


Figura 5.1 – Variantes do Método de Valoração Contingente.

Fonte: Silva (2005).

Nesse contexto, e para atingir os objetivos deste trabalho foi adotado a DAP, via referendo com *follow-up*, para a aplicação dos questionários. Utiliza-se da abordagem de Hanemann (1991), porém incorporando a crítica de Johansson et al (1989). O modelo proposto pelo primeiro autor pressupõe que todos os entrevistados concordam com o valor nulo ($DAP = 0$); na crítica, os autores mostram que, se a *DAP* é uma variável aleatória, devem-se admitir também valores negativos para a referida variável. Neste trabalho, adota-se a metodologia utilizada por Brugnaro (2000).

5.2 O perfil da amostra

A operacionalização do MVC foi através da aplicação de questionários junto à população residente nos municípios que fazem parte da bacia Mogi-Pardo, no mês de novembro de 2007. Para isso, foi selecionada uma amostra de quatro municípios representativos da bacia. Foram obtidos 614 questionários e, após a

exclusão de duas amostras, trabalhou-se com 612 questionários. Na estimação da DAP, outros questionários foram descartados por exigência do método econométrico utilizado, em razão da ausência de alguma variável. O anexo 02 traz cópia do questionário utilizado

Para a definição do tamanho da amostra, foi realizado um primeiro cálculo através da seguinte expressão de Barbetta (2002):

$$n_0 = \frac{1}{E_0^2} \quad (1)$$

onde: n_0 é uma primeira aproximação para o tamanho da amostra e E_0 é o erro amostral tolerável.

Considerando N como o tamanho da população a equação (1) foi corrigida para:

$$n = \frac{N.n_0}{N + n_0} \quad (2)$$

Para os cálculos do tamanho da amostra (2) foi utilizada a população da bacia Mogi-Pardo, com $N = 3.828.876$ habitantes (IBGE, 2007) e definiu-se um erro amostral tolerável de $E_0 = 4\%$. Pela aplicação das equações acima, onde n é o tamanho da amostra, obtiveram-se $n = 625$ entrevistas.

Os municípios que participaram da amostra foram selecionados através de amostragem aleatória simples. Inicialmente, os municípios (tabela 2.1) foram numerados de 01 a 95 e divididos aleatoriamente em quatro estratos. Em seguida, foram selecionados aleatoriamente os quatro municípios que fariam parte da amostra. Uma restrição foi imposta nessa amostra: quando o município sorteado possuía população inferior à média populacional do seu estrato, ele era descartado e novo sorteio era realizado até obter um município com população igual ou superior à população média do estrato. O número de questionários

aplicados em cada município foi proporcional à população do estrato de que faz parte, conforme tabelas apresentadas a seguir.²²

Tabela 5.1. Média populacional e concentração por estrato

Estrato	Media populacional	%	Nº de cidades
1	27.380,11	19,30	27
2	46.943,38	25,75	21
3	56.212,19	24,75	16
4	37.303,45	30,20	31

Fonte: Dados da pesquisa

Dos questionários que retornaram das entrevistas feitas nos quatro municípios da amostra foram: de Taquaritinga 118 questionários, de Ribeirão Preto 157 questionários, de São Carlos 150 questionários e de São Jose do Rio Pardo 187, totalizando 612 já contando com as duas exclusões.

Tabela 5.2. Cidades selecionadas e número de questionários

Estratos	Cidades Selecionadas	Nº de questionários
1	Taquaritinga	118
2	Ribeirão Preto	157
3	São Carlos	150
4	São José do Rio Pardo	187
Total		612

Fonte: Dados da pesquisa

²² A seleção das amostras e a aplicação dos questionários ficou a cargo da Estat Júnior, empresa de consultoria estatística, administrada por alunos do curso de Estatística, do IMEEC, da Unicamp.

A tabela 5.3. apresenta a tabulação das percentagens segundo a divisão por sexo. Assim é possível verificar que o número de entrevistados do sexo feminino é maior com 54,41 % das amostras.

Tabela 5.3. distribuição da amostra por sexo

Sexo	Quantidade	%
Feminino	333	54,41
Masculino	275	44,93
Não relatado	4	0,65
Total	612	100,00

Fonte: Dados da pesquisa

Na tabela 5.4 estão as idades distribuídas por faixa etária apresentando como idade média 39,83; desvio padrão de 15,45 e mediana igual a 38 anos. A idade mínima foi de 18 anos, condição para participar da pesquisa e maior idade com 83 anos. A distribuição das idades mostra que a maioria dos entrevistados (66,67 %) possui idade entre 25 e 59 anos.

Tabela 5.4. Distribuição da amostra por faixa etária

Idade	Quantidade	%
18 a 24 anos	122	19,93
25 a 39 anos	202	33,01
40 a 59 anos	206	33,66
60 anos ou mais	80	13,07
Não responderam	2	0,33
Total	612	100,00

Fonte: Dados da pesquisa

A tabela 5.5 mostra o nível de instrução dos componentes da amostra. Os entrevistados, em sua maioria (41,67 %) responderam possuir II grau (ensino

médio). Os entrevistados com I grau em torno de 27% um pouco acima daqueles com II nível superior (26,80%).

Tabela 5.5. Distribuição da amostra por escolaridade

Escolaridade	Quantidade	%
Sem estudos	16	2,61
1° grau	167	27,29
2° grau	255	41,67
Superior	164	26,80
Outros	10	1,63
Total	612	100,00

Fonte: Dados da pesquisa

Tabela 5.6. Distribuição da amostra por renda familiar mensal

Renda Familiar Mensal	N	%
Até R\$ 300,00	33	5,39
De R\$ 301,00 a R\$ 1.000,00	185	30,23
De R\$ 1.001,00 a R\$ 3.000,00	237	38,73
De R\$ 3.001,00 a R\$ 5.500,00	97	15,85
De R\$ 5.501,00 a R\$ 8.000,00	30	4,90
Mais de R\$ 8.000,00	18	2,94
Não Responderam	12	1,96
Total	612	100,00

Fonte: Dados da pesquisa

A faixa de renda entre R\$ 1.001,00 e R\$ 3.000,00 é a mais comum mostrando o desenvolvimento da região (tabela 5.6). Na tabela 5.7, como era previsível, o elevado número de rendas provenientes de aposentadorias, pois na tabela 5.6, referente à distribuição da idade já mostrava grande participação de aposentados, onde pelo menos 13% da amostra são de aposentados, com idade igual ou acima

de 60 anos. Além disso, a faixa etária de 40 a 59 aparece com a maior frequência, com 33,66% dos entrevistados, o que significa que alguns entrevistados dessa faixa etária já estão aposentados. Como as entrevistas foram realizadas na rua, no centro das cidades, a população que trabalha no setor de serviços apresentou maior frequência com 60,95% das amostras, seguido de aposentadorias com 21,25% e indústria com 11,76. Aqueles com renda da agricultura foram de 4,41%.

Tabela 5.7. Distribuição da amostra por origem da renda

Origem da renda	N	%
Agricultura	27	4,41
Indústria	72	11,76
Serviços	373	60,95
Aposentadoria	130	21,24
Outros	9	1,47
Não Responderam	1	0,16
Total	612	100,00

Fonte: Dados da pesquisa

A tabela 5.8 resume as repostas conforme a metodologia utilizada na entrevistas, onde SS significa duas repostas “sim”, SN a primeira “sim” e a segunda “não”, NS a primeira “não” e a segunda “sim” e NN duas repostas “não”.

Tabela 5.8. Resposta aos preços propostos sem excluir protestos

Preços(R\$/mês)			Amostra	1ª Resposta		Respostas combinadas			
Inicial	Maior	Menor		Sim	Não	SS	SN	NS	NN
0,50	1,00	0,10	141	113	28	82	31	2	26
2,00	3,00	1,00	119	83	36	50	33	4	32
5,00	7,00	3,00	134	77	57	35	42	10	47
10,00	15,00	7,00	110	48	62	12	36	6	56
30,00	50,00	15,00	108	25	83	6	19	19	64
Totais			612	346	266	185	161	41	225

Fonte: Dados da pesquisa

Tabela 5.9. Justificativas para respostas “não” e “não”

Causas de "não-não"	Preço Inicial (R\$/mês)					Total
	0,50	2,00	5,00	10,00	30,00	
1. O valor é muito alto	0	6	9	22	28	65
2. O problema é do governo	7	10	7	15	10	49
3. O problema é dos agricultores	4	2	3	4	5	18
4. Não confio no uso dos recursos	6	6	13	8	8	41
5. Não acho o assunto importante	0	2	2	0	0	4
6. Preciso de mais tempo para pensar	1	2	2	2	4	11
7. O projeto vai me dar prejuízo	0	2	3	3	3	11
8. Já pagam muitos impostos e taxas	9	16	17	20	21	83
9. Outros motivos	5	5	8	11	7	36

Fonte: Dados da pesquisa

Pela tabela 5.8 temos que 63,24% dos entrevistados estariam dispostos pagar algum valor para o projeto, enquanto 36,76% não pagariam nada ao projeto. É interessante observar que esse número chega a 4,2% que não pagariam nem os valores mais baixos propostos, e mais ainda, 9,48% não pagariam nem os valores entre 10 centavos e 3 reais por mês.

Na tabela 5.9 podem-se observar os motivos alegados para as respostas “não-não”. O fator financeiro é o mais citado, onde 13,56% dizem que já pagam muitos impostos enquanto 10,62% dizem que o valor é muito alto. Os itens 2, 3 e 4 juntos somam 108 repostas e mostram o descontentamento do entrevistado com alguma classe (agricultores e políticos), esses representaram 17,65% da amostra. Apenas 4 disseram não achar o assunto importante, representando 0,65% dos entrevistados.

5.3 O modelo proposto

O modelo *referendum* foi introduzido por Bishop e Heberlein (1979) e consiste em apresentar um valor aleatoriamente ao entrevistado perguntando se: “você estaria disposto a pagar R\$X para obter uma melhoria na qualidade ambiental?” As respostas são um conjunto de valores que podem ser representados de forma binária por 0 e 1. Por exemplo se ele aceitar pagar será representado por 1 ($j = 1$) caso contrário por 0 ($j = 0$). A resposta 1 significa que a *DAP* máxima que o entrevistado está disposto a pagar é maior ou igual ao valor que lhe foi apresentado. Se a resposta for 0, significa que a *DAP* máxima que o entrevistado está disposto a pagar é menor ao valor proposto.

O pressuposto subjacente ao modelo é que o indivíduo é perfeitamente capaz de avaliar seus níveis de utilidade no caso de pagar o valor proposto *versus* o nível de utilidade obtido se não pagar. Assim, à medida de variação do bem-estar do entrevistado vai depender do nível de utilidade de cada uma das opções que lhe forem apresentadas. Portanto, a maximização de sua utilidade é manifestada através de suas preferências e representada por sua função utilidade indireta do tipo:

$$U = v(j, y) \tag{3}$$

onde j é a variável binária sendo $j = 1$, quando se decide aceitar a *DAP* e $j = 0$ quando se escolhe não aceitar a *DAP*; y representa a renda individual. Como observação, o indivíduo econômico pode ser ou estar representando a família, como adotado neste trabalho.

Ao responder o questionário o entrevistado vai escolher uma resposta entre o nível de utilidade da resposta “sim” e o nível de utilidade da resposta “não”. Vai optar por aquela que lhe oferece maior utilidade. Então, escolher “sim” significa que:

$$v(1, y - DAP) \geq v(0, y) \quad (4)$$

A função resposta será dada pela diferença entre as funções utilidade indireta, da seguinte forma:

$$\Delta v = v(1, y - DAP) - v(0, y) \quad (5)$$

A partir daí, o problema passa a ser a estimação dos parâmetros e a estimativa da disposição a pagar.

No modelo de Hanemann (1984) foi inserido o termo aleatório diretamente na função utilidade. A hipótese de que os entrevistados conhecem sua função utilidade e que ela contém elementos não-observáveis pelo “econometrista”, a levam ser tratada como estocástica. Ou seja, na construção da estrutura estocástica, do modelo estatístico de escolha binária, a introdução dos termos aleatórios faz com que os níveis de utilidade U_0 e U_1 , também sejam variáveis aleatórias, então:

$$U_j = v(j, y, \mathbf{s}) + \varepsilon_j \quad (6)$$

sendo \mathbf{s} as características sócio-econômicas do entrevistado e ε_j o erro aleatório.

A função diferença de utilidades (5) passa a ser:

$$\Delta v = v(1, y - DAP, s) + \varepsilon_1 - v(0, y, s) + \varepsilon_0 \geq \varepsilon_0 - \varepsilon_1 \quad (7)$$

Logo: $\Delta v \geq \varepsilon_0 - \varepsilon_1$

Como a resposta “sim/não” é uma variável aleatória, a estrutura é estocástica, a probabilidade de uma resposta positiva será dada por:

$$prob\{sim\} = F(\Delta v) \quad (8)$$

Sendo F a função de probabilidade acumulada de $\varepsilon_0 - \varepsilon_1$, e:

$$prob\{sim\} = prob\{v(1, y - dap, s) + \varepsilon_1 \geq v(0, y, s) + \varepsilon_0\} \quad (9)$$

$$prob\{sim\} = 1 - prob\{n\tilde{a}o\} \quad (10)$$

Segundo Belluzzo Jr (1999), se optar pela distribuição normal terá um modelo *probit*, enquanto se optar pela distribuição logística o modelo será *logit*, com:

$$prob\{sim\} = F(\Delta v) = \left(1 + e^{-\Delta v}\right)^{-1} \quad (11)$$

A escolha da distribuição logística (logit)²³ é apenas por facilidade computacional, já que ela difere pouco da distribuição normal, basicamente nas caudas da distribuição e valores extremos são incorporados de maneira mais adequada.

A função logística é definida como:

$$G_i = \frac{e^{x_i\beta}}{1 + e^{x_i\beta}} \quad (12)$$

Com $0 < G < 1$ e x_i : vetor de características do indivíduo i da amostra; β : vetor de parâmetros a ajustar. No caso deste projeto, omitindo-se o subscrito i para cada x (variáveis):

β_0 : constante do modelo

β_1 : parâmetro do preço proposto ao entrevistado ($p = x_1$)

β_2 : sexo, 1: feminino; 0: masculino (x_2)

β_3 : idade, em anos (x_3)

β_4 : nível de escolaridade, 1 a 8 (x_4)

β_5 : nível de renda, 1 a 6 (x_5)

β_6 : origem da renda, 1: agricultura; 2: indústria; 3: serviços; 4: aposentadoria (x_6).

Pretende-se estimar a probabilidade de o indivíduo i dispor-se a pagar o valor p_i , que pode ser definida como $prob\{sim\}_i = G_i$ ou $prob\{sim\}_i = 1 - G_i$, que resultam em idênticos valores absolutos dos parâmetros estimados. Neste caso, adotou-se a segunda formulação:

²³ Segundo Hanemann (1984), após o trabalho de Bishop e Heberlein várias pesquisas com valoração contingente foram analisadas através das técnicas de *logit* ou similar. A introdução de variáveis discretas, sim/não (1,0), possibilitou análises através de *probit* e *logit*. Antes disso, as respostas eram dadas através de variáveis contínuas e, para as análises, utilizavam modelos de regressão.

$$prob\{sim\}_i = \frac{1}{1+e^{x_i\beta}} \quad (13)$$

Assim, espera-se $\beta_1 > 0$, isto é, $prob\{sim\}$ diminui à medida que aumenta o valor proposto (caso se adote a formulação $prob\{sim\} = G$, espera-se $\beta_1 < 0$). Essas definições são muito importantes para não se fazer confusão no momento de se tirarem conclusões com base nos resultados obtidos.

Obtidas as regressões, o cálculo da $prob\{sim\}$ para cada indivíduo será:

$$prob\{sim|w_i\}_i = \frac{1}{1+e^{\beta^* + \beta_1 p_i}} \quad (14)$$

onde w_i é o vetor de características do indivíduo i (sexo, idade, ...) e β^* é uma constante, composta pela constante do modelo (β_0) mais um componente que pode ser calculado pelas médias das variáveis da população ou da amostra, quando não se dispõe daquelas. Portanto:

$$\beta^* = \beta_0 + \beta_2 \bar{x}_2 + \beta_3 \bar{x}_3 + \dots + \beta_6 \bar{x}_6 \quad (15)$$

As formulações apresentadas em (12) ou (13) podem ser estimadas por diversos pacotes estatísticos usados em computador, devendo-se apenas tomar cuidado com a formulação da variável dependente ($y = 1$ ou $y = 0$) e com os sinais das estimativas dos parâmetros. Usa-se a chamada razão de probabilidades. Por exemplo, no caso da formulação dada em (13):

$$\frac{\text{prob}\{\text{sim}\}}{\text{prob}\{\text{n\~{a}o}\}} = \frac{\text{prob}\{\text{sim}\}}{1 - \text{prob}\{\text{sim}\}} = \frac{1}{\frac{1 + e^{\mathbf{x}\boldsymbol{\beta}}}{e^{\mathbf{x}\boldsymbol{\beta}}}} = e^{-\mathbf{x}\boldsymbol{\beta}} \quad (16)$$

Fazendo-se a transformação por logaritmos:

$$\ln(e^{-\mathbf{x}\boldsymbol{\beta}}) = -\mathbf{x}\boldsymbol{\beta} = -(\beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_6 x_6), \quad (17)$$

que pode ser estimada por mínimos quadrados ordinários.

Porém, no caso específico do logito com limite duplo, não é possível chegar-se à forma polinomial, recomendando-se que a estimativa dos parâmetros faça-se pela maximização da verossimilhança (L):

$$L = \prod_{i=1}^n (1 - G_i^a)^{y_i^{ss}} (G_i^a - G_i^0)^{y_i^{sn}} (G_i^0 - G_i^b)^{y_i^{ns}} (G_i^b)^{y_i^{nn}} \quad (18)$$

onde n : número de observações e, para cada indivíduo i , tem-se G : funções logísticas cujos sobrescritos indicam 0: valor inicial proposto; a : valor mais alto correspondente (pré-estabelecido); b : valor mais baixo correspondente; $y^{ss} = 1$ se a resposta foi “sim-sim” e $y^{ss} = 0$ em caso contrário; $y^{sn} = 1$ se a resposta foi “sim-não”, $y^{sn} = 0$ caso contrário, e assim por diante.

Aplicando-se logaritmos a (18) e lembrando a condição de primeira ordem para maximização, faz-se:

$$\frac{\partial \ln(L)}{\partial \boldsymbol{\beta}} = \mathbf{0}, \quad (19)$$

onde é possível encontrar $\hat{\boldsymbol{\beta}}$ por métodos não-lineares, como o de Newton-Raphson. A seguir (tabelas .10 e 5.11) estão registrados os resultados obtidos com o ajuste estatístico de (13).

5.4 Estimativas da DAP e análise dos resultados²⁴

O cenário proposto para aplicação dos questionários na bacia Mogi-Pardo objetivou mostrar os impactos das atividades agrícolas sobre as matas ciliares. A devastação dessas áreas, consideradas de preservação permanente, tem conseqüências sobre a qualidade da água. Dessa forma, para avaliar a DAP por água limpa junto à população da bacia foi proposto um projeto de recuperação de matas ciliares que pudesse contribuir para a melhoria da qualidade da água dessa região.

Nesse cenário propôs-se a recuperação das matas ciliares através do reflorestamento das áreas onde ocorreram desmatamentos. O projeto teria duração de dez anos e o veículo de pagamento utilizado seria a conta de água. Ou seja, estando a pessoa disposta a pagar pelo projeto, a cobrança seria através da conta de água. Portanto, o cenário serve como uma forma de esclarecer sobre o impacto ambiental que se está valorando e qual a melhoria proposta para o bem em questão. A partir daí aplica-se o questionário para saber qual a disposição a pagar pela recuperação do bem ou pelo serviço ambiental que aquele ecossistema pode fornecer.

Com os dados obtidos da amostra utilizada, pode-se, seguindo a abordagem de Hanemann (1984) estimar a DAP média por domicílio, que significa uma proxy dos benefícios mensais atribuídos pelas matas ciliares e percebida pela população. Essa medida representa o maior valor mensal que as famílias estariam dispostas a pagar pela manutenção ou melhoria da qualidade ambiental. Para se determinar o valor econômico total, ou seja, os benefícios mensais fornecidos pelas matas ciliares, multiplicam-se o valor estimado para a DAP pelo total de domicílios da bacia.

²⁴ Para maiores detalhes sobre o modelo proposto ver Brugnaro (2000)

Através da análise dos dados da amostra destacam-se: a renda familiar que se mostrou bastante elevada, indicando o dinamismo da região como um dos maiores centros de desenvolvimento do agronegócio do país; aliado a isso o alto grau de escolaridade justifica a grande aceitação do projeto, 63,24% dos estão dispostos a pagar algum valor, pela recuperação do ecossistema. Para aqueles que não aceitaram pagar nenhum valor, os principais motivos que motivaram a negação foram relativos ao excesso de impostos que atualmente recai sobre a população e os protestos foram relativos ao descontentamento com alguma classe, como a classe política e de agricultores.

A fim de estimar a DAP média adotou-se primeiro, no modelo de logit simples, onde se considera apenas a primeira resposta do entrevistado. Segundo esse modelo, descrito na tabela 5.10, as estimativas mostram que a constante, o valor inicial e a idade são variáveis estatisticamente significativas representadas por 1% de significância.

A base de dados da amostra analisada na tabela 5.10, com os descartes do modelo, foi de 573 questionários. O valor inicial cujo coeficiente tem sinal positivo, como era esperado, significa que à medida que se aumenta o valor proposto, diminui a probabilidade de resposta afirmativa. O coeficiente idade, com sinal positivo indica que quanto maior a idade menor a probabilidade de resposta positiva. As variáveis, sexo, escolaridade e origem da renda, mostram que não são significativas a 10%.

O coeficiente sexo, não significativo, com sinal negativo, significa que as mulheres têm maior tendência de aceitar o pagamento. No entanto, o coeficiente de escolaridade negativo, não significativo, indica uma tendência de que com maior grau de instrução aumenta a probabilidade de resposta positiva ao pagamento. O nível de renda, não significativo, apresenta coeficiente positivo indicando

tendência de que maiores rendas têm menor probabilidade de pagar a contribuição.

Comparando-se as estimativas do modelo para a probabilidade de resposta de cada elemento da amostra (observações efetivas), encontrou-se um nível de concordância de 71,9%, isto é, de previsões corretas. Assim, quanto ao poder de previsão, mostra o modelo um resultado satisfatório. Isso significa que dada às características de uma pessoa da amostra em 71,90% dos casos podemos prever se ela aceitaria pagar, ou não, certo valor estipulado.

A probabilidade de aceitar um valor não negativo está em torno de 75,0%. A estimativa da DAP média foi de R\$ 12,13/mês, isto é, com probabilidade de 50% de aceitação do valor proposto. Dessa forma, para a bacia Mogi-Pardo (1.033.369 domicílios), o valor mensal a ser arrecadado é bastante alto acima de R\$ 12,5 milhões.

Tabela 5.10. Estimativas do modelo logit simples

VARIÁVEL	COEF	DVPAD	QUI-QUAD	SIGNIF
Constante	-2.8627	0.6288	20.7242	**
Valor inicial	0.0923	0.0105	77.3152	**
Sexo	-0.1244	0.1944	0.4098	ns
Idade	0.0379	0.0073	27.0354	**
Escolaridade	-0.0457	0.0696	0.4315	ns
Renda	0.0358	0.1120	0.1021	ns
Origem	0.1392	0.1453	0.9174	ns

Obs.: (**) 1%; (*) 5%; (ns) não significativa a 10 %

Razão de verossimilhança:	805.82 (**)
Pseudo R2:	55.38
Concordância:	71.90
Valor (média esperada):	12.13
Prob_sim{p=0}:	0.75
Número de iterações:	5
Precisão (casas decimais):	5
Tamanho da amostra:	573

Fonte: dados da pesquisa.

A base de dados do modelo logit duplo, mostrados na tabela 5.11, indica que 573 questionários foram aproveitados. Neste caso também são considerados a segunda resposta que o entrevistado fornece. Assim como tabela 5.10 a qualidade do ajuste (razão de verossimilhança) foi altamente significativa. São significativos a 1% a constante, o valor inicial e a idade. O valor inicial positivo, como esperado, indica que um aumento no valor proposto, diminui a probabilidade de resposta positiva. O coeficiente de idade continua a mostrar sinal positivo indicando que quanto maior a idade, menor a probabilidade de resposta positiva, da mesma forma, como nas estimativas com limite simples, as variáveis sexo, escolaridade, renda e origem da renda não são significativas a 10%.

O coeficiente sexo, não significativo, com sinal negativo, mostra uma leve tendência para maior contribuição das mulheres. Escolaridade, não significativo, com sinal positivo, indica tendência de que maior grau de instrução diminui a probabilidade de resposta positiva. A variável renda, não significativa, com sinal negativo, indica uma tendência de que maior nível de renda aumenta a probabilidade de resposta positiva.

Neste caso, o nível de concordância foi de 51,13%, tendo-se adotado o critério de só se admitir como correta a previsão do modelo que coincidiu exatamente com a resposta de cada elemento da amostra, não tendo havido preocupação em se detectar a tendência das respostas, o que exigiria tratamento estatístico mais sofisticado do que o utilizado neste trabalho.

A probabilidade de aceitar um valor não negativo está em torno de 73,00 %. A estimativa da *DAP* média foi de R\$ 6,16/mês. No modelo logit duplo o valor mensal estimado para a bacia está em torno de R\$ 6.4 milhões. Aceitando a sugestão do relatório NOAA, onde se deve optar por um valor mais conservador, os resultados da tabela 5.10 são mais comportados e, portanto, mais próximos da realizada do entrevistado.

Tabela 5.11. Estimativas do modelo logit duplo

VARIÁVEL	COEF	DVPAD	QUI-QUAD	SIGNIF
Constante	-2.6904	0.5390	24.9117	**
Valor inicial	0.1642	0.0100	270.5592	**
Sexo	-0.0502	0.1679	0.0892	ns
Idade	0.0398	0.0064	39.1441	**
Escolaridade	0.0384	0.0620	0.3845	ns
Renda	-0.1184	0.1035	1.3077	ns
Origem	0.1002	0.1255	0.6377	ns

Obs.: (**) 1 p.c. (*) 5 p.c. (+) 10 p.c. (ns) não signif. a 10 p.c.

Razão de verossimilhança:	461.97 (**)
Pseudo R2:	22.17
Concordância:	51.13
Valor (média esperada):	6.16
Prob_sim{p=0}:	0.73
Número de iterações:	6
Precisão (casas decimais):	5
Tamanho da amostra:	573

Fonte: dados da pesquisa.

Analisando as estimativas de limite simples e limite duplo é possível verificar, conforme a constatação de Brugnaró (2000), que: o modelo de limite duplo tem como resultado um valor menor para a *DAP* média; a constatação de Hanemann et al. (1991) de que as estimativas obtidas no modelo de limite duplo são mais eficientes, isto é, têm variâncias menores que as obtidas por limite simples. No entanto, comparando as proporções de acerto dos dois modelos, nota-se que o modelo com limite simples (71,90%) tem um melhor poder de previsão do que o modelo com limite duplo (51,13%).

6 CONCLUSÕES

Este trabalho teve como objetivo o estudo da valoração de serviços ecossistêmicos através da aplicação do método de valoração contingente. O MVC foi escolhido por ser um dos métodos mais utilizados e mais controversos na valoração de bens e serviços ambientais. A partir das recomendações do *NOAA panel*, foram discutidos o seu conceito, operacionalização e críticas. Além disso, foi realizada uma pesquisa, através da aplicação de questionários, na bacia do Mogi-Pardo, com o objetivo de estimar a DAP por água limpa.

Apesar das limitações do método foi possível estimar uma medida de valor, que deve ser vista com cautela dado as restrições em avaliações dessa natureza. Assim, deve-se ter cuidado na interpretação de resultados obtidos a partir de exercícios de valoração. Uma coisa é certa, nenhuma aplicação prática das técnicas de valoração ambiental será capaz de encontrar um único número que represente o valor de um ecossistema como um todo. Os estudos empíricos de valoração são válidos, mas devem ser interpretados como esforços na estimativa de um valor monetário a um determinado conjunto de serviços ecossistêmicos.

Assim como a economia ambiental, a economia ecológica considera muito importante a valoração econômica dos bens e serviços gerados pelo ecossistema. Dessa forma, a análise foi feita a partir dos pressupostos da economia ecológica. Por ser uma abordagem que questiona a utilização de metodologias fundamentadas no instrumental neoclássico, entende que uma medida de valor não seja capaz de representar as complexas interações existentes nos ecossistemas. Ou seja, haveria certo reducionismo nos valores encontrados.

Mesmo assim não se pode afirmar que os serviços ecossistêmicos avaliados sejam desprezíveis, pelo simples fato de que existem outros que não foram considerados, ou que não se tenha conhecimento de sua existência. A necessidade de compreender as interações dos ecossistemas em sua totalidade dificulta avaliações econômico-ecológicas integradas. Ou seja, o desafio para a economia ecológica é integrar os valores obtidos, através das técnicas de mensuração tradicionais, com avaliações integradas, mais amplas, que envolvam avaliações ecológicas de riscos de perdas irreversíveis.

Pode-se perceber neste estudo que a valoração de serviços ecossistêmicos é uma disciplina em desenvolvimento. Existem poucos dados e as técnicas existentes são limitadas. No entanto, a avaliação dos serviços do ecossistema pode ser um importante instrumento de política e gestão dos ecossistemas, embora a avaliação torna-se mais difícil e incerta, quanto mais complexas forem as informações necessárias sobre os ecossistemas. A melhoria dessas informações pode, inclusive contribuir para o processo de tomada de decisões.

Assim, a valoração dos serviços ecossistêmicos é importante e precisa ser melhorada através de abordagens interdisciplinares que podem contornar algumas limitações dos modelos econômicos existentes. Dessa forma, a economia ecológica, através da modelagem econômico-ecológica, pode contribuir no desenvolvimento de modelos dinâmicos para simulação das interações entre a economia e a ecologia e, assim, determinar as ligações e os valores dos serviços ecossistêmicos.

Novas pesquisas poderão contribuir para uma melhor avaliação ecossistêmica. Para isso deve-se buscar o desenvolvimento de técnicas que possibilitem a elaboração de cenários mais realísticos onde seja possível integrar variáveis econômicas e ecológicas de forma que a valoração possa ser utilizada para obter valores mais próximos da realidade.

Buscou-se, neste trabalho, demonstrar como a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos é importante como fator de conscientização ecológica e pode contribuir para um melhor entendimento da necessidade da gestão sustentável do meio ambiente. No entanto, deve haver envolvimento da sociedade nas tomadas de decisões e entender que os bens e serviços ecossistêmicos são essenciais à manutenção da vida no planeta. Somente dessa forma, cada um saberá exatamente quanto vale o meio ambiente e as funções ambientais que ele oferece.

Assim, foi possível identificar que:

- A valoração de serviços ecossistêmicos pode contribuir como ação pedagógica da importância da gestão ambiental e para o processo de tomada de decisão;
- Não existe um método completo, que avalie os serviços ecossistêmicos em sua totalidade;
- A valoração contingente apesar de suas limitações, pode contribuir com uma medida de valor ao se seguir um rigoroso planejamento e aplicação das técnicas para coleta e análise de dados;
- O desafio da economia ecológica é o de integrar as medidas estimadas em um sistema de avaliação que engloba a avaliação de riscos de perdas ecossistêmicas irreversíveis.

BIBLIOGRAFIA

AGENDA 21 BRASILEIRA. Agricultura Sustentável – Resumo do Documento Final. Ministério do Meio Ambiente. Programa das nações Unidas para o Desenvolvimento, PNUD – PROJETO BRASIL/94/016. São Paulo jun 1999.

AMBRÓSIO, L. A. Distribuição Locacional Agropecuária e Concentração Fundiária na Bacia Hidrográfica dos Rios Mogi Guaçu e Pardo. / Luís Alberto Ambrósio; Maria do Carmo Ramos Fasiaben; Ademar Ribeiro Romeiro. SOBER – XLVI Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural. Rio Branco AC, 20 a 23 de julho de 2008.

_____. Dinâmica dos usos e coberturas da terra em área de preservação permanente na bacia hidrográfica dos rios Mogi Guaçu e Pardo, no período entre 1988 E 2002./ Luís Alberto Ambrósio; Maria Do Carmo Ramos Fasiaben; Jener Fernando Leite De Moraes; Centro De Solos E Recursos Ambientais - Instituto Agrônômico De Campinas, Campinas - SP. XLVI SOBER. Rio Branco AC, 20 A 23 de Julho de 2008.

ANGELINI, R. Ecossistemas e modelagem Ecológica. NUPELIA-UEM, Maringá, PR, 1999.

ARAÚJO, S.C.S. Modelos de Simulação baseados em Raciocínio Qualitativo para Avaliação da Qualidade da água em Bacias Hidrográficas. 2005. 218 f. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília. Instituto de Biologia. Departamento de Ecologia, Brasília 2005.

ARROW, K., SOLOW, R., PORTNEY, P. R., LEAMER, E. E., RADNER, R., SHUMAN, E. H. Report of the NOAA panel on contingent valuation. *Federal Register*, v. 58, n. 10, p. 4.602-4.614, 1993.

AZQUETA, D. La problemática de la gestiona optima de los recursos naturales. In: AZQUETA, D. y FERREIRO, A.. Análisis económico y gestión de recursos naturales. Madrid: Alianza Editorial S. A. 1994.

BARBIERI, José Carlos. “Desenvolvimento e Meio Ambiente: as estratégias de mudança da agenda 21”. Petrópolis, RJ. Vozes 1997.

_____. Desenvolvimento Sustentável Regional e Municipal: Conceitos, Problemas e Pontos de Partidas. FECAP. Revista Administração On Line. V. 1- No 4. out/nov/dez/ 2000.

BASSANEZI, R. C. Ensino Aprendizagem com Modelagem Matemática. Editora Contexto. 2002.

BARBETTA, P. A. Estatística Aplicada às Ciências Sociais. Florianópolis: Editora da UFSC, 2002.

BATEMAN, I.; TURNER, K. Valuation of environment, methods and techniques: the contingent valuation method. In: TURNER, R. K., (ed.). Sustainable environmental economics and management. principles and practice. London and New York: Belhaven, Press, 1992.

BELLUZZO JR., W. Valoração de bens públicos: o método de valoração contingente. 151 f. Dissertação (Mestrado em Economia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 1995.

_____. Avaliação Contingente para a Valoração de Projetos de Conservação e Melhoria dos Recursos Hídricos. Pesquisa e Planejamento Econômico, Rio de Janeiro v. 29 n.1, abr. 1999.

BERTALANFFY, L. V. Teoria geral dos Sistemas. Ed. Vozes, 1975.

BERTONI, J. e LOMBARDI NETO, F. Conservação do Solo. São Paulo: Ícone, 1999 – 4º edição.

BISHOP, R.C., and HEBERLEIN, T.A. Measuring values of extra market goods: are indirect measures biased? American Journal of Agricultural Economics, n. 61, p. 926-930, 1979.

BOHM, P. Estimating demand for public goods: an experiment. European Economic Review, v. 3, p. 111-30, 1972.

BOUMANS, R., COSTANZA, R., FARLEY, J., WILSON, M. A., PORTELA, R., ROTMANS, J., VILLA, F., GRASSO, M. Modelling the dynamics of integrated earth system and the value of global ecosystem services using the GUMBO model. Ecological Economics 41 2002.

BOUMANS, R., COSTANZA, R. The Multiscale integrated Earth System model (MIMES): the dynamics, modeling valuation of ecosystem services. GWSP Issues in Global Water System Research, nº 2, Bonn. 2007.

BRASIL. Presidência da República Casa Civil Subchefia para Assuntos Jurídicos. Código Florestal. Lei 4.771 de 15 de setembro de 1965.

BROMLEY, D.W. & A. VATN. 1995. Choices without prices without apologies. In: D.W. Bromley (ed.). The Handbook of Environmental Economics. Blackwell, Oxford, UK and Cambridge, EUA.

BRUGNARO, Caetano. Valor atribuído pela população às matas ciliares da Bacia do Rio Corumbataí, SP. Tese de Doutorado ESALQ, 2000.

CAMPANHOLA, Clayton et al. O Problema Ambiental no Brasil: agricultura. Em ROMEIRO, A. R., B. P. REYDON e M. L. LEONARDI. Economia do Meio Ambiente. Teoria, Políticas e Gestão de Espaços Regionais. (Campinas, SP: UNICAMP, 1999).

CAMERON, T.A.; and GUIGGIN, J. Estimation using contingent valuation data from a “dichotomous choice with follow-up” questionnaire. Journal of Environmental Economics and Management. N.27, p.218-234, 1994.

CAMERON, T.A. A new paradigm for valuing non-market goods using referendum data: maximum likelihood estimation by censored logistic regression. Journal of Environmental Economics and Management, n. 15, p. 355-379, 1988.

COOPER, J.C, HANEMMANN, W.M, SIGNORELLO, G. One-and-one-half bound dichotomous choice contingent valuation. The Reviews of Economics and Statistics, v. 84, n. 4, p. 742-750, Nov. 2002.

CARPI Jr, S. Processos Erosivos, Recursos Hídricos e Riscos Ambientais na Bacia do Rio Mogi Guaçu. (Tese de Doutorado em Geociências). 2001. UNESP, Rio Claro, 2001.

CAVALCANTI, Clóvis. Condicionantes biofísicos da economia e suas implicações quanto à noção de desenvolvimento sustentável. Em ROMEIRO, A. R., B. P. REYDON e M. L. LEONARDI. Economia do Meio Ambiente. Teoria, Políticas e Gestão de Espaços Regionais. (Campinas, SP: UNICAMP, 1999).

_____. A Questão Econômica da Questão Ambiental. Em, SHIKI, Shigeo, GRAZIANO DA SILVA, José, ORTEGA, Antonio César (org.). Agricultura, Meio Ambiente e Sustentabilidade do Cerrado Brasileiro Uberlândia: CNPq/FAPEMIG, Gráfica da UFU, 1997.

CARSON, R., Nicholas E. FLORES and Norman F. MEADE; “Contingent Valuation: Controversies and Evidence”, Journal Environmental and Resource Economics, Issue Volume 19, Number 2 / June, 2001.

CAVALCANTI, C. Uma Tentativa de Caracterização da Economia Ecológica. Ambiente&Sociedade – Vol. VII nº.1jan./jun.2004.

COMITE DE BACIA – MOGI GUAÇU. Diagnóstico da Bacia Hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu. CBH Mogi, CREUPI, 1999. (Relatório Zero)

COMITE DE BACIA – PARDO. RELATORIO FINAL 2003

COSTANZA, R. Economia Ecológica: uma agenda de pesquisa. Em: MAY, P.H.e R.S. da Motta (organizadores), Valorando a Natureza: Análise Econômica para o Desenvolvimento Sustentável. Editora Campus, 1994.

COSTANZA, R. Forum: Economic growth, carrying capacity, and the environment. Ecological Economics 15:89-90. 1995

COSTANZA, R. 'Economia Ecológica: uma agenda de pesquisa'. In: MAY, Peter Herman, SEROA DA MOTTA, Ronaldo (orgs.). Valorando a Natureza: análise econômica para o desenvolvimento sustentável, cap. 7. Rio de Janeiro: Campus. 1994.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387, 253–260. 1997.

CRISCUOLO et al. Dinâmica de uso e cobertura das terras na Região Nordeste do Estado de São Paulo. / Cristina Criscuolo, Carlos Fernando Quartaroli, Evaristo Eduardo de Miranda, Marcelo Guimarães, Marcos Cicarini Hott – Campinas, SP: Embrapa Monitoramento por satélite, 2002.

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

DAILY, G. and MATSON, P. A. Ecosystem services: from theory to implementation. PAS, vol 105, n. 28. 15-07-2008. Disponível em <www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0804960105> acessado em outubro de 2008.

DALY, H. E. and FARLEY, J. Ecological Economics: principles and applications. Island Press: Washington, 2003.

De GROOT, R.S., WILSON, M., A. and BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics 41, 393-408. , 2002

DEFRA - Department for Environment, Food and Rural Affairs. An introductory guide to valuing ecosystem services. Defra Publications. 2007. Disponível em <www.defra.gov.uk> acessado em out/2008.

EKINS, Paul. Economic Growth and Environmental Sustainability. (London and New York: Routledge, 2000).

EHLERS, Eduardo, M. Agricultura Sustentável: origens e perspectivas de um novo paradigma. 2ª edição – Guaíba: Agropecuária, 1999.

_____. (O que se entende por Agricultura Sustentável? Em Ciencia Ambiental: primeiros mestrados. José Eli da Veiga (org.) – São Paulo: Annablume: Fapesp, 1998.

FARIA, R. C. & NOGUEIRA J. M. Método de Valoração Contingente; Aspectos Teóricos e Testes Empíricos. Cadernos de Pesquisa em Desenvolvimento Agrícola e Economia do Meio Ambiente. n004 Departamento de Economia, UNB, NEPAMA, agosto de 1998.

FOLADORI, Guillermo. *Sustentabilidad Ambiental y Contradicciones sociales*. Ambiente e Sociedade. Ano II. Nº 5. Nepam. Unicamp. 1999.a.

_____. *El Desarrollo Sustentable: Teoría, Método y Dificultades Intrínsecas*. RAEGA. O Espaço Geográfico em Análise. No. 3. Ano III. Departamento de Geografia. Editora UFPR, 1999.b.

FOLADORI, Guillermo e TOMMASINO, Humberto. *El enfoque Técnico y el Enfoque Social de la Sustentabilidad*. Revista Paranaense de Desenvolvimento. IPARDES. Curitiba. 2001.

GARROD, G. & WILLIS, K. G. "Economics Valuation of the Environment". UK and EUA: Edward Elgar, 1999.

GRASSO, M.; TOGNELLA, M.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; COMUNE, A. E. Aplicação de Técnicas de Avaliação Econômica ao Ecossistema Manguezal. Em: Economia Ecológica: aplicações no Brasil (organizador Peter H.May). Editora Campus, 1995.

HANEMANN, W.M. Willingness to pay and willingness to accept: how much can they differ? American Economic Review, v.81, n.3, p.635-647, June 1991.

HANEMANN, M.; LOOMIS, J.; KANNINEN, B. Statistical efficiency of double-bounded dichotomous choice contingent valuation. American Journal of Agricultural Economics. n. 73, v. 4, p. 1255-1263, 1991.

HANEMANN, M.W. Welfare evaluation in contingent valuation experiments with discrete responses. *American Journal of Agricultural Economics*, n. 66, p. 332-341, 1984.

HANLEY, N, and SPASH, C, L, "Cost-Benefit Analysis and the Environment". Hampshire, England: E. Elgar Publishing Limited, 1993.

HUFSCHMIDT, M. M., et al. An environment, natural systems, and development: an economic valuation guide. USA: The Johns Hopkins University Press. 1983.

KEMKES, R. POLLOCK, N. FARLEY, J. The role of the public and private sectors. Working draft. Prepared for Payments for Ecosystem Services: From local to Global an Atelier to be held in Costa Rica, March 2007.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 2007.

JOHANSSON, P.-O.; KRISTRÖM, B.; MÄLER, K.G. Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discrete response data: comment. *American Journal of Agricultural Economics*, v.71, n.4, p.1054-1056, Nov. 1989.

LÓIS, Érika. Variáveis relacionadas ao conforto térmico em áreas de vegetação ciliar. Dissertação de Mestrado. 2001. Unicamp. 2001.

LEFF, Enrique. Educação Ambiental e Desenvolvimento Sustentável. Em Verde Cotidiano: o meio ambiente em discussão. Marcos Reigota (org). Rio de Janeiro: DP&A, 1999.

_____. Ecologia, Capital e Cultura: racionalidade ambiental, democracia participativa e desenvolvimento sustentável/ Enrique Leff; tradução de Jorge Esteves da Silva. Blumenau: Editora da FURB, 2000.

LIMA, Gilberto, T. Naturalizando o Capital, Capitalizando a Natureza: o conceito de capital natural no desenvolvimento sustentável. Texto para Discussão. IE/UNICAMP, Campinas. N. 74, jun. 1999.

MAIA, G. A. ROMEIRO, A. R. REYDON, B. P. Valoração de Recursos Ambientais: Metodologia e Recomendações. Texto para Discussão, IE/UNICAMP. N. 116 MAR 2004.

MARQUES, J. F. e COMUNE, A. A teoria Neoclássica e a Valoração Ambiental em Economia do Meio Ambiente: teoria, política e gestão de espaços regionais. Ademar Romeiro; Bastian Reydon; Maria Lucia Azevedo Leonardi (org). Campinas, SP: UNICAMP. IE, 1999.

MARQUES, J. F. e PAZZIANOTTO, C. B. Custos Econômicos da Erosão do Solo: estimativas pelo método do custo de reposição de nutrientes. Simulação do Custo Econômico da Reposição do Solo. Comunicado técnico n. 23. Embrapa Jaguariúna, nov 2004.

MARQUES, J. F. e PEREIRA, L. C. Valoração econômica dos efeitos da erosão: estudo de caso em bacias hidrográficas / João Fernandes Marques, Lauro Charlet Pereira.-- Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. (documento 40).

MAY, P. Valoração Econômica e Cobrança dos Serviços Ambientais de Florestas: identificação, registro, compensação e monitoramento de benefícios sociais in Ademar Ribeiro. Avaliação e Contabilização de Impactos Ambientais. / Ademar Ribeiro Romeiro (org.) – Campinas, SP: Editora Unicamp, 2004.

MAY, P. & MOTTA, R. S. Valorando a Natureza. Análise Econômica para o Desenvolvimento Sustentável. São Paulo: Campos, 1994.

MAY, P. H. Economia Ecológica: aplicações no Brasil. São Paulo, 1995.

_____. Avaliação Integrada da Economia do Meio Ambiente: propostas conceituais e metodológicas em Economia do Meio Ambiente: teoria, política e gestão de espaços regionais. Ademar Romeiro; Bastian Reydon; Maria Lucia Azevedo Leonardi (org). Campinas, SP: UNICAMP. IE, 1999.

MERICO, L. F. K. Introdução à Economia Ecológica. Coleção sociedade e ambiente n. 1. Blumenau: Editora da FURB, 1996.

MEADOWS, Donella et al. The limits to Growth. Nova York: Universe Books. 1972.

MADDALA, G.S. Limited-dependent and qualitative variables in econometrics. Cambridge: Cambridge University Press, 1983. 401p.

MARTINE, George (org). População Meio Ambiente e Desenvolvimento. Verdades e Contradições. São Paulo: Editora da Unicamp, 1993.

MARTINEZ-ALIER, Joan. Da Economia Ecológica ao Ecologismo Popular/ Joan Matinez-Alier; tradução de Armando de Melo Lisboa. Blumenau: Editora da FURB, 1998.

MERICO, Luiz Fernando Krieger. "Introdução à Economia Ecológica". Blumenau: Editora da FURB, 1996.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. "Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis" Washington, D.C.: World Resources Institute Disponível em <http://www.maweb.org/documents/document.356.aspx.pdf>> acessado em out/2008

MILONE, Paulo C. Crescimento e Desenvolvimento Econômico. Em: Manual de Economia André Franco Montoro Filho.[et all]; Coordenadores Diva Benevides Pinho, Marco Antonio Sandoval de Vasconcellos. 2ª edição. São Paulo: Saraiva, 1992.

MIRANDA, E. E. Uso e Cobertura das Terras na Região dos Rios Pardo e Mogi Guaçu no Estado de São Paulo. / Evaristo Eduardo de Miranda, Cristina Criscuolo, Marcelo Guimarães, Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2004.

MITCHELL, R. and CARSON, R. "Using surveys to value public goods: the contingent valuation method". Resources for the Future, Washington D.C., 1989.

MORAES, J. F. L. Indicadores do Meio Físico. Modulo I. Projeto EcoAgri. Embrapa Monitoramento por Satélite. 2002.

MOTTA, R. S. Manual para Valoração Econômica de Recursos Ambientais. Brasília: Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1998.

_____, Estimativa do Custo Econômico do Desmatamento na Amazônia. Rio de Janeiro, IPEA, jun 2002 (Texto para Discussão, 88).

_____. Indicadores ambientais no Brasil: aspectos ecológicos, de eficiência e distributivos. Texto para discussão nº 403. IPEA. Fevereiro de 1996.

MUELLER, Charles C. Situação Atual da Produção de Informações Sistemáticas Sobre o Meio Ambiente. Ci. Inf. Brasília, 21 (1): 14-22, jan./abr. 1992.

_____. Elementos na Construção de um Sistema de Indicadores Ambientais. NEPAMA, Departamento de Economia – UNB. Julho de 1997.

_____. Manual de Economia do Meio Ambiente. (Nepama, UNB, Versão Preliminar, abril 2000).

MUELLER, Charles, C., e TORRES, Marcelo. Elementos para um Sistema de Indicadores Urbanos. Versão Preliminar – Novembro de 1997

NOBRE, M.; AMAZONAS, M. C. Desenvolvimento Sustentável: a institucionalização de um conceito. Brasília: Ed IBAMA, 2002.

NOGUEIRA, J. M.; MEDEIROS, M. A. A. Quanto vale aquilo que não tem valor? Valor de existência, economia e meio ambiente. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE ECONOMIA, 25. 1997, Recife. Anais. Recife: ANPEC, 1997. p.861-879.

NOGUEIRA, J. M. e MEDEIROS M.A. A. Valoração Econômica do Meio Ambiente: Aspectos teóricos e Operacionais. 50^a. SBPC. 1998.

NOGUEIRA, J. M., MEDEIROS, M. A. A. E ARRUDA, F. Valoração econômica do meio ambiente: ciência ou empiricismo? Caderno de Ciência & Tecnologia. Brasília, v. 17, n. 2, p.81-115, 2000.

OMETTO, A. R. Perfil Tecnológico e Sócioeconômico das Principais Atividades Agrossilvipastoris do Nordeste Paulista. / Aldo Roberto Ormetto. Evaristo Eduardo de Miranda. João Alfredo de Carvalho Mangabeira – Campinas, São Paulo: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005.

ORTIZ, R.A. Valoração Econômica Ambiental in MAY, P. & LUSTOSA, M.C. & VINHA, V. Economia do Meio Ambiente. Rio de Janeiro: Campus, 2003.

PEARCE, D. "Economic values and the natural world". London: Earth scan Publications, 1993.

PEDROZO. Eugenio e SILVA, Tânia. O Desenvolvimento Sustentável, a Abordagem Sistêmica e as organizações. In: <<http://read.adm.ufrgs/read18/artigo/artigo3.htm> >

PEREIRA, L. C. LOMBARDI NETO, F. Avaliação da aptidão agrícola das terras: proposta metodológica / Lauro Charlet Pereira, Francisco Lombardi Neto .-- Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 36 p.-- (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 43).

PROJETO ECOAGRI. Diagnóstico Ambiental da Agricultura no Estado de São Paulo: bases para um desenvolvimento rural sustentável. Versão resumida, Campinas, maio 2002.

QUARTAROLI, C. F. Alterações no Uso e Cobertura das Terras no Nordeste do Estado de São Paulo no Período 1988 a 2003. / Carlos Fernando Quartaroli, Cristina Criscuolo, Marcos Cicarini Hott e Marcelo Guimarães. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2006.

_____. Avaliação da Adequação do Uso das Terras Agrícolas no Nordeste do Estado de São Paulo em 1988 e 2003. / Carlos Fernando Quartaroli, Evaristo Eduardo de Miranda, Gustavo Souza Valladares, Cristina Criscuolo, Marcos Cicarini Hott e Marcelo Guimarães. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2006.

RIERA, P. "Posibilidades y Limitaciones del Instrumental Utilizado en la Valoración de Externalidades". ICE. Berkeley, 1992.

REYDON, Bastiaan Philip. "Agricultura Sustentável: uma agenda para o desenvolvimento". Em ROMEIRO, A. R., B. P. REYDON e M. L. LEONARDI. Economia do Meio Ambiente. Teoria, Políticas e Gestão de Espaços Regionais. (Campinas, SP: UNICAMP, 1999).

ROMEIRO, Ademar. Em entrevista à Revista OPS. Agrobusiness e Políticas Agrícolas. Faculdade de Ciências Econômicas da UFBA. Nº 02. 1996.

_____. Meio Ambiente e Dinâmica de Inovações na Agricultura. São Paulo: Annablume: FAPESP, 1998.

_____. Desenvolvimento Sustentável e Mudança Institucional: notas preliminares. Texto para Discussão, IE/UNICAMP, Campinas, n. 68, abr. 1999.

_____(org.). Avaliação e contabilização de impactos ambientais. Editora da Unicamp, Campinas, São Paulo. 2004.

_____. Economia e Biodiversidade. Megadiversidade, Vol. 2, n. 1-2. Dezembro 2006.

SAMUELSON, P. A. "The pure theory of public expenditure". The Review of Economics and Statistics, v. 36 1954.

SILVEIRA, Mariana Pinheiro. Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios / Mariana Pinheiro Silveira. -- Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 68 (Documentos, 36).

STERNLOF, Kurt. Não Apenas um Slogam: sustentabilidade ambiental agora pode ser medida. Tradução de Maria do Carmo Zinato. <<http://www.ujgoias.com.br/relecta03/03027000063.htm>> acessado em 07/02/2002.

SUNKEL, Oswaldo. O Marco Histórico do Processo de Desenvolvimento Subdesenvolvimento. Tradução de Regina Maia. 5ª edição. UNILIVROS. Rio de Janeiro, RJ. 1980.

TOLMASQUIM, M. T. SERÔA DA MOTTA, R. e GUIMARAES, A M. Métodos de valoração de danos ambientais causados pelo setor elétrico. Rio de Janeiro, Brasil, UFRJ; COPPE, Programa de Planejamento Energético, 2000.

VATN, A. BROMLEY, D. W. 'Choices without Prices without Apologies' In: BROMLEY, David W. (ed.). The Handbook of Environmental Economics, cap. 1. Oxford (Reino Unido): Blackwell. 1995.

VEIGA, José Eli. Perspectivas Nacionais do Desenvolvimento Rural. Em, SHIKI, Shigeo, GRAZIANO DA SILVA, José, ORTEGA, Antonio César (org.). "Agricultura, Meio Ambiente e Sustentabilidade do Cerrado Brasileiro". Uberlândia: CNPq/FAPEMIG, Gráfica da UFU, 1997.

VILLA F, WILSON M. A, DEGROOT R., FARBER S, COSTANZA R., BOUMANS R. M. J. Designing an integrated knowledge base to support ecosystem services valuation. *Ecological Economics* 41 (2002) 445–456

YOUNG, C. E. F., & FAUSTO, J.R.B. Valoração dos Recursos Naturais como Instrumento de Análise da Expansão da Fronteira Agrícola na Amazônia. Texto para discussão n° 490. IPEA, Rio de Janeiro, 1997.

ANEXOS 01



Rio Mogi-Guaçu



ROTEIRO DE ENTREVISTA

1. SORTEAR UM NÚMERO (1 A 5) E CHECAR OS VALORES DA TABELA

SORTEAR ↓	VALOR INICIAL ↓	VALOR MAIOR ↓	VALOR MENOR ↓
1	0,50	1,00	0,10
2	2,00	3,00	1,00
3	5,00	7,00	3,00
4	10,00	15,00	7,00
5	30,00	50,00	15,00

2. PREENCHER OS CAMPOS DE UM FORMULÁRIO COM:

Valor inicial – Valor maior – Valor menor (item 2 do questionário)

3. ABORDAR A PESSOA A SER ENTREVISTADA CONFORME COMBINADO

Nós estamos fazendo uma pesquisa para Unicamp, com financiamento da FAPESP, que é do governo do Estado de São Paulo, e estamos interessados na sua opinião sobre um assunto que já lhe vou explicar.

O Sr.(Sra.) tem alguns minutos para conversarmos?

4. SE A RESPOSTA FOI “NÃO”, VOLTAR PARA O ITEM 3. SE “SIM”, PROSSEGUIR:

Todas as informações que o Sr.(Sra.) nos der vão ficar em segredo. Eu não vou perguntar o seu nome, nem seu endereço e nem o seu telefone. Apenas a cidade e o bairro em que o Sr.(Sra.) mora.

5. ANOTAR CIDADE E BAIRRO

As mesmas perguntas que vou lhe fazer estão sendo feitas para muitas outras pessoas daqui e de cidades vizinhas.

6. EXPLICAR O ASSUNTO COM APOIO DA FOTO

O assunto é o seguinte. Boa parte da água que nós usamos aqui na região de _____, vem dos rios que formam o rio Mogi-Guaçu e o rio Pardo. A qualidade da água é prejudicada pelo esgoto, pelo despejo das fábricas e pelo lixo jogado por aí. Algumas prefeituras estão procurando resolver uma parte do problema com estações de tratamento de esgoto e tentando melhorar a coleta de lixo.

Um outro problema é quando chove, nas terras de lavoura. A enxurrada arrasta terra, ciscos e restos de adubo e de venenos usados nas lavouras. Uma coisa que os agricultores já vem fazendo, uns mais, outros menos, é preparar a terra de forma a diminuir o escoamento de enxurrada.

Outra coisa: se tem mata na beira do rio, uma parte da sujeira fica presa entre as plantas ou penetra no chão e diminui a sujeira que vai para a água. Além disso, tendo a mata, continuam existindo árvores e outras plantas que estão desaparecendo de nossa região. A mata serve de lugar de criação e alimentação de animais e passarinhos. As frutas, sementes e bichinhos que caem das árvores servem de alimento para os peixes.

Se a enxurrada tem “caminho livre”, toda essa sujeira vai para os rios e complica o tratamento da água para consumo nas cidades, além de deixar o rio mais raso e aumentar o risco de enchentes.

A lei obriga que tenha pelo menos 30 metros de mata de cada lado do rio, mas na maioria dos lugares não tem, porque a mata foi derrubada, às vezes há muito tempo. Alguns agricultores derrubaram a mata na beira do rio para fazer lavoura ou pasto. Mas muitas pessoas compraram seu sítio ou sua fazenda já sem a mata.

Para diminuir este problema, o correto seria plantar mais matas na beira dos rios. Mas isso custa caro e vai ser preciso usar terras de sítios e fazendas que hoje estão ocupadas com lavouras e pasto. Isto pode representar prejuízo para os agricultores. Se não podem mais plantar na beirada dos rios, vai diminuir o seu ganho, além da obrigação de cuidar da mata plantada. Essa mata não pode ser cortada para venda de madeira.

Para resumir: as matas na beira dos rios têm vantagens e desvantagens. As vantagens são melhorar a qualidade da água, proteger os barrancos do rio, melhorar a paisagem, servir de lugar de criação e morada de animais e passarinhos e aumentar a quantidade de peixes. **Como o Sr. (Sra.) viu na foto, hoje tem muito menos mata do que é necessário (ATENÇÃO: checar com as fotos disponíveis).**

Mas tem uma complicação: para aumentar a quantidade, as matas terão que ser plantadas em terras de agricultores, que terão menos terra para o plantio de lavouras e assim terão seu ganho diminuído. O aumento da quantidade de matas contribui, mas não resolve todo o problema sobre o qual nós conversamos até aqui.

Está sendo discutido um projeto de plantio de matas na beira dos rios e ribeirões que formam o Mogi-Guaçu e o Pardo. As matas plantadas serão cuidadas até que estejam formadas.

Para pagar as despesas do plantio e de cuidar das árvores, há uma proposta de aumentar um pouco a conta de água das residências. De acordo com o total que a população está disposta a pagar, será possível plantar mais ou menos matas na beira dos rios.

O dinheiro arrecadado será repassado ao Instituto de Economia da Unicamp, que **fará uma licitação pública (checar)** para contratar uma firma especializada em reflorestamento que irá fazer o plantio das matas. Todo uso do dinheiro será fiscalizado pela Unicamp e pelo Comitê das Bacias dos rios Mogi-Guaçu e Pardo.

O Sr.(Sra.) entendeu?

7. ANOTAR SE ENTENDEU O PROBLEMA OU NÃO.

8. SE NÃO ENTENDEU, EXPLICAR APENAS MAIS UMA VEZ.

9. FAZER AS PERGUNTAS DO FORMULÁRIO.

10. IDENTIFICAR O PRÓXIMO ENTREVISTADO.

Disposição a pagar pela melhoria da qualidade da água da bacia Mogi-Pardo

RESIDÊNCIA DO ENTREVISTADO:

MUNICÍPIO	BAIRRO	NÃO PREENCHER

APÓS AS EXPLICAÇÕES DO “ROTEIRO”:

☛ 1. Entendeu o problema? 1. SIM 0. NÃO

SE “NÃO”, EXPLICAR SÓ MAIS UMA VEZ (RESUMO) E FAZER A PERGUNTA SEGUINTE:

☛ 2. O Sr. (Sra.) concorda que sua família pague R\$ a mais por mês na conta de água, durante dez anos?

<input type="checkbox"/> 1. SIM	⇒	E R\$	<input type="text"/>	?	⇒	<input type="checkbox"/> 1. SIM	<input type="checkbox"/> 0. NÃO ⇒ item 4
---------------------------------	---	-------	----------------------	---	---	---------------------------------	--

<input type="checkbox"/> 0. NÃO	⇒	E R\$	<input type="text"/>	?	⇒	<input type="checkbox"/> 1. SIM	<input type="checkbox"/> 0. NÃO ⇒ item 3
---------------------------------	---	-------	----------------------	---	---	---------------------------------	--

NO CASO DE “NÃO” E “NÃO”

☛ 3. Há algum motivo especial por que o Sr. (Sra.) não concorda em pagar?

ANOTAR O ITEM QUE MELHOR SE APROXIMA DA RESPOSTA: (PODE SER MAIS DE UM)

- | | |
|--|---|
| <input type="checkbox"/> 1. O valor é muito alto | <input type="checkbox"/> 5. Não acho o assunto importante |
| <input type="checkbox"/> 2. O problema é do governo | <input type="checkbox"/> 6. Preciso de mais tempo para pensar |
| <input type="checkbox"/> 3. O problema é dos agricultores | <input type="checkbox"/> 7. O projeto vai me dar prejuízo |
| <input type="checkbox"/> 4. Não confio no uso dos recursos | <input type="checkbox"/> 8. Já pago muitos impostos e taxas |
| <input type="checkbox"/> 9. Outros: | |

☛ 4. Só mais umas perguntas:

• Qual a sua idade? anos

• O Sr.(Sra.) estudou quanto tempo?

• Quanto é a renda de sua família, por mês? R\$ ou s.m.

• Quantas pessoas moram na sua casa?

• A principal renda de sua família vem de que tipo de ocupação?

- | | | | |
|---|---------------------------------------|--------------------------------------|---|
| <input type="checkbox"/> 1. AGRICULTURA | <input type="checkbox"/> 2. INDÚSTRIA | <input type="checkbox"/> 3. SERVIÇOS | <input type="checkbox"/> 4. APOSENTADORIA |
|---|---------------------------------------|--------------------------------------|---|

☛ 5. O Sr. (Sra.) gostaria de fazer algum outro comentário sobre este assunto?

☛ MUITO OBRIGADO POR SUA COLABORAÇÃO.

• Anotar

SEXO:

1 F 0 M

LOCAL

DATA

ENTREVISTADOR