



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
Instituto de Economia

SUSTENTABILIDADE E VALORAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NO ESPAÇO RURAL DO MUNICÍPIO DE ARARAS, SP

Sérgio Gomes Tôsto

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 **Sérgio Gomes Tôsto** em 26/02/2010 e orientado pelo Prof. Dr. João Fernando Marques.*

CPG, 26 / 02 / 2010

Campinas, 2010

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

T639s Tôsto, Sérgio Gomes.
Sustentabilidade e valoração de serviços ecossistêmicos no espaço rural do município de Araras, SP/ Sergio Gomes Tôsto. – Campinas, SP: [s.n.], 2010.

Orientador : João Fernando Marques .
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia.

1. Desenvolvimento sustentável. 2. Valoração ambiental. 3. Análise multicritério. I. Marques, João Fernando. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Economia. III. Título.

10-025-BIE

Título em Inglês: Sustainability and ecosystem services valuation in rural areas of the municipality of Araras, SP

Keywords : Sustainable development ; Environmental valuation ; Multicriteria analysis

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. Carlos Antonio Zuffo
Prof. Dr. Gustavo Souza Valladares

Data da defesa: 26-02-2010

Programa de Pós-Graduação: Desenvolvimento Econômico

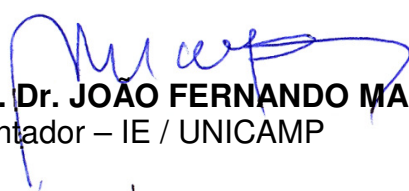
Tese de Doutorado

Aluno: SÉRGIO GOMES TÔSTO

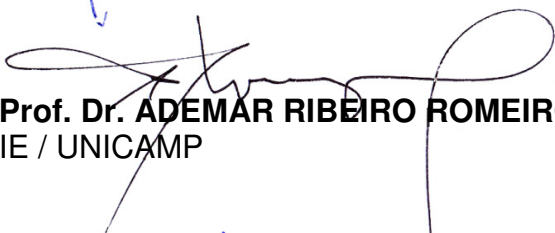
**“Sustentabilidade e Valoração de Serviços Ecosistêmicos no Espaço Rural
do Município de Araras,SP”**

Defendida em 26 / 02 / 2010

COMISSÃO JULGADORA



Prof. Dr. JOAO FERNANDO MARQUES
Orientador – IE / UNICAMP



Prof. Dr. ADEMAR RIBEIRO ROMEIRO
IE / UNICAMP



Prof. Dr. CAETANO BRUGNARO
UFSCar



Prof. Dr. ANTONIO CARLOS ZUFFO
FEC / UNICAMP



Prof. Dr. GUSTAVO SOUZA VALLADARES
UFC

Dedico este trabalho à minha esposa
Corina e às minhas filhas Bruna, Karina,
Luana e Júlia.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho pode ser considerado multidisciplinar, já que para a sua realização envolveu muitas áreas do conhecimento e, sedo assim, seria muito difícil realizá-lo sem a contribuição de vários professores, pesquisadores e outros profissionais.

Assim, gostaria primeiramente de agradecer a DEUS pela força e, por colocar pessoas amigas em meu caminho.

Ao meu orientador, Prof. Dr. João Marques, um agradecimento especial pelo apoio, pelos ensinamentos e, pela visão crítica sempre no intuito de aprimorar cada vez mais este trabalho.

Ao meu co-orientador, Prof. Dr. Ademar Romeiro, que desde o momento em que o procurei sempre procurou mostrar os caminhos para que este trabalho fosse realizado e, não esquecendo, obviamente, dos ensinamentos acadêmicos que fundamentaram este trabalho.

Ao Prof. Dr. Caetano Brugnaro, componente da mesa examinadora, pela paciência e competência em participar das diversas fases do trabalho relacionadas à técnica de valoração ambiental.

Ao amigo, ex-companheiro de Embrapa, agora professor da Universidade Federal do Ceará, Prof. Dr. Gustavo Valladares, componente da mesa examinadora, que muito contribuiu na execução dos trabalhos de campo, mostrando toda a sua qualidade de um autêntico pedólogo.

Ao Prof. Dr. Antonio Carlos Zuffo, componente da banca examinadora, sempre disposto a colaborar.

Ao amigo e companheiro Ranulfo Paiva Sobrinho, pelo encorajamento e pelas muitas discussões técnicas sobre temas desenvolvidos na tese e pelo convívio familiar prestado por ele e sua companheira Valdíra.

Um agradecimento muito especial à minha filha Karina, que mesmo estudando para prestar vestibular em biologia (hoje já está no seu 3º ano), sempre conseguia um

tempinho, mesmo que de madrugada, para me ajudar nas correções ortográficas de minhas resenhas acadêmica.

À Embrapa pela liberação e ajuda financeira, determinantes na conclusão do curso e elaboração deste trabalho.

Ao amigo, colega de Embrapa, Pesquisador Dr. Lauro Charlet Pereira, pela participação na banca de qualificação, bem como em várias discussões técnicas relacionadas à tese.

Ao Pesquisador Jener e ao técnico João Paulo do IAC, um agradecimento especial, pois sempre estiveram dispostos a colaborar nas discussões relacionadas sobre o meio ambiente e nas técnicas de geoprocessamento.

Ao Prof. Dr. Alexandre Gori Maia, pela colaboração, discussão e sugestões sobre os “meandros” da econometria.

Aos professores do Instituto de Economia da UNICAMP e a todos os funcionários da Secretaria – Alberto, Alex, Cida, Marinete, Regina e Régis. A Tiana e toda a equipe do Núcleo de Economia Agrícola e do Meio Ambiente, bem como a todos os funcionários da biblioteca, sempre amáveis e disposto a colaborar.

Ao amigo e Embrapiano, João Mangabeira (Manga), pela convivência e amizade durante todo este tempo.

Ao colega, pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Pesquisador Dr. Pedro Valerini, pela apresentação de produtores rurais.

Ao Engenheiro Agrônomo José Maria, extensionista rural da CATI do município de Araras que, com seus quase trinta anos de convivência no campo, pôde fornecer informações muito importantes para a realização desta tese.

Aos produtores rurais Carlos Andrade e Ricardo José, pelas informações sem as quais não seriam a realização deste trabalho não seria possível.

Aos meus cunhados Luis, Francis e família, Daguia e Madalena pelo convívio durante toda a fase do curso e pela ajuda nas horas mais difíceis.

Aos pesquisadores do GCONCI – Grupo de consultores em citriculturas sobre relevantes informações sobre a atividade.

Por fim, porém não menos importante, gostaria de agradecer a convivência dos amigos que conheci durante este trajeto, assim, Daniel Andrade, Andréia Mara, Divina Lunas, Junior Garcia, Maria do Carmo, Jaênes, Oscar, Oscarzinho e Kemel, fica registrado o meu muito obrigado.

Desde já gostaria de me redimir de possíveis omissões!

RESUMO

A população do planeta é totalmente dependente dos seus ecossistemas e dos serviços que eles oferecem e a capacidade do planeta para suportar a sua diversidade de espécies, incluindo a humana, é grande, mas essencialmente limitada. A questão ambiental frequentemente tem sido discutida sob uma estratégia baseada no conceito de serviços ecossistêmicos e a valoração dos serviços ecossistêmicos deve ser vista como uma ferramenta imprescindível na organização das informações visando tanto o processo direto de tomada de decisão quanto o fornecimento de subsídios na formulação de políticas públicas que contribuem para a gestão sustentável dos recursos ambientais. Esta tese foi desenvolvida no município de Araras, SP com forte tradição de exploração agropecuária. No município a utilização quase que predominante de uso intensivo de insumos e uma ampla mecanização agrícola bem como desmatamento excessivo já apontam para a presença de sérios problemas ambientais, onde este cenário pode representar uma situação de insustentabilidade ambiental e colocar em risco a oferta de serviços ecossistêmicos. Diante deste quadro esta tese pretende responder as seguintes questões: (i) A ocupação das terras do município de Araras é efetuada de forma sustentável? Qual o efeito ou impacto da ocupação das terras nos serviços ecossistêmicos e o correspondente valor econômico no município de Araras?. Metodologicamente utilizou-se o conceito de escala sustentável preconizado pela Economia Ecológica, estabelecendo-se a capacidade de uso das terras do município e definiu-se um Índice de Sustentabilidade Ambiental com o auxílio da MCDA-C - Método Multicritério de Apoio à Decisão Construtivista utilizando-se o software M-Macbeth. Utilizou-se também métodos de valoração da Economia Ambiental para quantificar e valorar os serviços ecossistêmicos das matas ciliares; sequestro de carbono pelo solo, pelas raízes e fitomassa; perda de água superficial por escoamento e serviços ecossistêmicos de provisão (produção). Formam estabelecidos três cenários definidos como (i) uso atual das terras; (ii) uso atual das terras com recuperação das APP's – Áreas de Proteção Permanente e (iii) uso das terras em conformidade com a capacidade de uso e recuperação das APP's e Reserva legal. Para cada atividade foi definido um índice de sustentabilidade e com base neste foi definido um índice de sustentabilidade para os três cenários. Os resultados apontam uma melhora no índices de sustentabilidade dos cenários a medida que se caminha do cenário um para o cenário três. Economicamente também há um aumento no valor dos serviços ecossistêmicos com exceção do cenário três devido a uma grande perda de serviços ecossistêmicos de provisão. Concluindo este trabalho mostra que embora os serviços ecossistêmicos tenham sido quantificados de uma forma reducionista fica evidente a importância de se considerá-los na formulação de políticas públicas ambientais.

Palavras-chave: Desenvolvimento sustentável; Análise multicritério; Valoração ambiental

ABSTRACT

The population of the planet is totally dependent on its ecosystems and on the services they provide. The capacity of the planet to support the diversity of species, including the human species, is elevated, though essentially limited. The environmental issue has frequently been discussed under a strategy based on the concept of ecosystem services, and the valuation of these services must be seen as an indispensable tool for the organization of information, concerning both the direct decision making process and the provision of subsidies for the formulation of public policies that contribute to the sustainable management of environmental resources. This thesis has been developed in the municipality of Araras, SP, which has a strong tradition of farming and cattle raising exploitation. In this municipality, the high prevailing intensive use of inputs and a widespread agricultural mechanization, as well as an excessive deforestation, already point to the occurrence of serious environmental problems, in a scenario that can represent a situation of environmental unsustainability and that can put the ecosystem services supply at risk. Considering this panorama, this thesis intends to respond to the following questions: (i) is the occupation of the lands of the municipality of Araras made in a sustainable way? What is the impact or effect of the occupation of the lands on the ecosystem services and the corresponding economic value in the municipality of Araras? Methodologically, the concept of sustainable scale, commended by Ecological Economics, has been used, establishing the capacity of use of the lands of the municipality. With the support of the Constructive Multicriteria Decision Aid MCDA-C utilizing M-Macbeth software, an environmental sustainability index has been created. Valuation methods from Environmental Economics have also been utilized, in order to quantify and value the ecosystem services of the riparian forests; carbon sequestration by the soil, by the roots and the phytomass; loss of superficial water due to flowage and ecosystem services of provision (production). Three different scenarios have been established as (i) current use of the lands; (ii) current use of the lands with recovery of PPA's – Permanent Protection Areas and; (iii) use of the lands in accordance with the capacity of use and recovery of the EPA's and Legal Reserve. A sustainability index has been defined for each activity and, based on this, a sustainability index has been defined for the three scenarios. The results point to a raise in the sustainability indexes when moving from scenario one to scenario three. Economically, there is also an increase in the value of ecosystem services – except for scenario three –, due to a great loss of provisioning ecosystem services. In conclusion, this paper demonstrates that although the ecosystem services have been quantified in a reductionist manner, the importance of taking them into consideration, when formulating environmental public policies, is evident.

Key words: Sustainable development, Multicriteria analysis, Environmental valuation

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	7
2.1 Objetivo Geral	7
2.2 Objetivos Específicos	7
3 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	9
4 ECONOMIA AMBIENTAL NEOCLÁSSICA	15
5 VALORAÇÃO ECONÔMICA AMBIENTAL	29
6 ECONOMIA ECOLÓGICA.....	49
7 ANÁLISE TEÓRICA ANALÍTICA	73
8 USO E COBERTURA DAS TERRAS	77
8.1 Introdução	77
8.2 Objetivo	77
8.3 Material e Métodos	77
8.4 Resultados e Discussão.....	78
9 CAPACIDADE DO USO DAS TERRAS.....	85
9.1 Introdução	85
9.2 Objetivo	87
9.3 Material e Métodos	88
9.4 Resultados e Discussão.....	92
10 ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL	95
10.1 Introdução	95
10.2 Objetivo	95
10.3 Material e Métodos	96
10.4 Resultados e Discussão.....	108
11 DISPOSIÇÃO A PAGAR PARA REVEGETAR MATAS CILIARES	125
11.1 Introdução	125
11.2 Objetivo	126
11.3 Material e Métodos	126

11.4 Resultados e Discussão	134
12 ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE ÁGUA.....	145
12.1 Introdução	145
12. 2 Objetivo	145
12.3 Material e métodos.....	146
12.4 Resultados e Discussão	157
13 VALORAÇÃO ECONÔMICA DA EROÇÃO DO SOLO	161
13.1 Introdução	161
13.2 Objetivo	165
13.3 Material e Métodos	165
13.4 Resultados e Discussão	169
14 RETENÇÃO DE CARBONO PELO SOLO, RAÍZES, FITOMASSA E PROVISÃO	177
14.1 Introdução	177
14.2 Objetivo	177
14.3 Material e Método.....	177
14.4 Resultados e Discussão	179
15 RESULTADOS E DISCUSSÃO	183
16 CONCLUSÃO	201
REFERÊNCIAS	203
ANEXO A	213
ANEXO B.....	215
ANEXO C	216
ANEXO D	217

1 INTRODUÇÃO

A população do planeta é totalmente dependente dos seus ecossistemas e dos serviços que eles oferecem. A partir da Revolução Industrial e, particularmente nos últimos cinquenta anos, o ser humano alterou muito esses ecossistemas numa busca crescente por alimentos, água, madeira, fibras e combustível, assim, instalou-se uma trajetória de degradação dos ecossistemas terrestres, reduzindo os benefícios para o bem-estar humano e colocando em risco a própria sustentabilidade do sistema econômico e do bem-estar das gerações futuras (MEA, 2005); (WWF, 2008).

A capacidade do planeta para suportar a sua diversidade de espécies, incluindo a humana, é grande, mas essencialmente limitada. Quando a procura humana excede a disponibilidade, ou seja, quando se ultrapassam os limites ecológicos, estamos a comprometer a saúde dos sistemas vivos da Terra. Em última instância, essas perdas ameaçam o próprio bem-estar humano.

O quadro de degradação em escala planetária demonstra a necessidade imprescindível do debate reflexivo e da implementação de mecanismos que envolvam todos os segmentos da sociedade, de modo a manter o equilíbrio entre os interesses socioeconômicos e a necessidade de preservação e de conservação do meio ambiente e dos recursos naturais.

A questão ambiental, frequentemente, tem sido discutida sob uma estratégia baseada no conceito de serviços ecossistêmicos. É fato que a valoração destes serviços, em termos de suas contribuições para o bem-estar humano, tem se tornado um tema atual nas discussões sobre preservação e conservação ambiental. A valoração dos serviços ecossistêmicos deve ser vista como uma ferramenta útil e imprescindível na organização das informações, visando tanto ao processo direto de tomada de decisão quanto ao fornecimento de subsídios na formulação de políticas públicas que contribuam para a gestão sustentável dos recursos ambientais.

A Economia da Poluição. Essa teoria emprega modelos de equilíbrio geral e parcial estático de economia competitiva, juntamente com a teoria do bem-estar e das externalidades, desenvolvidas por Pigou (1932). As externalidades, antes tratadas como

exceções, assumem o papel central e a principal mensagem da teoria é que, com uma correta definição de direitos de propriedade e com instrumentos de internalização dos custos sociais da poluição, a sociedade será levada a um nível ótimo de poluição, este definido com base nas preferências dos indivíduos.

A Economia dos Recursos Naturais apresenta uma série de desenvolvimentos referentes à extração pelo sistema econômico de recursos naturais do meio ambiente. Essa teoria, em sua maioria, está assentada fundamentalmente na análise de Hotelling voltada à determinação de regras para o uso ótimo dos recursos naturais, sejam eles renováveis ou não, e às avaliações das limitações e da disponibilidade que esses recursos podem exercer para a continuidade do crescimento econômico. Mas, para poder confrontar os complexos problemas associados à inter-relação entre o sistema econômico e o meio ambiente apenas com medidas que têm por base mecanismos de mercado, a economia ambiental neoclássica foi levada a efetuar consideráveis simplificações. Destaca-se, entretanto, a capacidade dessa corrente de conceber instrumentos operacionais para o tratamento de problemas concretos (MUELLER 1998).

A outra corrente de pensamento predominante nos debates é a Economia Ecológica que, apoiada em sua visão pré-analítica, considera a economia um subsistema inserido num sistema maior, finito e materialmente fechado (porém, aberto ao fluxo energético solar). Este enfoque analítico objetiva promover a sustentabilidade dos bens/serviços ecossistêmicos e, para tanto, baseia seu desenvolvimento teórico em três componentes estruturais: *escala* (sustentável) de exploração; *alocação* dos bens/serviços ecossistêmicos e a *distribuição* destes bens/serviços.

Problema

O município de Araras, SP, apresenta uma importante tradição de exploração agropecuária, principalmente em função do clima, do relevo e dos solos favoráveis, aliado a uma boa estrutura logística. A utilização quase que predominante de práticas agrícolas baseadas em uso intensivo de insumos e uma ampla mecanização agrícola, bem como desmatamento excessivo, principalmente, de áreas amparadas pela legislação ambiental,

como as Áreas de Preservação Permanentes – APP's e Reserva Legal, já apontam para a presença de sérios problemas ambientais. Como ilustração, tem-se que cerca de 50% das áreas de APP's estão em grau avançado de degradação e o restante está ocupada por atividades agrícolas. A área destinada para Reserva Legal representa somente 5%, quando por lei este percentual deveria ser de 20%. Este cenário pode representar uma situação de insustentabilidade ambiental e colocar em risco a oferta de serviços ecossistêmicos providos pelos usos da terra no município. Não há registro de estudos sobre a sustentabilidade ambiental do uso das terras do município. Diante de tal situação, o presente trabalho pretende responder às seguintes questões:

- A ocupação das terras do município de Araras é efetuada de forma sustentável?
- Qual o efeito ou impacto da ocupação das terras nos serviços ecossistêmicos e o correspondente valor econômico no município de Araras?

Para responder à primeira questão, entende-se como necessário quantificar o significado de escala sustentável do uso das terras. Portanto, esta questão está relacionada à forma de determinação da sustentabilidade do uso das terras, o que não é uma tarefa trivial, pois os desafios metodológicos e empíricos são imensos. Isto porque há a necessidade de um esforço analítico para integrar conceitos, metodologias, mensurações e levantamentos de dados e informações relativos a diversas e variadas áreas de conhecimento. Isto quer dizer que a resposta a esta questão requer um esforço de integração de um conjunto de áreas de conhecimento – agronomia, florestal, pesquisa operacional, hidrologia, aspectos legais, além, obviamente, dos ramos ligados à ciência econômica.

O uso sustentável das terras será definido pela metodologia denominada 'Capacidade de Uso das Terras' e pelo respeito às restrições legais relativas às áreas de Reserva Legal e às Áreas de Preservação Permanente. Desta maneira, por meio da Capacidade de Uso, pode-se dizer se o uso das terras do município de Araras está dentro da escala sustentável ou, alternativamente, em que situação se encontra e quais as alterações necessárias para o enquadramento nos critérios de sustentabilidade adotados no presente trabalho. Muito embora as premissas da escala sustentável definidas pela Capacidade de Uso e pelo respeito à legislação pertinente sejam reais e necessárias, elas não são

suficientes, pois não refletem e não levam em consideração os níveis de tecnologias utilizados. Como forma de considerar esta restrição, foi desenvolvida uma ferramenta adicional, um Índice de Sustentabilidade Ambiental, que procurou refletir as diferentes tecnologias adotadas no uso e na ocupação das terras.

A integração dos resultados da utilização da Classe de Capacidade de Uso, das leis ambientais e do Índice de Sustentabilidade Ambiental procura atender às condições necessárias e suficientes para o uso sustentável do solo, segundo a proposta do presente trabalho.

A segunda pergunta implica identificar e quantificar os impactos dos usos da terra sobre os serviços ecossistêmicos, além de calcular os valores econômicos correspondentes condicionados pela escala de uso.

A identificação, a caracterização e a quantificação em toda plenitude dos serviços ecossistêmico providos pelos recursos naturais são quase que impossível de se determinar. Assim, optou-se por limitar os serviços ecossistêmicos a serem pesquisados. Dessa forma, foram identificados e valorados os seguintes serviços ambientais: i) matas ciliares, além do atendimento dos requisitos legais, obviamente, devido a sua importância. Costanza et al. (1997) destaca ainda um conjunto formado por treze serviços ecossistêmicos providos pela mata; ii) erosão do solo: o solo conforme nos ensinam Bertoni e Lombardi Netto (1998) é um recurso natural, essencial para o suporte à vida através da ciclagem de nutrientes, carbono e oxigênio. Pode ainda ser definido como uma coleção de corpos naturais ocorrendo na superfície da terra, contendo matéria viva e suportando ou sendo capaz de suportar plantas; (iii) *água* que é fundamental para o planeta. Nela, surgiram as primeiras formas de vida e, a partir dessas, originaram-se as formas terrestres. Menos de 3 % da água do mundo é doce, o que dificulta sua utilização pelo homem; (iv) *CO₂* este gás está diretamente relacionado com o efeito estufa e o seu aprisionamento pelo solo, pelas raízes e pelas atividades agropecuárias (fitomassa) é fundamental para um ambiente sadio; (v) *serviço de provisão*, representado pela produção agropecuária destinada a satisfazer as necessidades humanas.

Hipóteses

Hipótese Geral

Com base nos fundamentos da economia ecológica, é possível oferecer um instrumento para readequar o uso do solo no município de Araras em conformidade com a escala sustentável, com a distribuição adequada e com a alocação eficiente dos recursos naturais.

Hipótese Parcial

Com base na análise multicritério, é possível desenvolver um Índice de Sustentabilidade Ambiental que permita a determinação da escala sustentável de uso do solo no município de Araras.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a sustentabilidade do uso e da ocupação das terras, além de quantificar e valorar os principais serviços ecossistêmicos no município de Araras.

2.2 Objetivos Específicos

- I - Desenvolver um Índice de Sustentabilidade Ambiental para as atividades agropecuárias do município de Araras, utilizando a metodologia Multicritério de Apoio à Decisão Construtivista MCDA-C.
- II – Identificar e quantificar o uso adequado e inadequado (sub-utilizado e sobre utilizado) das terras do município de Araras.
- III – Utilizar e integrar metodologias específicas para quantificar e valorar os serviços ecossistêmicos
- III – Oferecer subsídios para a elaboração de políticas agroambientais.

3 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A ocupação do município de Araras iniciou-se na segunda metade do século XIX com o estabelecimento da cultura do café, atraída principalmente pela alta fertilidade natural das terras. Nesse período, grandes extensões de florestas mesófilas semidecíduas, matas paludícolas e áreas de cerrados foram desmatadas para dar suporte à introdução da atividade agrícola.

Na década de 20 do século XIX, houve uma substituição paulatina da exploração do café por cana-de-açúcar, por fruticultura e por pecuária, muito embora a cafeicultura fosse importante também naquele momento.

Com o movimento de desconcentração das atividades econômicas e industriais ocorrida a partir da década de 70, forma-se uma malha urbana contígua à metrópole e no sentido dos grandes eixos rodoviários, beneficiando assim a região. Neste período, políticas públicas implantadas, especialmente o Programa Nacional do Álcool, foram importantes para a definição dos contornos da paisagem, principalmente pelos incentivos oferecidos à produção da cana-de-açúcar e ao fomento econômico de toda a sua cadeia produtiva.

O município de Araras, SP, está localizado entre as longitudes de 47°15' e 47°30' a oeste de Greenwich e as latitudes de 22°10' e 22°30' no hemisfério Sul, distando 174 km da capital do estado de São Paulo, ocupando uma área de 64.341,60ha.

Seus limites são: ao norte, a cidade de Leme, ao sul as cidades de Limeira e Cordeirópolis, a leste as cidades de Artur Nogueira, Mogi-Guaçu e Conchal, e a oeste as cidades de Rio Claro, Santa Gertrudes e Corumbataí.

O clima de Araras apresenta temperatura média anual de 21,4°C, com a mínima no mês de julho de 17,7°C e a máxima no mês de fevereiro de 24,1°C. A precipitação anual é de 1.441 mm com déficit hídrico ocorrendo entre os meses de abril a outubro. O regime térmico do ar acompanha um padrão apresentado pelas estações do ano, variando gradativamente, ou seja, médias mensais elevadas no verão, ligeiro decréscimo no outono, valores mais baixos no inverno e acréscimo na primavera (SENTELHAS et al., 2003).

O clima tipo Cwa (mesotérmico com verões quentes e estação seca de inverno), pela classificação de Köppen, é caracterizado por ter o mês mais frio com uma média

inferior a 18°C, mas superior a 3°C, e um mês mais quente com temperaturas superiores a 22°C. As precipitações médias anuais variam em torno de 1.400 mm, porém, abaixo de 60 mm durante o inverno seco (ANGELOCCI et al., 2002).

Toda a drenagem do município faz parte da Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Rio Pardo, que se situa na porção norte-nordeste do Estado de São Paulo. Pertence à bacia do Alto Paraná em virtude de ser o rio Pardo afluente do rio Grande, um dos formadores do rio Paraná. A rede de drenagem do município é formada, principalmente, pelos: córrego Barbosa, ribeirão Ferraz, ribeirão do cerrado e rio das Araras, conforme mostrado pela figura 1.

A geomorfologia do município de Araras é composta por morros arredondados, que são classificados como colinas onduladas planas ou terrenos de ondulados a planos. Esta geomorfologia formou drenagens dendríticas e lagoas interligadas com várias outras drenagens, como os córregos Água Boa, Furnas, Facão, Araruna, Água Branca e Arari, os quais perfazem o conjunto hidrológico do município. Nas cuestas, formam-se os mananciais que abastecem o ribeirão das Araras, no lado oeste do município.

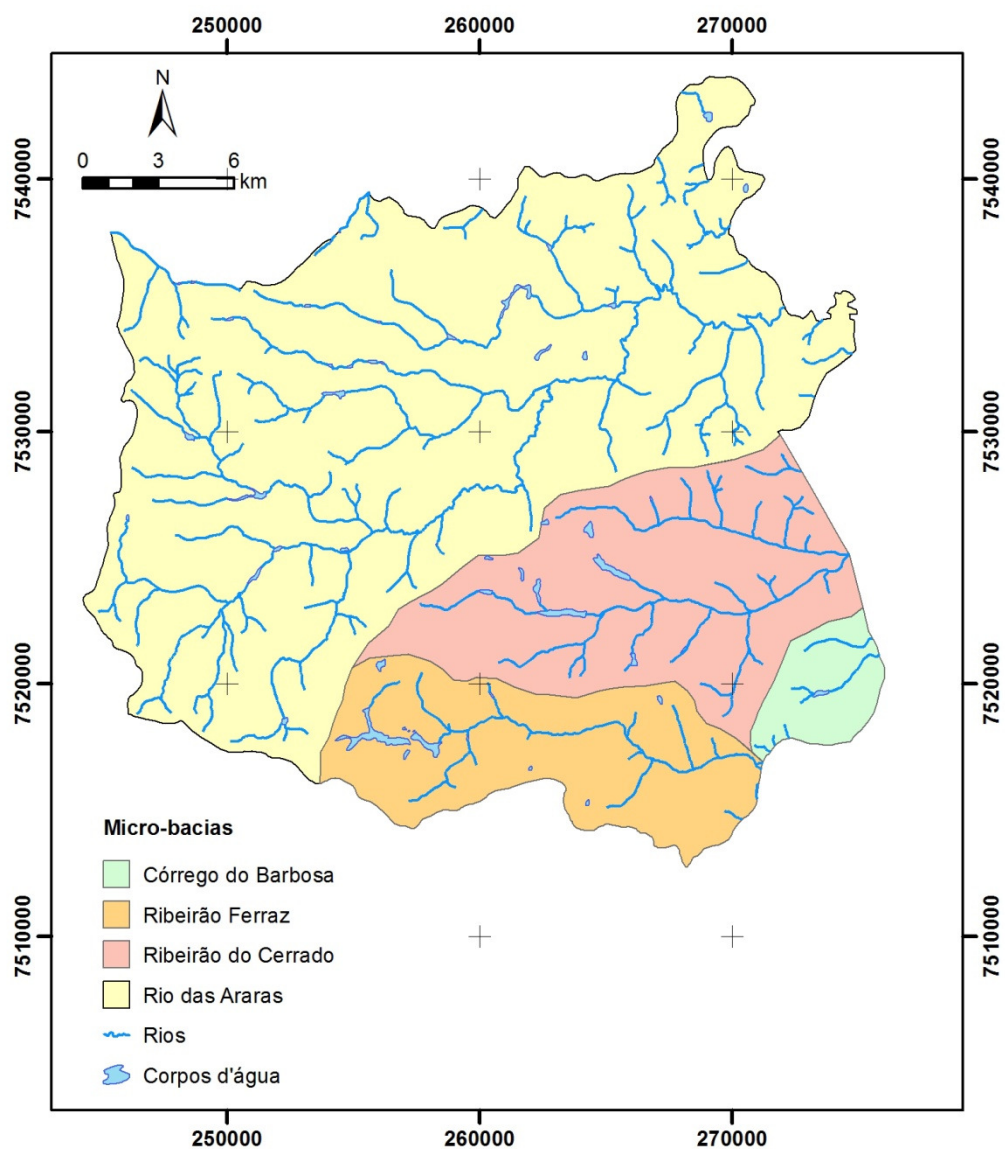


Figura 1- Drenagem nas micro-bacias do município de Araras, SP, em 2007.
Fonte: Mapa gerado pela pesquisa.

A distribuição das ordens da drenagem (1^a, 2^a, 3^a e 4^a) do município é mostrada na figura 2.

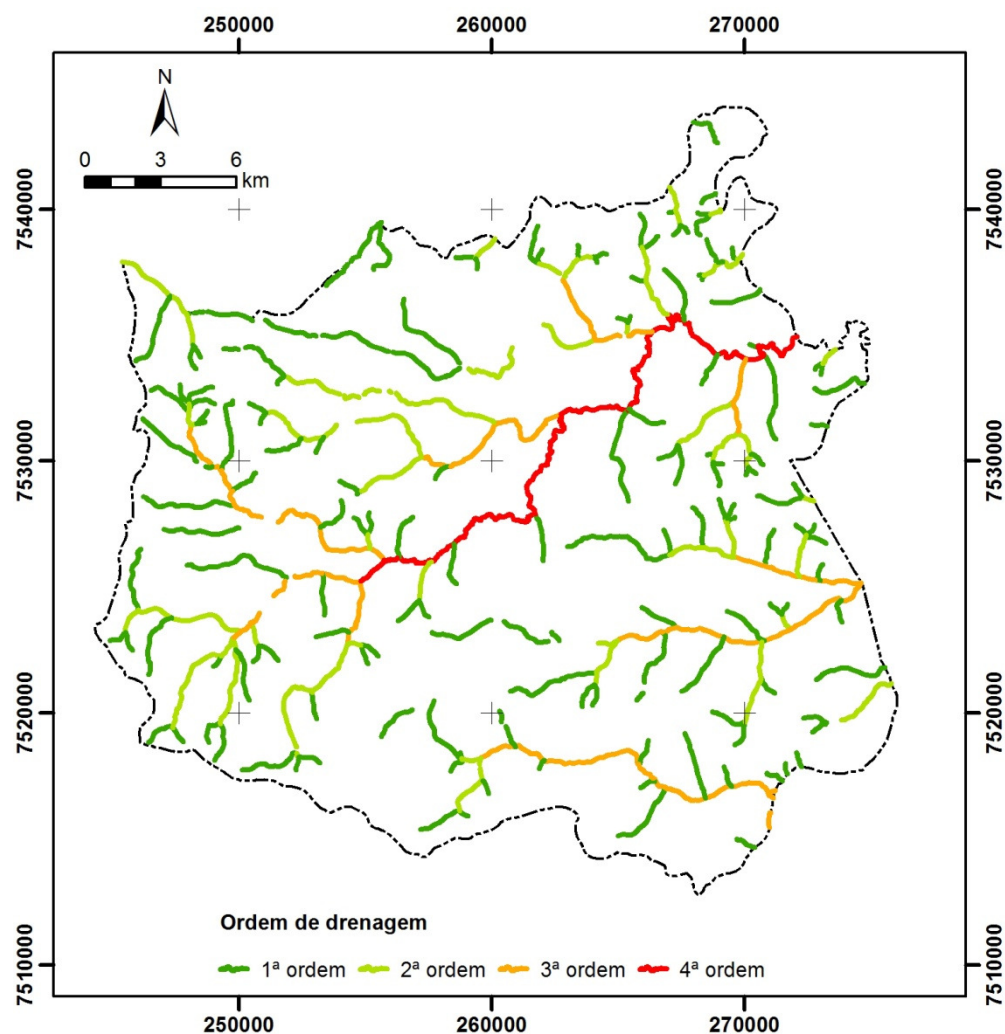


Figura 2 - Distribuição das ordens de drenagem das micro-bacias do município de Araras, em 2007.
Fonte: Mapa gerado pela pesquisa.

Nas nascentes, ocorrem exposições de espelhos de falhas e fraturas de direção NE-NW e E-O, rejeitos métricos permitem exposições das formações Curumbataí, Serra Geral e Palermo (MAGINI et al., 2003).

Geologicamente, a área está situada na bacia do Paraná, englobando rochas sedimentares que variam de arenitos (Formação Palermo), argilitos (Formação Corumbataí), argilitos, siltitos e calcários (Formação Iratí), além de rochas basálticas (Formação Serra Geral). As idades destes sedimentos remontam ao Carbonífero Superior e vão até o Cretáceo Médio (MAGINI et al., 2003).

Para Oliveira et. al., (1982), os solos do município de Araras apresentam as seguintes características, conforme a sua localização.

Os latossolos são solos minerais não-hidromórficos, contendo minerais primários pouco resistentes ao intemperismo, com predominância de minerais do tipo 1:1 (caulita) na fração argila, em mistura com óxidos de alumínio e/ou de ferro.

Latossolos roxos são originários de materiais provenientes do intemperismo de rochas básicas, constituídos no município por basalto e diabásio. Devido à presença de ilmenita, esses solos apresentam teores relativamente altos de dióxido de titânio (TiO_2), em geral, superiores, sendo também comum o manganês. Em decorrência do alto teor de magnetita, apresentam, quando secos e pulverizados, forte atração pelo ímã.

Latossolos vermelho-escuros podem ter a sua cor idêntica à dos latossolos roxos, dificultando bastante a identificação no campo, já que podem ocorrer em condições fisiográficas semelhantes. Nesses casos, o uso de ímã pode auxiliar na identificação, pois a menor quantidade de magnetita existente nos latossolos vermelho-escuros se reflete na menor quantidade de material que se adere. Os latossolos vermelho-escuros de textura argilosa são provenientes de intemperismo e retrabalhamento de sedimentos finos: argilitos e siltitos, com variada contribuição de rochas básicas. Esses materiais de cobertura estão representados por espessos mantos detríticos de vários metros de espessura, identificáveis como tal pelas frequentes linhas de seixos observáveis nos cortes mais profundos de estrada ou nas posições de meia encosta. Esses solos são, portanto, na maioria muito profundos.

Latossolos vermelho-amarelos apresentam no horizonte B2 cores mais amareladas do que 3,5YR e relação valor/croma superior a 4/4. A saturação em alumínio dos solos existentes no território tem valor superior a 50%, fato que faz com que estes solos sejam álicos. Possuem baixo valor de pH, ou seja, são solos ácidos.

Podzólicos vermelho-amarelos compreende solos com horizonte B textural, não hidromórficos, com individualização distinta de horizontes, decorrentes de acentuada diferença de textura, de cor e de estrutura, tendo sequência de horizonte A, Bt e C normalmente com transições claras ou abruptas do horizonte A para o Bt. São moderadamente profundos a profundos, com cores desde vermelho até amarelo no horizonte Bt. Apresentam gradiente textural alto.

Solos glei são uma classe de alto nível categórico, cuja característica mais importante é a presença de horizonte glei a menos de 80 cm de profundidade. Esse horizonte, resultante de marcante processo de redução, decorrente de um regime hídrico áquico, apresenta cores neutras com ou sem mosqueamento proeminente distinto. Excluem-se dessa conceituação os vertissolos, os solos com horizonte B textural e as areias quartzosas hidromórficas.

Solos litólicos têm como principal característica a pequena espessura do *solum*, inferior a 40 cm. Esses solos apresentam horizonte A fraco, moderado, proeminente ou chernozêmico assente diretamente sobre a rocha (A, R), sobre horizonte C de pequena espessura (A, C, R), ou horizonte B incipiente de apenas poucos centímetros (A, B, C, R). Apresentam teores relativamente altos de minerais primários menos resistentes ao intemperismo e de alta capacidade de troca de cátions da fração de argila. A textura é bastante variada e está estreitamente relacionada com a natureza do substrato. Os solos derivados de basalto e de argilitos são argilosos com significativa porcentagem de limo, enquanto os provenientes de siltitos apresentam textura barrenta e os originários do arenito apresentam uma textura arenosa.

Terra roxa estruturada é originária de rochas básicas, apresenta presença de horizonte B textural argiloso ou muito argiloso; teores totais de Fe_2O_3 e TiO_2 relativamente elevados ao longo do perfil; capacidade de troca de cátions do horizonte $\text{B}_2 \leq 24 \text{ e.mg/100g}$ de argila após correção para carbono; cor mais vermelha que 3,5YR com relação valor/croma igual ou inferior a 3,5/5 no horizonte B_2 ; baixa relação textural; textura argilosa ou muito argilosa ao longo do perfil, podendo haver diminuição de argila no horizonte B_3 com correspondente acréscimo de limo; cerosidade comum e moderada ou mais destacada. Ocorre em relevo um pouco mais movimentado, ocupando, na paisagem, o terço médio ou inferior das vertentes, quando o declive se torna ligeiramente mais íngreme (7-10%).

4 ECONOMIA AMBIENTAL NEOCLÁSSICA

Introdução

Embora o debate sobre a questão ambiental tenha se iniciado ainda nos anos 60, quando emergiram os chamados movimentos verdes, foi somente a partir dos anos 70 que o tema passou a figurar como um problema grave e urgente na agenda mundial, tendo sido reconhecido que o vigoroso desenvolvimento econômico e tecnológico experimentado, em especial no pós-guerra, gerou consigo a degradação ambiental, a qual comprometia o bem-estar das gerações presentes e poderia impor limites ao crescimento da economia mundial.

A questão ambiental tornou-se, assim, tema importante para os pesquisadores de muitas áreas do conhecimento, cuja tarefa era entender a natureza e a dinâmica desta problemática, incorporando-a a seus arcabouços conceituais.

O desenvolvimento econômico e o meio ambiente estão indissoluvelmente vinculados e devem ser tratados mediante a mudança do conteúdo, das modalidades e das utilizações do crescimento, devendo ser levados em consideração critérios fundamentais de equidade social, prudência ecológica e eficiência econômica.

Os problemas causados pelas tecnologias em uso no setor agropecuário podem levar a uma série de efeitos indesejáveis no setor produtivo, atingindo o meio ambiente. O uso de certas práticas de manejo inadequadas, o uso indiscriminado de produtos fitossanitários etc. podem exceder a capacidade assimilativa dos recursos ambientais, afetando a oferta de serviços ambientais e implicando impactos ambientais negativos. Na perspectiva da Economia do Meio Ambiente, o problema relativo à oferta de serviços ambientais está relacionado às falhas de mercado, ou seja, a existência de externalidades de bens públicos, de recursos de uso comum, entre outros, em prover um nível adequado e desejado dos serviços ambientais. Este problema pode ser entendido no contexto da teoria econômica do bem-estar, um ramo da Teoria Econômica Neoclássica.

Para a teoria econômica neoclássica, a sustentabilidade é definida como consumo potencial per capita não declinante ao longo do tempo, o que requer disponibilidade futura de capitais fabricados (maquinaria, infra-estrutura, instalações fabris

e tecnologia) e também de capitais ambientais (estoque de ativos naturais que exercem funções econômicas) que sustentem as adequadas condições produtivas. O problema da sustentabilidade é então tomado sob a ótica intertemporal do capital ambiental, que tende a ser escasso (MUELLER, 1998).

Os pressupostos básicos da economia ambiental neoclássica

No século XIX, graças à oferta de alimentos via expansão do comércio internacional, notadamente das ex-colônias, e ao desenvolvimento tecnológico, os economistas neoclássicos focalizavam economias nas quais a indústria já tinha assumido posição predominante, ficando a natureza em segundo plano (MUELLER, 2007).

Era essa a situação que predominava no campo neoclássico até fins da década de 1960. Desde então, firmou-se importante corrente de pensamento, a economia ambiental neoclássica – hoje hegemônica no campo da economia do meio ambiente. Verifica-se neste contexto que, até hoje, o *mainstream* neoclássico adota a hipótese de um sistema econômico isolado, autocontido. Essa questão foi relegada à economia ambiental que se desenvolveu como um caso especial – como um campo de especialização – do *mainstream* neoclássico.

O reconhecimento de que a economia retira recursos naturais do meio ambiente e os devolve sobre a forma de rejeitos e resíduos dos processos de produção e de consumo levou à incorporação do princípio do balanço de materiais¹ nos modelos econômicos. Admitiu-se também que a finitude dos recursos providos pelo meio ambiente poderia levar a uma crescente escassez de materiais e que a poluição causada pelo sistema econômico poderia ultrapassar a capacidade dos ecossistemas em assimilar os resíduos das atividades humanas. A poluição e a escassez de recursos naturais levou, então, ao desenvolvimento de duas ramificações da teoria ambiental neoclássica, quais sejam, a teoria da poluição e a teoria dos recursos naturais.

¹ O princípio do balanço de materiais permite um tratamento simultâneo dos problemas ambientais decorrentes da extração de recursos naturais do meio ambiente, bem como da disposição nestes de resíduos. (Mueller, 1998)

A primeira, considerada como o ramo mais importante da teoria ambiental neoclássica, tem como substrato a teoria do bem-estar (*welfare economics*) e dos bens públicos, elaborada por Pigou nas primeiras décadas do século XX. A Economia do Bem-Estar procura estabelecer como uma economia consegue o seu bem-estar, ou até mesmo se aproxima desse bem-estar, que culmina com o desenvolvimento econômico e social de uma população determinada. Tem como meta fundamental explicar como identificar e atingir alocações de recursos socialmente eficientes (Mueller,2007).

A Economia da Poluição foca o meio ambiente – um bem público – na sua função de receptor de rejeitos, considerando a poluição como uma externalidade negativa. Busca também entender quais são os danos causados pela poluição e quais são os custos e os benefícios envolvidos na adoção de mecanismos para o seu controle. Em última instância, a Economia da Poluição tenta apreender quais são suas implicações na geração da eficiência de Pareto.

Para os economistas neoclássicos, a “alocação eficiente” é um resumo da expressão “alocação eficiente de Pareto”, a situação na qual nenhuma outra alocação de recursos faria pelo menos uma pessoa ficar em melhor condição sem fazer com que qualquer outra pessoa fique em pior situação (DALY e FARLEY, 2004).

A Economia dos Recursos Naturais, por sua vez, considera o meio ambiente sob a ótica de provedor de recursos ao sistema econômico. Neste ramo da teoria ambiental neoclássica, procura-se responder a questões referentes ao padrão ótimo de uso destes recursos, qual o manejo adequado dos recursos renováveis e qual a taxa ótima de depleção dos recursos não-renováveis. O caráter finito dos recursos naturais pode significar um obstáculo à expansão do sistema econômico. A questão da utilização dos recursos naturais deve ser resolvida através de uma alocação intertemporal de sua extração com base na maximização dos ganhos obtidos com a extração dos recursos ao longo do tempo, usando-se os conceitos de custos de oportunidade e de taxa de desconto para se determinar a taxa ótima de extração.

O desenvolvimento teórico e instrumental mais importante para o aprimoramento da teoria econômica neoclássica relaciona-se ao problema da revelação das preferências e da estimação dos danos no domínio do meio ambiente. Assim, a obtenção

desses valores é fundamental para que a proposição de políticas concretas baseadas em instrumentos econômicos seja fundamentada na teoria neoclássica. (COMUNE, 1994).

É o que ocorre com os valores ambientais e o que se explicita na definição de externalidades. Embora reconheça-se que o mercado falhe, a obtenção dos valores ambientais é conduzida, conforme a teoria neoclássica, por meio da agregação das preferências individuais, isto é, pelo princípio que rege a formação de preços de mercado. Não havendo mercados específicos para os bens e para os serviços ambientais devido à sua natureza pública, vários economistas ambientais têm se especializado em desenvolver métodos adequados para mensuração de valores e, ou, custos ambientais (PEARCE e TURNER, 1990).

Essa corrente teórica tem como pressuposto que os recursos naturais (como fonte de insumos e como capacidade de assimilação de rejeitos) não representam, no longo prazo, um limite absoluto à expansão da economia. Os limites impostos pela disponibilidade de recursos naturais (capital natural) podem ser indefinidamente superados pelo progresso técnico, que os substitui por capital produzido (ou capital humano). Supõe também, implicitamente, que não é relevante o risco de perdas irreversíveis ao longo do processo de ajuste. Portanto, o capital natural disponível representa restrição apenas relativa, superável indefinidamente pelo progresso científico e tecnológico.

Os mecanismos fundamentais que garantem, com eficiência, a ampliação indefinida dos limites ambientais ao crescimento econômico são derivados, principalmente, dos mecanismos de mercado. A escassez crescente de determinado recurso se traduziria facilmente na elevação de seu preço, o que, por sua vez, induziria à introdução de inovações que permitissem poupá-lo, com a substituição por outro recurso mais abundante. No entanto, em se tratando de recursos naturais não transacionados no mercado, devido à sua natureza de bens públicos (ar, água etc), e que prestam serviços ambientais (como aquele de assimilação de rejeitos), a escassez crescente não se traduz na elevação de preços, mas apenas em externalidades ambientais negativas (ARROW e FISCHER, 1974).

Externalidades

Em uma economia perfeitamente competitiva em que se desconsideram os aspectos distributivos, a maximização de bem-estar de cada indivíduo implica a maximização do bem-estar social e, portanto, o mercado, via preços, é capaz de alocar os recursos em termos de bem-estar social. Nesse regime de mercado, a alocação é eficiente no sentido em que produtores maximizam lucros, os consumidores maximizam utilidades e ninguém pode melhorar o nível de bem-estar sem fazer alguém piorar, isto é, a eficiência *paretiana*. Os preços de mercado embutem em si toda a informação necessária para organizar esta economia eficientemente. Este é o mecanismo de mercado que propicia alocações Pareto eficientes.

Mas, se apenas uma das condições de concorrência perfeita não vigorar, é suficiente para que o ótimo social não prevaleça. Se uma imperfeição de mercado impede que os preços de equilíbrio sejam os preços ótimos, o benefício social marginal de uma unidade extra de um bem não será igual ao seu custo social marginal e, portanto, o custo social será diferente do preço de mercado.

Pigou (1950) foi o primeiro economista a identificar e tratar a falha potencial de mercado associada às externalidades. A essência do argumento pigouviano, a ausência de externalidade, constitui-se de um conjunto de condições para o alcance da alocação eficiente dos recursos. O ofertante do produto não considera em seu cálculo econômico todos os custos de produção, assim, o custo marginal privado é menor que o custo marginal social. Isto ocorre, por exemplo, quando, dada a interdependência entre os agentes, os direitos de propriedade estão ausentes ou impropriamente definidos: os custos de transação e a presença de um número elevado de ofertantes e demandantes inibem a negociação entre partes envolvidas. A diferença entre os custos marginais – privado e social – a cada nível de produção, representa o custo marginal externo ou custo marginal da externalidade. Uma das soluções apontadas pela teoria seria a imposição de um imposto pigouviano em cada unidade de produção, tal que o custo privado marginal fosse aumentado até o ponto de equalização com o custo social marginal.

Este modelo pigouviano foi generalizado para o caso de externalidades positivas, em que a produção privada resulta em benefícios sociais adicionais. A solução, neste caso, seria subsidiar a produção no sentido de reduzir o custo marginal privado pelo valor do custo marginal externo calculado com base nos dados ambientais (MARQUES,1995).

As externalidades constituem imperfeições que desviam o preço de equilíbrio competitivo do socialmente desejável, isto porque elas não são refletidas nos preços de mercado e implicam ineficiência econômica.

Daly e Farley (2004) comentam que a externalidade não é definida pelo mercado e ocorre quando uma atividade ou uma transação por algumas partes causa uma perda ou um ganho involuntário no bem-estar de outra parte e não ocorre qualquer compensação pela alteração no bem-estar. Se a externalidade resulta numa perda de bem-estar, é uma externalidade negativa e, se resulta num ganho, é positiva. O custo marginal externo é o custo para a sociedade da externalidade negativa, o qual resulta de mais uma “unidade” de atividade do agente.

O conceito de externalidade refere-se a situações específicas em que o sistema de preços do mercado não capta os benefícios ou os malefícios indiretos decorrentes das atividades de uma determinada entidade, porém, os resultados desta atividade afetam diretamente o bem-estar de outra, assim sendo, a principal característica de externalidade é a de que existem bens com os quais as pessoas se importam, mas que não são transacionados no mercado e, conseqüentemente, a falta de mercado para estes bens causa as externalidades. Cada agente econômico, ao tomar sua decisão de produção ou consumo, não se preocupa com o que os outros agentes fazem.

O conceito de externalidade surge quando o consumo ou a produção de um bem gera efeitos adversos (ou benéficos) a outros consumidores e/ou firmas, e estes efeitos não são compensados efetivamente no mercado via sistema de preços. Assim, apresentam-se os mecanismos de mercado (instrumentos que operam como incentivo econômico) que estabelecem um “preço” da degradação ambiental, que os poluidores devem incorporar aos seus custos privados. (SEROA da MOTTA, 1990).

As externalidades são definidas por três elementos. Em primeiro lugar, pelo comportamento de uma empresa ou indivíduo, que acarreta mudanças no lucro ou no bem-estar de outra empresa ou indivíduo. Em segundo, pelo fato desse comportamento não ter preço, isto é, não ser objeto de transações no mercado e, finalmente, pelo seu caráter involuntário.

Por externalidades ambientais negativas entendem-se os impactos negativos das atividades de um agente econômico sobre o nível de bem-estar de outro, por meio da degradação de um recurso ambiental de uso coletivo, sem que, na ausência de direitos de propriedade definidos sobre esse recurso, o agente prejudicado possa ser compensado ou indenizado por isso. Nesses casos, é preciso que o Estado intervenha, seja definindo direitos de propriedade, seja atribuindo valor a esses recursos. Nesse último caso, as externalidades são internalizadas, na medida em que o Estado cobra dos agentes poluidores, através de taxas, os valores atribuídos a esses recursos.

O Estado, ou outras formas de organização social, deve ocupar o espaço deixado pelo sistema de mercado se se pretende manter uma determinada qualidade ambiental. Esta motivação faz da valoração econômica dos bens/serviços e recursos ambientais uma questão de permanente importância na adoção de medidas e na formulação de políticas públicas que objetivem assegurar a qualidade ambiental e a utilização sustentável dos recursos naturais (MARQUES, 1995).

Direito de Propriedade

Se um agricultor ou um industrial não tem motivação em destruir o meio ambiente, igualmente não tem motivação em preservá-lo. Só haveria uma instância em que isso aconteceria: quando eles próprios fossem afetados pelos impactos negativos que suas atividades causassem ao ambiente. Este é um aspecto fundamental da economia ambiental neoclássica. A maior parte dos problemas ambientais decorre justamente da apropriação de um bem público (MARGULIS, 1995).

Foi a partir do trabalho de Coase (1960) que os economistas passaram a dar atenção à amplitude e às limitações do conceito de direitos de propriedade, em que o autor

destaca a possibilidade das trocas ocorrerem não somente através de objetos mas através de direitos. O completo entendimento do significado de direitos de propriedade relacionados às questões ambientais passou a ser de fundamental importância, quer para advogar a favor ou contra o paradigma dos direitos de propriedade.

O direito de propriedade é designado por "um conjunto de leis que estabelece o que as pessoas e as empresas podem fazer com suas propriedades". A propriedade deve ser entendida não enquanto uma relação simples de posse, mas sim como uma relação de "direito ao uso e que este uso esteja sujeito a restrições" (PEARCE e TURNER, 1990).

O direito de propriedade é a "especificação de adequadas relações entre as pessoas com respeito ao uso das coisas e também das penalidades pela violação desta". A degradação ambiental tem origem na natureza pública dos bens ambientais, isto é, ela decorre da inexistência de direitos plenos de propriedade privada sobre os bens ambientais (RANDAL, 1987).

Bens públicos

Os bens públicos possuem duas características fundamentais que definem sua natureza: a não-rivalidade e a não-excludente. Um bem é não-rival se, para qualquer nível de sua produção, o custo marginal para um consumidor adicional for zero. "O consumo por um indivíduo não reduz o montante disponível para os demais", ou seja, uma vez definido o nível de provisão de um bem e o custo operacional resultante, este último não é afetado pelo número de consumidores beneficiados pelo uso de tal bem (PINDYCK e RUBINFELD, 2002).

Um bem não-excludente é aquele cujo consumo é estendido a todas as pessoas sendo impossível excluir alguém. "Constitui-se, assim, uma atenuação de direitos de propriedade". O ar é um serviço ambiental não-exclusivo, contudo, pode tornar-se rival quando as emissões de poluentes de uma determinada empresa passarem a prejudicar a sua qualidade e a possibilidade de outras pessoas desfrutarem do seu uso, esta caracterização é consistente com a definição de externalidades (RANDAL, 1987).

Quando um bem é simultaneamente não-rival e não-excludente, ele é classificado como um bem público puro, sendo que os ativos ambientais e sua preservação estão nesta categoria. O bem público impuro seria aquele que apresentasse apenas uma dessas duas características. Por exemplo, considerando gratuita a entrada em determinado parque e sabendo-se que uma superlotação geraria problemas principalmente de limpeza e de segurança, é admissível que os consumidores em excesso reduziram a qualidade dos bens em questão e esses deixariam de ser não-rivais, embora continuassem não-excludentes. Bens dessa natureza são denominados bens congestionáveis.

Para bens privados que são rivais e excludentes, o direito individual de uso pode ser delimitado facilmente, mas o mesmo não pode ser feito para bens públicos puros e impuros, que não atendem ao princípio da exclusão. Bens dessa natureza apresentam direitos de propriedade coletivos.

O nível eficiente de provisão de um bem privado é o máximo bem-estar social. Ocorre no ponto em que os benefícios sociais marginais, medidos pela curva de demanda do mercado, igualam-se aos custos sociais marginais, representados pela oferta de mercado. Para os bens públicos, não existe uma curva de demanda de mercado definida, já que os indivíduos não se sentem estimulados a revelar as suas verdadeiras preferências pagando um preço pela aquisição desses bens.

A natureza não-rival e não-excludente da maioria dos bens/serviços naturais, assim como a ausência de direitos de propriedade e de preços definidos, a existência de externalidades (positivas e/ou negativas) envolvendo altos custos de transação faz com que o sistema de mercado falhe e se torne ineficiente em determinar os limites da exploração dos recursos naturais (MARQUES, 1995).

Daly e Farley (2004) discutem o que acontece quando bens e serviços são não-rivais, não-excludentes, ou ambos, e comentam que a resposta simples é que as forças de mercado não os fornecerão e ou não os distribuirão eficientemente. Alertam os autores que, porém, há a necessidade de ser mais preciso quando se objetiva derivar políticas e instituições que levarão à produção e à distribuição eficientes de recursos não-rivais e ou não-excludentes. As combinações possíveis entre bens estão apresentadas na tabela 1.

Para Marques (1995), a condição fundamental para uma eficiente operação do sistema de mercado é justamente a de que existam “direitos de propriedade” bem definidos, exclusivos, assegurados, transferíveis, obrigatórios por força de lei e devidamente regulamentados sobre todos os bens/serviços e recursos da economia. Desta forma, os direitos de propriedade constituem-se em pré-condição para uso, troca, investimento, conservação e manejo eficiente dos recursos.

Tabela 1 – Classificação quanto a natureza de bens e serviços

	EXCLUDENTES	NÃO - EXCLUDENTES
Rival	Bens de mercado: alimentação, vestuários, casas, capacidade de absorção de desperdícios quando a poluição está regulamentada.	Regimes de acesso aberto: Indústria de pesca oceânica, madeireiros de floresta não protegidas, poluição do ar, capacidade de absorção de desperdícios quando a poluição não está regulamentada.
Não-rival	Bem de mercado potencial, mas, se for o caso, as pessoas consomem menos do que deviam (isto é, os benefícios marginais permanecem maiores que os custos marginais) por exemplo: informação, televisão a cabo, tecnologia.	Bem público puro, por exemplo: faróis, iluminação pública, defesa nacional, a maioria dos serviços ecossistêmicos.
Não-rival mas congestionável	Bens de mercado, mas haveria maior eficiência se o preço flutuasse de acordo com a utilização, por exemplo: estâncias de esqui.	Bem não-mercado, mas cobrar um preço nos períodos de elevada utilização poderia aumentar a eficiência, por exemplo: praias, parques nacionais.

Fonte: Daly e Farley (2004).

As pré-condições para a existência dos direitos de propriedade não atenuados são as seguintes; (i) as relações de posse, de domínio ou de propriedade devem ser claramente delineadas e que as restrições sobre esta relação, bem como as penalidades pela violação destes direitos, sejam especificadas; (ii) devem ser exclusivos, com a finalidade de que os não-proprietários não tenham direitos semelhantes e competitivos em relação à mesma porção do recurso que os proprietários; (iii) devem deter as características de serem

enforceable, isto é, caso não haja meios de se fazer prevalecer o diploma legal do direito de propriedade, a execução efetiva implica não só na descoberta da violação e na apreensão dos violadores, mas também na imposição de penalidades; e iv) devem ser transferíveis por venda, troca, arrendamento, doação ou herança (MARQUES,1995).

A indefinição sobre os direitos de propriedade leva a superexploração de recursos de propriedade comum, podendo resultar em exploração acima da capacidade de suporte ou da sua capacidade de regeneração natural do sistema, podendo, inclusive levar a uma total exaustão do recurso em apreço. Como os ativos ambientais se enquadram na categoria de bens públicos, a sua preservação tornar-se uma função precípua do Estado, dada a incapacidade do mercado para provisionar bens dessa natureza.

Teorema de Coase

Coase (1960) analisou o problema básico da ocorrência de externalidades entre dois agentes, no caso um agricultor e seu vizinho pecuarista cujos animais costumam pastar nas plantações do primeiro. O autor conclui que não há necessidade de qualquer tipo de intervenção para que as duas partes negociem até que se atinja o nível ótimo de controle. O problema da ocorrência de externalidade entre dois agentes pode ser eliminado por meio de negociação entre as partes. No caso, se o pecuarista tem o direito legal, o agricultor toma a iniciativa de negociar e vice-versa. Se o direito é do agricultor, o pecuarista aceitará pagar uma indenização que corresponderá, no máximo, ao custo marginal de colocar a cerca (custo de controle) e o agricultor estará disposto a receber qualquer valor acima do valor do dano marginal (perda da safra, que é igual ao custo de degradação). Assim sendo, com a negociação, ocorre o equilíbrio no ponto em que os custos marginais de controle e de degradação se igualam.

Neste caso, está se criando, com a negociação, um mercado para a externalidade, porém, normalmente, os problemas típicos de poluição invariavelmente envolvem mais de dois agentes, o que dificulta a negociação, além de envolver altos custos transacionais.

Pearce e Turner (1990) consideram que o teorema de Coase é importante porque constitui uma alternativa à necessidade da regulamentação governamental para os problemas de externalidades ambientais, as quais poderiam encontrar solução por meio da reestruturação dos direitos de propriedade.

Taxa pigouviana

Pigou (1950) propôs taxar o agente gerador de externalidade de tal modo que ele corrigisse sua atividade até que o nível socialmente ótimo fosse atingido. Assim, a taxa teria o mesmo efeito sobre a redução da poluição que o equilíbrio entre oferta e demanda.

Devido à presença de externalidade, os custos de produção da empresa são subestimados, já que os danos causados não são internalizados por ela, de modo que a curva de oferta efetiva fica deslocada para a direita, afastando a produção do socialmente ótimo e, portanto, taxaço sobre a quantidade de resíduos emitidos faria a empresa voltar a produzir no nível ótimo (PEARCE e TURNER, 1990).

A taxa reduzirá a emissão até o ponto em que o seu valor iguale-se ao custo marginal de degradação causado pela poluição, isto é, até que o valor da taxa seja igual ao custo marginal da redução, dado que o objetivo seja a minimização dos custos com o resíduo.

A taxaço *pigouviana* implica na necessidade de se conhecer, *a priori*, o nível ótimo de poluição, ou seja, a implementação da taxa envolve a necessidade de quantificação dos custos marginais de degradação. Em um mercado imperfeito, um produtor monopolista iria oferecer uma quantidade de produto menor que aquela socialmente ótima e a aplicação da taxa, devido à externalidade causada pela sua produção, implicaria uma elevação dos custos de produção e a quantidade poderia ser reduzida (MARGULIS, 1995)

Taxas e tarifas

Taxas podem ser consideradas um preço pago pela poluição. Na prática, não se aplica taxa ambiental tal qual prescrita pela teoria, uma vez que a taxa “ótima” exige o conhecimento da função de danos do agente poluidor, um problema teórico/prático ainda não resolvido (ALMEIDA, 1998).

Taxas sobre efluentes

Neste caso, a cobrança é por unidade de lançamento de determinados poluentes no meio (água, solo, ar). Consiste num tratamento caso a caso, que não diferencia as fontes poluidoras de acordo com seus respectivos danos ambientais, mas pela quantidade e/ou qualidade dos poluentes lançados. Neste sentido, não exerce estímulo à realocação espacial de atividades poluidoras, uma vez que a taxa paga por lançamento de poluente é a mesma, quer a fonte se localize num grande centro industrial quer numa região cujo meio ambiente apresente uma maior capacidade de absorção.

Subsídios

O subsídio constitui-se na assistência financeira, oferecida pelo governo aos poluidores, para que esses adotem medidas que reduzam seus níveis de poluição.

O subsídio pode incidir de duas maneiras sobre determinada empresa: (i) via redução de impostos e (ii) via financiamento para a aquisição de equipamentos de tratamento de resíduos. Neste segundo caso, dado que a empresa deve arcar com os custos de instalação, de funcionamento e de manutenção, em verdade, os seus custos irão aumentar e, conseqüentemente, esta medida não fornece um incentivo à redução da poluição.

Uma forma mais eficiente é a incidência do subsídio sobre o montante de emissões efetivamente reduzidas, assim, a empresa tem maior incentivo à redução contínua da poluição gerada em seu processo produtivo. Também sob taxação, existe um estímulo à

pesquisa de meios menos dispendiosos e que gerem bons resultados quanto à redução de emissões (BAUMOL e OATES, 1975).

Margulis (1995) comenta que a eficiência de uma política baseada unicamente em subsídios é colocada em dúvida. Argumenta que, apesar de o subsídio reduzir o montante de emissões de cada empresa, no longo prazo há um incremento da emissão total. Este resultado é intuitivo, dado que o subsídio afeta o lucro de uma firma tal que a leve a permanecer em operação numa situação na qual, sem o subsídio, ela já teria fechado. O subsídio pode incentivar a entrada de novas firmas no mercado, de tal modo que, no total, as emissões do setor aumentem. Portanto, a premissa de que o sistema de subsídios e de taxaço produz o mesmo efeito sobre o nível de poluição e que a única diferença entre esses instrumentos será a distribuição de renda (pois as firmas recebem ao invés de pagar) não é verdadeira.

Mercado de licenças de poluição

Num sistema de mercado de licenças de poluição (direitos de emissão), o governo leiloa uma determinada quantidade de licenças. Os agentes poluidores só podem emitir uma quantidade de poluição proporcional à quantidade comprada de licenças. Esse instrumento é bastante flexível em dois aspectos: as firmas podem negociar entre si essas licenças e o governo pode aumentar ou diminuir o nível total de poluição, recomprando ou leiloando mais licenças. Esse sistema é atrativo porque tem custos administrativos bem reduzidos, ficando restritos à fiscalização, e é flexível para lidar com a variação geográfica dos agentes, o que é uma limitação do sistema de taxaço. Este é um instrumento de mercado que atua via quantidade e não via preço (custo) de poluição (ALMEIDA, 1998).

5 VALORAÇÃO ECONÔMICA AMBIENTAL

O crescimento descontrolado da população e a expansão das grandes indústrias, baseada no uso abusivo dos combustíveis fósseis, abriram caminho para uma expansão inédita na escala das atividades humanas, pressionando a base limitada, e cada vez mais escassa, dos recursos naturais do planeta. A crescente preocupação com a escassez dos recursos naturais e com o futuro das próximas gerações fez surgir o conceito de desenvolvimento sustentável, uma solução conciliadora entre crescimento econômico e o uso sustentável dos recursos naturais. Uma das condições necessárias para a sustentabilidade é a elaboração de estatísticas capazes de fornecer informações mais evidentes sobre a relação entre desenvolvimento econômico e o uso ou estágio de degradação do meio ambiente.

Uma das discussões correntes, desde a Conferência sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento das Nações Unidas (UNCED), realizada em 1992 no Rio de Janeiro, foi justamente a mensuração do desenvolvimento sustentável. Até então, as estatísticas sobre o meio ambiente eram totalmente dissociadas da economia. Embora produzissem índices considerados úteis para organizar e apresentar dados ambientais em quantidades físicas, eram incapazes de incorporar dados monetários para permitir a conexão com variáveis econômicas (MARGULIS, 1995)

Um bem ou um serviço ambiental qualquer tem grande importância para o suporte às funções que garantem a sobrevivência das espécies. De uma forma geral, todas as espécies de animais e de vegetais dependem dos serviços ambientais e dos recursos naturais para sua existência. Essa importância traduz-se em valores associados aos bens ou aos recursos ambientais, que podem ser valores morais, éticos ou econômicos.

Há algum tempo, acreditava-se que os recursos ambientais, dada a sua enorme abundância, nunca iriam se exaurir e, assim, não se via necessidade de valorá-los economicamente. O valor atribuído ao meio ambiente era zero ou infinito, ou seja, eram considerados bens gratuitos e não entravam na contabilidade econômica, apesar de serem usados na produção de bens e de serviços.

Qualquer gestor ou tomador de decisões (governos, organizações não-governamentais, empresas) normalmente se defrontará com a necessidade de ordenar opções entre as várias possíveis, tendo que escolher algumas em detrimento de outras, já que, em geral, o total de recursos financeiros previstos é maior do que o orçamento disponível. Ou seja, as decisões políticas são tomadas em um contexto de escassez e, assim, implicam custos de oportunidade. A análise de custo-benefício é uma ferramenta muito útil nesses casos, pois permite comparar o custo de realizar uma opção (gestão, investimento, ação, projeto) com os benefícios decorrentes de sua implementação e, dessa forma, permite uma tomada de decisões com base naquela opção que apresenta a menor relação custo-benefício (SEROA da MOTTA, 1998).

O problema de aplicar a análise de custo-benefício em políticas que afetam o ambiente está, principalmente, em determinar a taxa social de desconto adequada. Assim, foram desenvolvidos métodos indiretos e de não-mercado para valorar bens e serviços ambientais monetariamente. Os métodos do custo de viagem, dos preços hedônicos e a valoração contingente são, atualmente, os mais utilizados e tem havido muito debate sobre a validade e a confiança desses métodos e de outros quanto aos resultados e à eficácia.

Para Bromley (1990) ainda não há um consenso quanto à eficiência de um método em relação ao outro, mesmo porque não há como precisar o real preço de um bem ou de um serviço ambiental. Comenta o autor que existe ainda um profundo desconhecimento das complexas relações da biodiversidade, da capacidade de regeneração do ambiente e de seu limite de suporte das atividades humanas. Assim, cada método apresenta uma eficiência específica para determinado caso.

Marques e Comune (1996) comentam que “não obstante as críticas, os conceitos e os métodos disponíveis apoiados na teoria neoclássica são de uso amplo e permitem avaliar os bens e os serviços ambientais de uma forma bastante sensível às sociedades que tomam suas decisões, razoavelmente, apoiadas em valores monetários. Os conceitos e os métodos vêm apresentando desenvolvimento que têm permitido a incorporação de valores mais abrangentes. As ponderações dos ecólogos têm sido atendidas pela incorporação, não somente dos valores de uso direto, mas também pelos valores de existência e de opção”.

Métodos de avaliação ambiental

Os ecossistemas têm valor porque mantêm a vida na Terra e geram os serviços necessários para satisfazer as necessidades humanas, materiais e não materiais, assim, o valor dos serviços ambientais ecossistêmicos nunca é zero e pode ser muito elevado (MEA, 2003).

O valor econômico é uma das muitas formas possíveis de definir e de medir valor e é antropocêntrico, pois tem um valor para os humanos. Há várias percepções e definições de valor e de valoração, mas três tipos principais são usualmente definidos: valores ecológicos, socioculturais e econômicos, cada um com seu próprio conjunto de critérios e de unidades de valor (de GROOT, 2002).

Como alguns bens e serviços públicos não são transacionados no mercado e, portanto, não há preços para revelar seu valor, deve-se usar uma forma de análise de custo-benefício em que os valores sociais dos bens e dos serviços reflitam variações de bem-estar das pessoas e não somente dos seus respectivos valores de mercado. Os economistas desenvolveram vários métodos para estimar o valor monetário dessas funções, isto é, determinar seu valor monetário em relação a outros bens e serviços da economia (SEROA da MOTTA et al., 1996).

Comune (1992) comenta que o desenvolvimento teórico e instrumental mais importante para o aprimoramento da teoria neoclássica relaciona-se ao problema da revelação das preferências e da estimação dos danos no domínio do meio ambiente.

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 dos serviços ambientais e das funções providas ao homem pelo ambiente não é transacionada no mercado (MARQUES e COMUNE, 1999).

Determinar o valor econômico de um recurso ambiental é estimar o seu valor monetário em relação aos outros bens/serviços disponíveis na economia. Portanto, qualquer que seja a forma de gestão deste recurso, o gestor terá de equacionar o problema de alocar um orçamento financeiro limitado frente a uma enorme quantidade de alocações de gastos possíveis e que visam diferentes opções de investimentos ou consumo (COMUNE, 1992).

Seroa da Motta (1998) propõe um roteiro em que apresenta os principais procedimentos que o usuário dos métodos de valoração poderá utilizar como forma de orientar um estudo de valoração ambiental de um recurso natural. A organização do roteiro é de forma resumida e apresentada da seguinte forma: (i) etapas que distinguem um segmento exclusivo de valoração; (ii) hipóteses que definem a correlação entre a variação da disponibilidade do recurso ambiental e o resto da economia; (iii) situações que definem a disponibilidade de informações que restringem o uso de cada método; (iv) procedimentos que indicam os métodos apropriados para cada situação.

Os métodos de valoração podem ser classificados como diretos e indiretos. Os métodos diretos procuram captar as preferências das pessoas, utilizando-se de mercados hipotéticos ou de mercados de bens complementares para obter "a disposição a pagar" dos indivíduos pelo bem ou pelo serviço ambiental. Por sua vez, os denominados métodos indiretos procuram obter o valor do recurso através de uma função de produção, relacionando o impacto das alterações ambientais a produtos com preços no mercado. Os principais métodos são representados na figura 3.

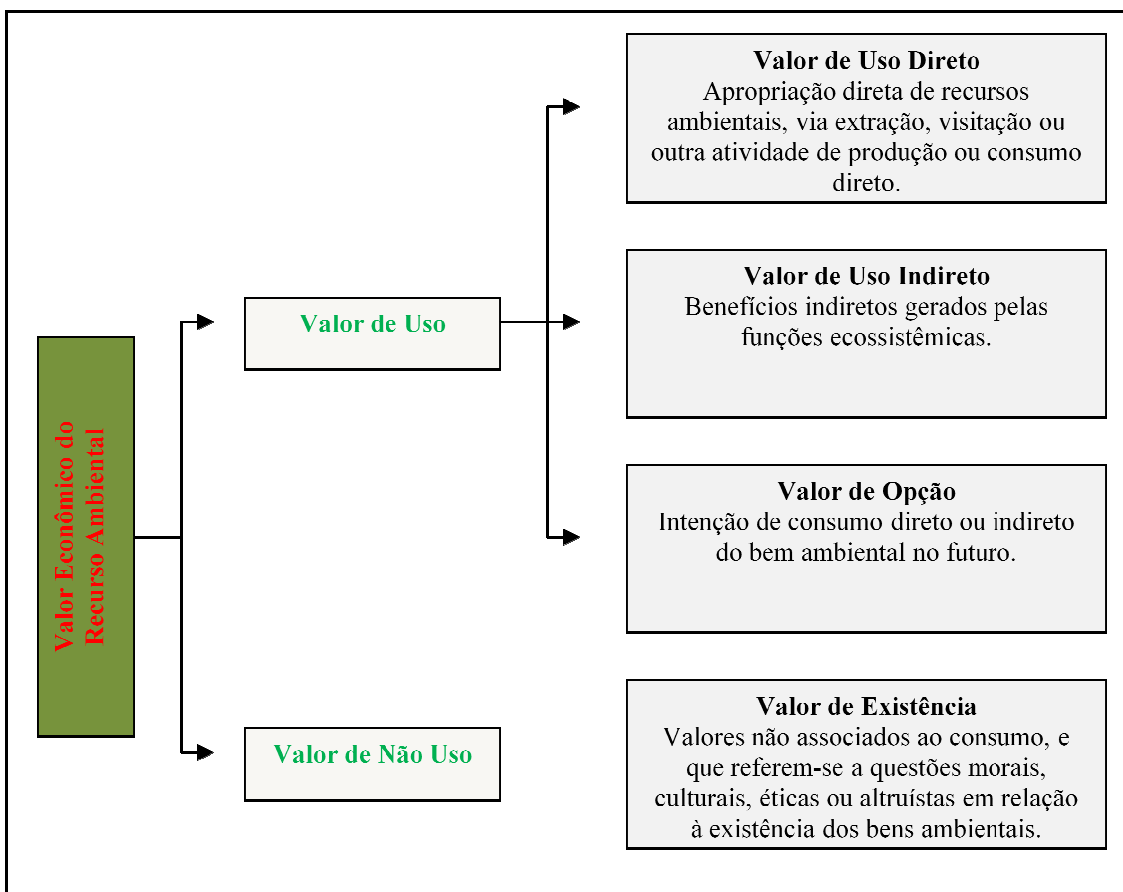


Figura 3 - Principais métodos de valoração de serviços ambientais.
Fonte: Adaptado de Seroa da Motta (1998).

Os métodos indiretos de valoração estimam o valor de um recurso ambiental através de uma função de produção. O objetivo é calcular o impacto de uma alteração marginal do recurso ambiental na atividade econômica, utilizando como referência produtos no mercado que sejam afetados pela modificação na provisão do bem ambiental. Estes métodos exigem o conhecimento da relação entre a alteração ambiental e o impacto econômico na produção, que pode ser calculado diretamente ao preço de mercado do produto afetado (produtividade marginal) ou em um mercado de bens substitutos (custos evitados, custos de controle, custos de reposição, custos de oportunidade) (Young e Fausto, 1977). A figura 4 demonstra os tipos de valores captados pelos métodos de valoração.

Métodos de Valoração			VU*			VE
			VUD	VUI	VO	
Métodos Indiretos	Produtividade Marginal					
	Mercados Bens Substitutos	Custos Evitados				
		Custos de Controle				
		Custos de Reposição				
		Custos de Oportunidade				
Métodos Diretos	DAP** Indireta	Custos de Viagem				
		Preços Hedônicos				
	DAP** Direta	Avaliação Contingente				

Figura 4 - Tipos de valores captados pelos métodos de valoração.

Fonte: Adaptado de Seroa da Motta, 1998

* VU = Valor Uso; VUD = Valor Uso Direto; VUI = Valor Uso Indireto; VO = Valor Opção; VE = Valor Existência; **DAP – Disposição a Pagar.

O valor de uso direto (VUD) refere-se a benefícios gerados pelo serviço ambiental com o seu uso como insumo de produção de um bem ou de um serviço privado e/ou como objeto de consumo final pelos indivíduos, ou seja, os bens e os serviços ambientais são apropriados diretamente da exploração do recurso e consumidos hoje. O Valor de uso direto (extrativo, consuntivo ou estrutural) deriva principalmente de bens que podem ser extraídos, consumidos ou desfrutados diretamente (madeira, caça, pesca, recreação).

O valor de uso indireto (VUI), não extrativo ou funcional, refere-se aos benefícios atuais derivados das funções ecossistêmicas, como, por exemplo, a proteção do solo e a estabilidade climática decorrente da preservação das florestas, armazenagem de carbono etc. São bens que são apropriados e consumidos indiretamente hoje.

O valor de opção (VO) significa que o indivíduo atribui valor em usos direto e indireto que poderão ser opções em futuro próximo e cuja preservação pode ser ameaçada, ou seja, bens e serviços ambientais de usos diretos e indiretos a serem apropriados e consumidos no futuro, muito embora algo pareça sem importância hoje, novas descobertas no futuro podem torná-lo valioso.

O valor de existência (VE) refere-se aos benefícios gerados pelo serviço ambiental dissociado do uso (embora represente consumo ambiental) e relativos a uma posição moral, cultural, ética ou altruística em relação aos direitos de existência de espécies não-humanas ou preservação de outras riquezas naturais, mesmo que estas não representem uso atual ou futuro para o indivíduo, ou seja, valor não associado ao uso atual ou futuro.

A natureza do valor econômico

A valoração econômica dos bens e dos serviços ambientais está baseada na noção de disposição a pagar, a qual, por sua vez, baseia-se em medidas das preferências dos indivíduos. A disposição a pagar é determinada por motivações que variam muito entre os indivíduos e tem sua contrapartida direta nos mercados, onde é formalmente equivalente à curva de demanda, desde que o bem ou serviço esteja sendo valorado em condições marginais (i.e. desde que se esteja valorando uma pequena mudança no nível da oferta). Assim, os preços de mercado refletem a disposição a pagar pela última unidade comprada e essa disposição a pagar é um sólido indicador do valor econômico. Alguns consumidores estarão dispostos a pagar mais que o preço de mercado, tendo assim um ganho de bem-estar ao efetivarem a compra, o que é conhecido como o excedente dos consumidores (MORAES, 2009).

A figura 5 mostra as curvas marshallianas de oferta (custo marginal) e demanda (benefício marginal) de longo prazo para um bem ou um serviço típico comercializado no mercado. A área $pbqc$, preço de mercado p vezes a quantidade q é o valor de mercado. O custo de produção é a área debaixo da curva de oferta, cbq . A área entre o preço de mercado e a curva de oferta, pbc , é o excedente do produtor ou renda líquida. A área entre a curva de demanda e o preço de mercado, abp , é o excedente do consumidor ou a quantia de bem-estar que o consumidor recebe sobre o preço pago no mercado. O valor econômico total do recurso é a soma dos excedentes do produtor e do consumidor (excluindo o custo de produção), ou a área abc na figura 5 (COSTANZA et al., 1997).

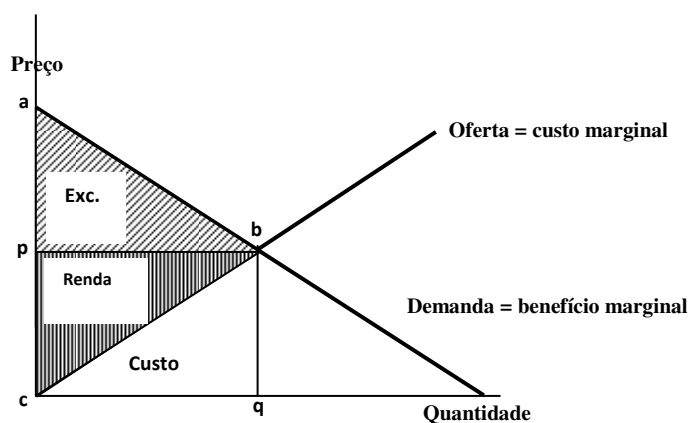


Figura 5 – Curvas de ofertas e demanda para um bem normal.
Fonte: Costanza et al. (1997).

A figura 6 se refere a um bem substituível feito pelos humanos. Como muitos serviços do ecossistema só são substituíveis até certo ponto, suas curvas de demanda provavelmente se parecem mais com a da figura 6, ou seja, quando a quantidade disponível se aproxima de zero ou de algum nível mínimo necessário do serviço, a demanda se aproxima do infinito, assim como o excedente do consumidor e, por conseguinte, o valor econômico total também tende ao infinito. Além disso, como os serviços do ecossistema não podem ser aumentados ou diminuídos por ações do sistema econômico, suas curvas de oferta são quase verticais (COSTANZA et al., 1997).

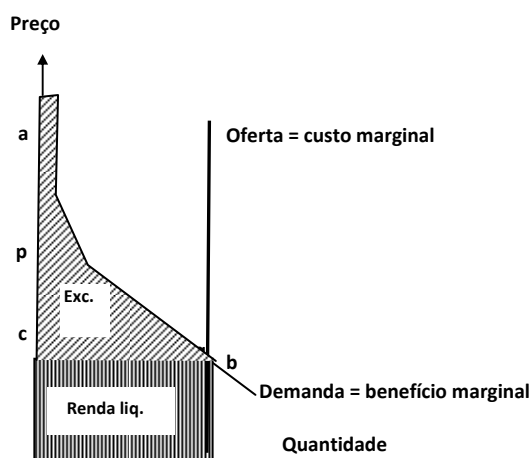


Figura 6 – Curvas de oferta e demanda para um serviço essencial do ecossistema.
Fonte: Costanza et al., 1997

Métodos de valoração diretos - valoração contingente

O método de valoração contingente procura mensurar monetariamente o nível de bem-estar dos indivíduos decorrente de uma variação na quantidade ou na qualidade ambiental de um recurso ambiental. Nele são feitas pesquisas amostrais a fim de identificar as preferências de uma pessoa em relação a bens que não são comercializados no mercado.

O objetivo final de um trabalho de valoração contingente é tipicamente obter uma precisa estimativa dos benefícios (e às vezes dos custos) de uma mudança no nível de provisão de um bem público (MITCHELL e CARSON, 1990).

A fundamentação teórica do método de valoração contingente tem como base a Economia do Bem-Estar. A interpretação da função de bem-estar tinha o enfoque utilitarista, ou seja, o máximo dos bens para um maior número de pessoas, de modo que a função do bem-estar social simplesmente era a soma da utilidade dos membros daquela sociedade para a produção de diferentes combinações de bens. A utilidade era assumida como mensurável no sentido cardinal e comparada entre indivíduos, porém, a partir da década de 1930, a noção de utilidade cardinal foi quase que completamente rejeitada pelos economistas a favor de uma definição de utilidade ordinal (MITCHELL e CARSON, 1990).

Para Pindyck e Rubinfeld (2002), a função de utilidade cardinal informa em quanto uma cesta de mercado é mais ou menos preferível a outra, enquanto a função de utilidade ordinal gera uma classificação de cestas de mercado, ordenando-as da maior para as de menor preferência.

A linha de orçamento de determinado consumidor indica todas as combinações para as quais o total de dinheiro gasto seja igual à renda disponível, ou seja, todas as combinações de bens que resultam em um gasto que é igual à renda. Se o consumidor faz uma escolha racional, podemos dizer que ele decide a quantidade de cada bem visando a maximizar o grau de satisfação que poderá obter, considerando o orçamento limitado de que dispõe. A maximização deverá satisfazer duas condições: (i) ela deverá estar sobre a linha do orçamento e (ii) a cesta de mercado deverá dar ao consumidor sua combinação preferida de bens e de serviços. A idéia básica é muito simples: se um consumidor optar por

determinada cesta de mercado em vez de outra, sendo a cesta escolhida mais cara do que a outra, conclui-se, então, que o consumidor tem realmente preferência pela cesta de mercado escolhida (PINDYCK e RUBINFELD, 2002).

Tratando-se de bens públicos, ou quando existem externalidades e/ou assimetrias informacionais interferindo na determinação do excedente do consumidor, pode-se estabelecer um mercado hipotético para deduzir variações equivalentes ou compensatórias individuais. Esta é a base do Método de Avaliação Contingente, o qual obtém, a partir de dados amostrais, preferências reveladas por bens ou por serviços ambientais no contexto de mercados hipotéticos, a partir do uso de questões que perguntam a DAP (disposição a pagar) ou DAA (disposição a aceitar compensação) dos consumidores.

O método de valoração contingente consiste na utilização de pesquisas amostrais para identificar, em termos monetários, as preferências individuais em relação a bens que não são comercializados em mercados. Especificamente na valoração econômica ambiental, pergunta-se às pessoas em quanto elas avaliam situações hipotéticas envolvendo uma mudança em quantidade ou em qualidade de um recurso ambiental. São criados mercados hipotéticos do recurso ambiental, ou cenários envolvendo mudanças no recurso, e as pessoas expressam suas preferências através da disposição a pagar para evitar a alteração na qualidade ou na quantidade do recurso ambiental.

A grande vantagem do método de valoração contingente sobre os demais métodos de valoração econômica ambiental é que esse é o único que permite a estimação de valores de existência. Isso porque não se observa o comportamento dos indivíduos em mercado correlato ao do recurso ambiental, mas cria-se um cenário hipotético em que os indivíduos expressam suas preferências, e esse cenário não precisa estar relacionado ao uso ou ao conhecimento prévio do recurso ambiental pelos indivíduos. Dessa forma, pode-se obter as preferências individuais sobre recursos ambientais que nunca foram ou serão utilizados pelas pessoas, o que caracteriza o valor de não-uso ou o valor de existência.

O método provoca muitas discussões sobre a sua estrutura e aplicação, porém, apesar das controvérsias, é largamente aplicado e isso contribuiu para que ele possa ser melhorado e aceito por diversos agentes interessados na avaliação e no monitoramento dos danos sobre o meio ambiente. O método visa estimar os valores que as pessoas atribuem

aos recursos ambientais em suas preferências individuais através de questionários previamente elaborados e testados.

O contínuo interesse e pesquisas na área do método de valoração contingente são claramente garantidos, primeiro, devido à importância das questões associadas aos usos dos bens públicos e, em segundo lugar, pela falta de alternativas aparentes para algumas formas de métodos de pesquisa resultantes na valoração de grande número de bens públicos ambientais (CUMMINGS et al., 1986).

A aplicação do método da valoração contingente implica uma criteriosa elaboração de cenários. Seroa da Motta (1996) comenta que, muito embora pareça ser um procedimento simples, a elaboração do cenário e das perguntas requer uma boa dose de criatividade de modo que realmente venham a revelar as preferências em relação às alterações propostas. Assim, continua o autor, seria o único método capaz de captar o valor de existência. Mesmo assim, explica que é o mais controverso dos métodos de valoração, principalmente por não conseguir estimar valores ambientais, assunto este que as pessoas não conseguem entender ou simplesmente desconhecem. Dessa forma, resultados mais corretos, ou próximos da realidade, são alcançados em casos em que os entrevistados se encontrem familiarizados com o bem que está sendo valorado (SEROA da MOTTA, 1996).

Em decorrência das críticas e dos muitos questionamentos sobre os resultados indenizatórios de grande proporções, o governo dos Estados Unidos organizou o Painel NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*). O objetivo era propor sugestões na tentativa de minimizar distorções, bem como sugerir procedimentos e técnicas que contornassem o maior número possível de vieses e que contribuíssem para uma maior aceitação e credibilidade na aplicação do método da valoração contingente. Nesse painel, vários economistas emitiram pareceres sobre a validade dos resultados obtidos com a aplicação do método, objetivando discutir todos os procedimentos à luz das teorias econômica e estatística. Como resultado, o painel resultou na definição de diretrizes e de recomendações, atestando-se assim o seu reconhecimento e a sua aceitação, muito embora houvesse também muitas críticas e restrições ao método. Essas críticas são inerentes ao mercado hipotético, no qual os entrevistados são levados a revelar suas preferências, bem

como as relativas às técnicas usadas para tal revelação, o que, segundo os especialistas, constitui um problema empírico de obtenção de valores ambientais.

O Painel NOAA foi estruturado num momento em que as discussões giravam em torno da utilidade prática do método de valoração contingente. Essa mudança no debate foi resultante dos impactos ambientais causados pelo navio petroleiro “Exxon Valdez”, na costa do Alasca, em 1989, que causou um grande vazamento de óleo. Os tribunais na época buscavam metodologias que 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 método de valoração contingente 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 método de valoração contingente 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 pudesse exigir a reparação dos danos ao agente responsável pela degradação (ARROW et al., 1993).

A partir do Painel NOAA, apesar das críticas e dos questionamentos sobre a validade dos resultados de pesquisa do método, popularizou-se 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 aplicação do método de valoração contingente. O valor de existência não é relativo nem ao consumo presente nem ao consumo no futuro e, por isso, sua utilização continua sendo muito polêmica (ARROW et al., 1993).

Belluzzo Jr. (1999) comenta que, apesar de sua difusão, há um intenso debate sobre a validade do método de valoração contingente e, para este autor, o ponto central na 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.

O Painel NOAA relacionou os principais problemas detectado no método de valoração contingente. Arrow et al.(1993) faz um resumo dos principais pontos conclusivos dos especialistas que participaram do Painel NOAA:

- Inconsistência com o princípio das escolhas racionais: pelo fato de que maior proteção não significa maior disposição a pagar 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 dos 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 disposição a pagar excessiva em relação àquele bem que está sendo estimado;
- Os entrevistados não levam em consideração sua restrição orçamentária quando manifestam sua disposição a pagar 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, ou seja, 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 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: acontece quando um grupo (uma amostra) da população afetada pelo dano ambiental tiver uma disposição a pagar muito baixa e, com isso, ficar fora do processo de avaliação;

- Efeito *warm-glow*: acontece quando as pessoas manifestam sua disposição a pagar, não como se fossem de fato fazer o pagamento, mas apenas como sinalização de que concordam, ou não, com o projeto que está sendo proposto. Isto pode ser percebido, de um lado, pelo grande número de zeros, manifestações contrárias ao projeto e, de outro, por respostas fora da realidade financeira do entrevistado.

Visando organizar e normatizar os procedimentos do método de valoração contingente, o Painel NOAA propõe as seguintes medidas:

- Tipo e tamanho da amostra – amostragem probabilística e elaborada por estatístico profissional;
- Minimizar não-respostas – grande número de respostas nulas pode comprometer os resultados da pesquisa;
- Usar entrevistas pessoais – apesar do alto custo, uma pesquisa em que é preciso informar sobre o cenário hipotético torna mais confiável através de entrevistas pessoais;
- Evitar a influência do entrevistador – deve ser feito treinamentos que assumam uma postura de neutralidade;
- Apresentador do relatório – todo estudo de valoração contingente deve relatar o processo de planejamento, a definição do tamanho da amostra, o questionário utilizado e o número de respondentes, ou seja, tudo que foi elaborado e todos os dados obtidos durante a pesquisa. Isto deve estar disponível para outros interessados;
- 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 e aceitaram o que foi proposto;
- Optar por projetos conservadores – no caso de respostas ambíguas, escolher aquelas que tendem a subestimar a disposição a pagar;
- Escolher a disposição a pagar ao invés da disposição a receber – isto reforça o item anterior de opção conservadora;

- Escolher o método referendo – utilizar a questão de valoração como um voto em um plebiscito;
- Ter cuidado com o uso de fotografia – elas devem ser usadas exclusivamente para melhor entendimento do projeto a ser executado;
- Destacar os recursos ambientais não-afetados pelo dano ambiental ou pelo estado futuro do bem em avaliação;
- 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;
- Evitar tendência temporal das respostas – as amostras devem ser distribuídas ao longo do tempo;
- As respostas “sim” e “não” devem incluir o porquê de ter votado “sim” e “não”;
- Incluir outras variáveis explicativas – renda, conhecimento do local, interesse pela área etc.;
- Testar e verificar se as questões de suas restrições orçamentárias, ou seja, com a sua disposição a pagar pela melhoria ambiental, deverá restringir o consumo de outros bens.

Para Mitchell e Carson (1990), o cenário para uma valoração contingente precisa definir e comunicar aos respondentes as seguintes questões: (i) o *nível de referência da utilidade* através do seu direito de propriedade e a renda disponível atual; (ii) a natureza do bem público; (iii) os principais preços de outros produtos; (iv) as condições de provisão dos bens e os pagamentos por ele; (v) o cenário deve ser desenhado para assegurar que os respondentes expressem suas demandas para o bem.

Métodos de valoração diretos - Custo de viagem

O método de custo de viagem é uma das antigas metodologias de valoração econômica, sendo muito utilizado para a valoração de patrimônios naturais de visitação pública. O valor do recurso ambiental é determinado pelos gastos dos visitantes para se

deslocar ao patrimônio, incluindo transporte, tempo de viagem, taxa de entrada e outros gastos complementares.

Este método estima a demanda por um bem com base na demanda de atividades recreacionais, associadas complementarmente ao uso do bem. A curva de demanda destas atividades pode ser construída com base nos custos de viagem ao sítio natural onde o bem é oferecido, basicamente representa, assim, o custo de visitação do sítio natural. A inclusão de variáveis socioeconômicas servirá para reduzir o efeito de outros fatores que explicam a visita ao sítio natural. O escopo deste conjunto de informações dependerá, entretanto, da significância dos resultados econométricos (SEROA da MOTTA, 1998).

Dado o nível atual de serviços ambientais oferecidos em um sítio natural específico, o método do custo de viagem busca estimar o excedente do consumidor associado ao usufruto destes serviços. Neste contexto, o valor do excedente do consumidor depende da condição de que a oferta de serviços ambientais no sítio natural e nos outros sítios substitutos não se altere (MAIA, 2004).

A maior crítica ao método do custo de viagem diz respeito à própria mensuração do método. Dada uma determinada viagem, custos para certos meios de transporte são mais baixos do que para outros, mas podem requerer tempos de viagem maiores. Da mesma forma, o tempo da visita no local também mantém uma relação direta com a distância. Assim, é comum na literatura o uso de medidas de custo do tempo somadas aos custos de transporte e outros gastos que reflitam o consumo dos serviços ambientais.

Métodos de valoração diretos - Preços hedônicos

A base teórica deste método é a identificação de atributos ou de características de um bem composto privado cujos atributos sejam complementares a bens ou a serviços ambientais. Identificando esta complementaridade, é possível mensurar o preço implícito do atributo ambiental no preço de mercado quando outros atributos são isolados (SEROA da MOTTA, 1998).

O método de preços hedônicos estabelece uma relação entre os atributos de um produto e seu preço de mercado. Pode ser aplicado a qualquer tipo de mercadoria, embora seu uso seja mais frequente em preços de propriedades.

A função de preços hedônicos P , relacionando o preço de uma residência i às suas características, será expressa por: $P_i = P(R_i, SE_i, A_i)$, em que,

P_i = preço da residência i

R_i = características estruturais da residência i (cômodos, área construída etc.)

SE_i = características sócio-econômicas da região onde a residência está localizada (índices sociais, etnia etc.)

A_i = características ambientais da região (poluição sonora, proximidade de parques etc.)

O método do preço de propriedade pode ser uma forma bastante útil para captar medidas de disposição a pagar por valores de uso do meio ambiente.

Método da produtividade marginal

O ponto de partida desta aproximação é a identificação das mudanças que ocorrem na qualidade ambiental (vista aqui como um fator de produção) e que, em consequência, geram mudanças na produtividade e nos custos de produção. Para tanto, é importante conhecer as relações entre o recurso ambiental utilizado na produção e a função de produção que emprega este recurso (SEROA da MOTTA, 1998)

Para Seroa da Motta (1998), estas funções, chamadas de dose-resposta (DR) ou de dano ambiental, relacionam a variação do estoque do bem natural com o nível de danos gerados por estas mudanças. É preciso identificar as variáveis que afetam o nível do recurso ambiental e os efeitos físicos provocados na escola produtiva. Um exemplo típico de uma DR é a provisão dos bens comerciáveis. Desta forma, o valor das mudanças ocorridas pode ser tomado como medida do benefício da degradação/preservação (valor de uso direto e indireto).

O método de produtividade marginal atribui um valor ao uso da biodiversidade relacionando a quantidade, ou qualidade, de um recurso ambiental diretamente à produção de outro produto com preço definido no mercado.

A construção da função dose-resposta envolve duas etapas básicas. A primeira exige a elaboração de uma função física dos danos, relacionando a dose de poluição ou degradação à resposta do ativo ambiental poluído ou da degradado na produção. A segunda corresponde à formulação de um modelo econômico que mensure o impacto financeiro destas alterações no processo produtivo. Entretanto, a função de produção pode não ser tão trivial caso as relações biológicas e tecnológicas sejam demasiadamente complexas (SEROA da MOTTA, 1998).

O método de produtividade marginal acaba estimando apenas uma parcela dos benefícios ambientais e os valores tendem a ser subestimados. A função de produção capta apenas valores de uso direto e indireto do recurso ambiental. Valores de opção e valores de existência, como a preservação das espécies, não fazem parte das estimativas (MAIA, 2004).

Método dos custos evitados

O método dos custos evitados incorpora os gastos preventivos incorridos pelos indivíduos como medidas indiretas de manutenção, de controle e de recuperação da qualidade dos recursos ambientais. O fundamento teórico dos gastos evitados está na teoria do comportamento do consumidor, mais especificamente na função de produção familiar. Ao produzir bens de consumo usando vários insumos, alguns dos quais sujeitos à degradação, a unidade produtiva deve responder à degradação destes, agindo de forma preventiva ou defensiva. No caso mais comum, as famílias efetuam gastos no sentido de prevenir, reduzir ou neutralizar os efeitos dessa degradação sobre seus níveis de bem-estar. O método gera estimativas válidas não só da poluição como também da degradação ambiental global, além de ser viável empiricamente e menos oneroso em “certas situações” em relação a outros métodos (PEARCE e TURNER, 1990).

Custo de oportunidade

O conceito de custo de oportunidade pressupõe alternativa viável e, portanto, existente tanto para o consumidor quanto para o empresário. Está relacionado ainda a uma decisão efetiva sendo tomada e que, assim sendo, acarreta sacrifício/abandono de outra(s) que não o foi(foram). A expressão “custo de oportunidade” define o valor de um fator de produção para qualquer uso que lhe fosse dado, sendo tal custo de oportunidade “a renda líquida gerada pelo fator (de produção) em seu melhor uso alternativo” (HERRERO, 1997).

O método do custo de reposição

O Método do Custo de Reposição (MCR) apresenta uma das idéias intuitivas mais básicas quando se pensa em prejuízo: a reparação por um dano provocado. Assim, o MCR se baseia no custo de reposição ou restauração de um bem danificado.

O MCR é frequentemente utilizado com uma medida do dano causado. Essa abordagem é correta nas situações em que é possível argumentar que a reparação do dano deve acontecer por causa de alguma outra restrição, como, por exemplo, de ordem institucional. É o caso do padrão de qualidade da água: os custos para alcançá-lo são uma *proxy* dos benefícios que esse padrão proporciona à sociedade (PEARCE, 1993). O autor alerta para os riscos desse procedimento porque, ao impor uma reparação, a sociedade está sinalizando que os benefícios excedem os custos, quaisquer que sejam estes, e que, portanto, “os custos são uma medida mínima dos benefícios”. Outra situação de aplicação válida da abordagem do custo de reposição é quando se configura uma “restrição à sustentabilidade”, ou seja, nessas condições, os custos de reposição se apresentam com uma primeira aproximação dos benefícios ou do dano.

A operacionalização desse método é feita pela agregação dos gastos efetuados na reparação dos efeitos negativos provocados por algum distúrbio na qualidade ambiental de um recurso utilizado numa função de produção. Na função de produção, os gastos com todo o processo de recuperação do bem ou do serviço ambiental servem com uma medida aproximada do benefício que a sociedade auferir por ter um determinado recurso.

Marques (1995) propõe uma adaptação do método do custo de reposição dos nutrientes perdidos pela erosão dos solos, adicionando o custo de aplicação dos fertilizantes para se atribuir valor monetário aos impactos relacionados à erosão do solo em propriedades rurais.

$$\text{Valor econômico da perda de solo agrícola} = \sum_{i=1}^n (Q_n * P_n) + \text{Caf},$$

Q_n = Quantidade de nutrientes necessários para reposição da fertilidade do solo observada nas amostras;

P_n = Preço de mercado de cada fertilizante industrializado;

Caf = Custo de aplicação dos fertilizantes.

6 ECONOMIA ECOLÓGICA

Os problemas ambientais, tais como mudança climática e perda de biodiversidade, representam desafios para as ciências econômicas, no sentido de que o seu instrumental analítico deve ser capaz de fornecer respostas consistentes que apontem para uma relação mais harmônica entre meio ambiente e sistema econômico. Partindo-se do princípio de que a atividade econômica, a qualidade de vida e a coesão das sociedades humanas são profunda e irremediavelmente dependentes dos bens e dos serviços providos pelo meio ambiente, é fundamental que a teoria econômica considere em seu arcabouço teórico as interconexões entre sistema econômico e seu meio externo, procurando compreender a dinâmica subjacente aos processos naturais de suporte à vida e os impactos que as atividades humanas têm sobre os sistemas naturais.

Toda atividade humana, qualquer que seja ela, incide irremediavelmente no ecossistema, quer pelo lado da extração de recursos naturais em que a natureza funciona como fonte, quer pelo do lançamento de resíduos. A natureza, enfim, é nossa fonte primordial e insubstituível de vida.

Por isso, a economia ecológica é uma corrente ideológica que vem ganhando reconhecimento no pensamento econômico que tenta ampliar o escopo da análise dos problemas ambientais, reivindicando a contribuição de outras disciplinas com o objetivo geral de apresentar uma visão sistêmica sobre a relação meio ambiente-economia. A economia ecológica leva em consideração os aspectos biofísicos-ecológicos do sistema econômico e, em termos metodológicos, oferece uma abordagem pluralista, na qual se procura integrar a contribuição de várias perspectivas teóricas para se enfrentar a problemática ambiental (ROMEIRO, 2002).

A economia ecológica é um ramo relativamente recente do conhecimento, estruturado de modo formal em 1989 com a fundação da International Society for Ecological Economies (ISEE) e com o periódico Ecological Economics. A decisão de estruturação da economia ecológica se deu em 1987, por ocasião de uma conferência realizada em Barcelona, onde foi evidenciada a insatisfação de pesquisadores, tanto do ramo da economia como do das ciências naturais, com o potencial da teoria econômica neoclássica em propor soluções adequadas para os problemas ambientais relevantes. Partiu-se da premissa comum de que a

complexidade inerente aos problemas ambientais não permite que esses sejam analisados pela ótica de apenas uma disciplina. Ao contrário, a natureza da problemática ambiental exige uma integração analítica de várias perspectivas. A economia ecológica advoga, pois, a integração de conceitos das ciências econômicas (e demais ciências sociais e políticas) e das ciências naturais, notadamente a ecologia, oferecendo uma perspectiva integrada e biofísica das interações meio ambiente-economia, objetivando, em primeiro lugar, fornecer soluções estruturais para os problemas ambientais (DALY, 1997).

A economia ecológica traz implícita a idéia de uma agenda de pesquisa de muitas visões, cujo fulcro pode ser associado ao objetivo último do desenvolvimento sustentável, entendido como a equidade intra e intergeracional. É uma nova abordagem transdisciplinar que contempla toda a gama de inter-relacionamentos entre os sistemas econômico e ecológico, englobando e transcendendo esses limites disciplinares e vendo a economia humana como parte de um todo superior. Seu domínio é a totalidade da rede de interações entre os setores econômico e ecológico (COSTANZA, 1994).

A economia ecológica terá que ir muito além da simples fusão entre economia e ecologia. Os complexos problemas de hoje requerem uma síntese complexa de idéias e de ferramentas das ciências sociais, das ciências naturais e das humanísticas. A economia ecológica procura promover uma pesquisa na qual os pesquisadores aceitem que as fronteiras disciplinares são interpretações acadêmicas irrelevantes fora da universidade e permitem que o problema a ser estudado determine o conjunto de ferramentas adequado e não ao contrário (DALY e FARLEY, 2004).

A dificuldade de se determinar uma solução bem definida deve-se ao número elevado de variáveis envolvidas, ou seja, de sua complexidade. Ao se tentar “minimizar os arrependimentos futuros”, as medidas próprias seriam tomadas naturalmente. Uma solução, portanto, não estaria nos mecanismos de preços ou em qualquer lugar da teoria econômica, e sim no campo da ética (DALY, 1979).

Para os economistas ecológicos, a economia é considerada um subsistema de um ecossistema global maior, finito e materialmente fechado, embora aberto ao fluxo de energia solar, o qual impõe limites ao crescimento físico do sistema econômico. O foco dos economistas ecológicos é tentar entender a dinâmica subjacente aos processos naturais e

econômicos, na tentativa de compreender as interfaces existentes entre essas duas dinâmicas, conferindo, assim, um caráter holístico e integrado nas análises dos problemas ambientais.

A economia ecológica procura avaliar as relações entre sistema econômico e meio ambiente adotando um enfoque metodológico pluralista e não-mecanicista, na tentativa de ampliar os modelos neoclássicos e incorporar variáveis ecológicas e físicas não contempladas no esquema analítico convencional. Enxerga o conjunto economia-meio ambiente como um sistema que evolui, que apresenta comportamentos não-determinísticos e cuja complexidade não é totalmente compreendida, explicita as trocas de matéria e energia entre o sistema econômico e o meio ambiente, considerando os fundamentos biofísicos-ecológicos que regulam o sistema natural.

Nesse sentido, o maior desafio da economia ecológica é compatibilizar e mediar os conceitos de dimensão biofísica-ecológica e os conceitos de dimensão socioeconômica normativa (AMAZONAS, 2002). A figura 7 ilustra este fenômeno, relacionado com a área do estudo, ou seja, no município de Araras, os recursos naturais como matas, solo e água conjugados com produtos fitossanitários, fertilizantes são utilizados para gerar serviços ambientais de provisão (produção agrícola), porém, geram também matéria degradada que fica no sistema econômico. A visão da Economia Ecológica preconiza que o sistema seja utilizado dentro de uma escala de exploração aceitável. No caso estudado, a escala para produção agropecuária deve ser sustentável para manter os serviços ecossistêmicos, garantindo, assim, uma distribuição justa e que a geração atual e as futuras possam usufruir destes bens ofertados de modo a proporcionar bem-estar de um modo geral para a população do município.

Por admitir a importância dos fluxos materiais e energéticos para a análise do funcionamento do sistema econômico e pelo fato de que a economia é, em si, um processo físico, a Economia Ecológica se dedica à análise das leis da termodinâmica e de suas implicações para a dinâmica econômica.

A primeira lei da termodinâmica estabelece que as quantidades de matéria e de energia do universo são constantes, não podendo ser criadas ou destruídas. Fato este que as vezes é negligenciado em alguns modelos econômicos. Essa lei afirma que a base material sobre a qual o sistema econômico se reproduz é finita, não sendo possível, portanto, a sua expansão contínua.



Figura 7 - A economia como atividade dentro do ecossistema.
Fonte: Adaptado de Muller, 2009

Pela primeira lei, a produção se encontra sujeita a uma equação de equilíbrio, em que a entrada é igual à saída mais acumulação de energia e matéria, se houver acumulação, o subsistema econômico crescerá. Num equilíbrio constante, o crescimento e a acumulação seriam zero e o fluxo de entrada seria igual ao fluxo de saída. A produção resulta em dois fins: a depleção dos recursos ambientais e a poluição dos depósitos ambientais.

A segunda lei da termodinâmica estabelece que a energia do universo, embora constante, sofre um processo de irreversível mudança de um estado disponível para um estado indisponível. Isto é, há um processo contínuo de elevação da entropia do universo e a energia dissipada não é mais disponível para a realização de trabalho útil, sendo esse processo de dissipação energética governado pela lei da entropia, segunda lei da termodinâmica.

Georgescu-Roegen (1971) foi quem melhor descreveu o sistema econômico enquanto dinâmica de elevação entrópica. Para Georgescu, os modelos matemáticos seriam

incapazes de incorporar mudanças qualitativas, pois seus elementos são discretos, ou seja, sem superposição. Os processos de produção se caracterizam por envolverem diversas entradas de recursos naturais e saídas de rejeitos, mudanças qualitativas que não poderiam ser descritas pelos modelos matemáticos convencionais.

Uma política prudente para recursos naturais requer a participação de cientistas das ciências naturais para se obterem informações sobre a natureza da interdependência entre as atividades dos mercados e os processos de sustentação da vida na biosfera. Há, portanto, a necessidade da consistência entre a formulação dos modelos econômicos com as restrições impostas às atividades do homem pelas leis físicas. Estas leis vão limitar as possibilidades de substituição em resposta à crescente escassez de materiais, além de estabelecer limites na capacidade de absorção de resíduos dos sistemas ambientais (NORGAARD, 2003).

Embora Georgescu-Roegen admita que a lei da entropia se aplique apenas a sistemas isolados, o sistema econômico necessariamente sofre um processo de aumento de entropia, dado que o uso de energia de baixa entropia fornecida pelo Sol deve ser acrescido do uso do capital energético da Terra (energia na forma de combustíveis fósseis, acumulada na crosta terrestre), o que implica o aumento da entropia do sistema. Em 1986, este autor estende o conceito de entropia para a matéria, uma vez que ela também existe em dois estados: o disponível e o indisponível. Esta análise se baseia em extensões de análises da lei da entropia, segundo as quais o diferencial do nível entrópico de sistemas abertos ou fechados é definido como a soma algébrica de dois componentes: a “produção” interna de entropia pelo sistema (necessariamente sempre positivo) e a troca líquida de entropia com o meio externo. No caso do sistema econômico, este último componente é também positivo, o que resulta em um diferencial de nível entrópico maior que zero.

Estas leis vão limitar as possibilidades de substituição em resposta à crescente escassez de materiais, além de estabelecer limites na capacidade de absorção (de resíduos) dos sistemas ambientais. É reconhecido o potencial para interações entre o problema econômico e outras considerações não-econômicas na interpretação de um escopo mais real das atividades econômicas. O que é importante ressaltar da obra de Georgescu-Roegen é a introdução da idéia de irreversibilidade e de limites, que decorre da segunda lei da

termodinâmica (lei da entropia). Este autor rompe com o passado quando combina elementos de biologia evolucionária, de economia convencional e de termodinâmica.

Dada a preocupação com a base finita de recursos, o conceito de escala, enquanto tamanho físico do sistema econômico em relação ao sistema maior que lhe sustenta, é de fundamental importância para a economia ecológica. Os economistas ecológicos consideram que o estudo da escala ótima precede o estudo da alocação ótima. Como o objetivo da economia ecológica é a sustentabilidade do sistema econômico-ecológico combinado, considera-se que a sustentabilidade ecológica, que está relacionada com o conceito de escala do sistema econômico, e a sustentabilidade social, relacionada com distribuição equitativa, são os dois critérios imprescindíveis sob os quais se deve promover a eficiência/sustentabilidade econômica (COSTANZA, 1992)

A Economia Ecológica tem como base uma visão pré-analítica, que identifica o sistema econômico como subsistema aberto do ecossistema. Por isso, tem como uma de suas missões promover a modelagem dos elos ecológicos que determinam as interfaces entre sistemas naturais e econômicos (DALY, 1997).

A visão pré-analítica da economia ecológica considera a economia um subsistema inserido num sistema maior, finito e materialmente fechado (porém, aberto ao fluxo energético solar), então, o enfoque analítico deve ser utilizado de forma a promover a sustentabilidade dos bens/serviços ecossistêmicos e, para tanto, deve estar apoiado nos três componentes estruturais, a saber: *escala* (sustentável) de sua exploração; *alocação* dos bens/serviços ecossistêmicos e a *distribuição* destes bens/serviços e o *princípio da precaução*.

No esquema analítico da economia ecológica, a consideração da entropia e das propriedades de sistemas complexos faz com que a degradação do meio ambiente e/ou esgotamento dos recursos naturais sejam vistos como problemas que só podem ser solucionados através de uma justa distribuição intratemporal de recursos naturais finitos, o que pressupõe a definição de limites absolutos para seu uso (*escala*). Além disso, trata-se de um processo envolvendo agentes econômicos cujo comportamento é complexo em suas motivações (as quais incluem dimensões sociais, culturais, morais e ideológicas) e que atuam num contexto de incertezas e de riscos de perdas irreversíveis que o progresso da

ciência não tem como eliminar. Capital e capital natural são fundamentalmente complementares. Trata-se de um processo de escolha pública em que caberá à sociedade, em suas várias formas de organização, decidir sobre o que é sustentável, em última instância, com base em considerações morais e éticas (ROMEIRO, 2009).

Uma escala ecologicamente sustentável é aquela em que o fluxo de materiais e de energia provenientes do meio ambiente e que entram e saem do sistema econômico (*throughput*) está dentro da capacidade de suporte do sistema (*carrying capacity*) e a escala ótima é aquela que maximiza a diferença entre os estoques de benefícios (*wealth*) e malefícios (“*illth*”), acumulados através do crescimento, ou iguala os benefícios marginais e os malefícios marginais do crescimento econômico. O termo *throughput* designa os fluxos materiais e energéticos provenientes do meio ambiente e que entram e saem do sistema econômico (DALY, 1993).

Para a Economia Ecológica, a questão é conceber a economia-atividade como sistema aberto (o ecossistema é o todo; a economia, uma parte), onde matéria e energia entram no sistema, passam pelo processo de *throughput* e viram lixo. Neste modelo, há transformação de matéria e de energia de baixa entropia em matéria e em energia de alta entropia – como estabelecem as incontornáveis leis da termodinâmica (AMAZONAS, 2009).

O termo *throughput* designa um processo em que se considera a economia como um sistema aberto, no qual se busca manter o fluxo físico entrópico dos recursos naturais, que entram na economia (*inputs*) e retornam à natureza como resíduos (*outputs*), correspondendo à manutenção do capital natural, ou seja, designa os fluxos materiais e energéticos provenientes do meio ambiente e que entram e saem do sistema econômico.

A perspectiva da economia ecológica é de que aumentar a produção econômica implica sacrifícios de recursos, tais como floresta, solo, água, ar, biodiversidade, estabilidade climática etc. Isso é decorrência da visão ecológica da economia. Em síntese, trata-se de encontrar a *escala ótima* do macro sistema econômico, permitindo a separação entre (i) crescimento *genuinamente econômico* (quando os benefícios marginais do aumento da economia superam os custos marginais ambientais do processo) e (ii) crescimento *antieconômico* (quando, pelo contrário, os benefícios marginais do aumento da

economia se tornam inferiores aos custos marginais). Supõe-se, é claro, que, em algum momento, benefícios e custos marginais se igualem (AMAZONAS, 2009).

O sentido de eficiência assume uma visão mais ampla do processo, ou seja, se por um lado esta análise também busca a obtenção de mais benefícios com menores custos, por outro, esta mesma análise impõe que se respeitem os limites dos sistemas naturais e de suas interações com os sistemas humanos.

A alocação deve ser entendida como a disponibilização de recursos em função das preferências individuais, em que elas são avaliadas pela habilidade de pagar utilizando o preço. Nesta forma de análise, os benefícios proporcionados pela escala ecologicamente sustentável devem ser equitativamente *distribuídos* e a alocação eficiente, isto porque pressupõe-se e também considera-se uma dotação inicial de recursos em poder de uma parcela da população e esta dotação não apresenta a característica de igual distribuição. Em síntese, a distribuição está relacionada à divisão dos recursos entre as pessoas na geração atual e nas futuras.

A *alocação* dos bens e/ou serviços ecossistêmicos deve ser eficiente no sentido de ser ampliada incorporando os aspectos alocativos, distributivos e de escala de modo a obter uma sustentabilidade ecológica e uma justiça distributiva.

Romeiro (2009) pondera que a determinação de uma *escala sustentável*, da mesma forma que uma *distribuição* justa de renda, envolve valores outros que a busca individual de maximização do ganho ou do bem estar, valores estes como a solidariedade inter e intra-gerações, que têm que se afirmar num contexto de controvérsias e de incertezas científicas decorrentes da complexidade dos problemas ambientais globais.

Andrade e Romeiro (2009) comentam que o *insight* decisivo da economia ecológica foi a ampliação do escopo da análise entrópica para uma compreensão mais profunda da estrutura e do funcionamento dos ecossistemas. Dos ecólogos, os economistas ecológicos aprenderam que, movidos pela energia solar, os ecossistemas evoluíram num processo de crescente complexificação negentrópica (entropia negativa), possuindo diversas propriedades, entre as quais a resiliência, isto é, a capacidade de resistir a impactos e de restabelecer o equilíbrio, embora em novas condições. Esta capacidade resulta em reações não-lineares aos impactos, o que torna praticamente impossível em sistemas muito

complexos determinar seus limites, chamados limiares ou capacidade de carga (*threshold/carrying capacity*). Dessa forma, ocorre uma incerteza irredutível sobre riscos de perdas irreversíveis potencialmente catastróficas. Em outras palavras, não é possível conhecer até que ponto os ecossistemas naturais podem suportar a expansão do sistema econômico sem sofrerem danos e rupturas irreversíveis.

A *resiliência* pode ser considerada como a habilidade de os ecossistemas retornarem ao seu estado natural após um evento de perturbação natural, sendo que quanto menor é o período de recuperação, maior é a resiliência de determinado ecossistema. Pode ser definida como a medida da magnitude dos distúrbios que podem ser absorvidos por um ecossistema sem que este mude seu patamar de equilíbrio estável. O ponto de mudança de patamar (ou de ruptura) é definido como o limiar de resiliência do ecossistema. As atividades econômicas apenas são sustentáveis quando os ecossistemas que a alicerçam são resilientes (MEA, 2005).

Diante dessa incerteza, a Economia Ecológica advoga a adoção de uma postura de uso parcimonioso dos recursos naturais, adotando, assim, o *Princípio da Precaução*, que tem como função básica a garantia contra os riscos potenciais que, de acordo com o estado atual do conhecimento, não podem ser ainda identificados. Este princípio tem uma clara e decisiva utilização na bioética e sua função deve levar em conta fatores que não são conhecidos, bem como as ações tomadas sobre as consequências da intervenção humana nos ecossistemas.

As complexas e dinâmicas interações entre os recursos estoque-fluxo e fundo-serviços, cuja totalidade pode ser chamada de elementos estruturais do capital natural, produzem as funções ecológicas ou as funções ecossistêmicas. O conhecimento humano sobre como as funções ecossistêmicas que emergem do funcionamento e da interação dos elementos estruturais do capital natural é muito limitado, o que dificulta a antecipação dos impactos das atividades humanas sobre tais funções. As tomadas de decisão relacionadas às funções ecossistêmicas envolvem elevado grau de incerteza, o que justifica o recurso ao chamado *Princípio da Precaução*.

A aplicação do *Princípio da Precaução* tem por objetivo a adoção de medidas relativas a uma fonte potencial de danos, sem esperar que se disponha de certezas

científicas quanto às relações de causalidade entre a atividade em questão e o dano temido. Esta postura representa uma ruptura com as práticas anteriores de prevenção, que tinham o conhecimento racional por fundamento. A precaução, ao contrário, implica tomar uma certa distância em relação à ciência e à tecnologia, como um eco de desencantamento da opinião pública em relação a estas. A aplicação do *Princípio da Precaução* significa uma (re)imposição de restrições bastantes severas à racionalidade econômica prevalecente, restrições essas fundadas em valores éticos, como a solidariedade para com as gerações futuras (ROMEIRO, 2000).

A Economia Ecológica, por ser uma área caracterizada pelo pluralismo metodológico e pela heterogeneidade de enfoque, reúne posições que vão desde o suporte ao exercício valorativo do meio ambiente a posições de relativo descaso a essa temática. O ponto importante a se frisar é que há um consenso entre os economistas ecológicos de que a principal limitação da valoração econômica do meio ambiente, atualmente praticada, é que ela confere um caráter fortemente economicista às análises envolvendo o meio ambiente, não conseguindo captar valores referentes à maioria dos serviços ecossistêmicos, bem como outras dimensões de seus valores, não contemplando importantes aspectos relacionados à dinâmica dos processos naturais e sua complexidade, estando esta deficiência relacionada à grande complexidade das interações ecossistêmicas e à falta de informações que permita um correto tratamento dessas interações (ROMEIRO, 2002).

Sistema econômico, capital natural e ecossistemas

O sistema econômico opera inserido no meio ambiente, com o qual interage, dele retirando recursos naturais essenciais para serem transformados em bens e serviços visando ao consumo. Tanto a produção como o consumo geram resíduos, rejeitos, poluentes que, em boa parte, acabam sendo devolvidos ao meio ambiente. A extração de recursos naturais – notadamente os não-renováveis – não só altera a disponibilidade destes na natureza, como tem impactos sobre o estado geral do meio ambiente. Assim, as condições do meio ambiente podem ser fortemente afetadas pela deposição de resíduos, pela emissão e pela concentração de poluentes originados do funcionamento da economia,

veja figura 8. Assim, o sistema econômico impacta os ecossistemas e tais impactos estão em funções da sua escala (tamanho, dimensão) e do estilo dominante de crescimento econômico, ou seja, o modo pelo qual o sistema econômico se expande.

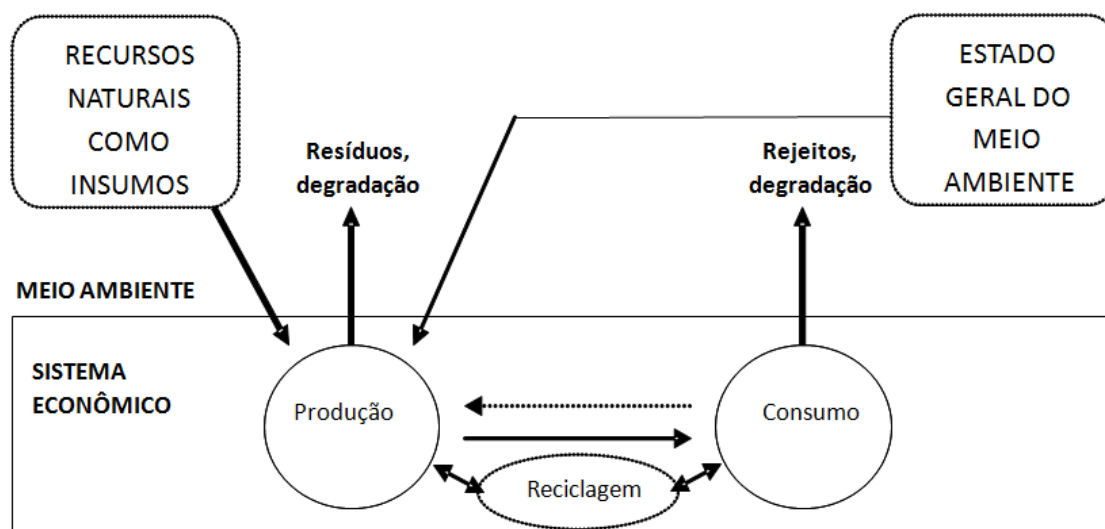


Figura 8 - Interação entre economia e meio ambiente.
Fonte: Muller (2009).

Os efeitos combinados da escala cuja expansão se acelerou fortemente nas últimas décadas, e do estilo de crescimento, têm conduzido o mundo a uma era em que o capital natural assume o lugar do capital manufaturado como o fator limitante do desenvolvimento econômico, devendo-se, então, estimular o desenho de políticas econômicas voltadas a incrementar a produtividade dos ecossistemas e dos benefícios deles derivados (DALY e FARLEY, 2004).

A pressão exercida pelo sistema econômico sobre os ecossistemas depende do tamanho da população, do padrão de consumo e da tecnologia. A tecnologia pode relativizar esta pressão, mas não evitar que ela produza uma catástrofe ambiental caso a população e/ou consumo cresçam indefinidamente, levando a uma possibilidade de ocorrência de perdas irreversíveis e consequentemente potenciais rupturas nos ecossistemas que podem causar danos irreparáveis à humanidade. Vários trabalhos empíricos se preocuparam em analisar a relação entre o crescimento econômico e a degradação ambiental ou a qualidade dos ecossistemas, o que sugere que ainda existe uma grande

lacuna a ser preenchida no que se refere à compreensão dos impactos de fatores econômicos sobre os ecossistemas (MUELLER, 2007).

É fundamental a compreensão dos processos e/ou funções ecossistêmicos que dão origem aos benefícios prestados pelos ecossistemas e as interfaces destes com o bem-estar humano.

Para Muller (2009), o funcionamento do sistema econômico vem exigindo do ecossistema global o desempenho das seguintes funções básicas: (i) o provimento de insumos econômicos denominados “recursos naturais”. O sistema econômico extrai tais recursos do seu meio externo e os transforma pelo processo produtivo em bens e serviços que, direta ou indiretamente, são consumidos; e (ii) o fornecimento de energia. O ecossistema global é uma estrutura dissipativa que opera longe do equilíbrio termodinâmico; os subsistemas do ecossistema global, que também são estruturas dissipativas, funcionam graças à energia solar que atinge o ecossistema global e à energia acumulada no seu interior. Isso também acontece com o sistema econômico, mas este usa muito mais energia do que a captada de forma mais imediata do Sol.

Em virtude da operação das leis da termodinâmica, uma das consequências disto é que estão se verificando incrementos cada vez maiores da entropia do ecossistema global. Estes vêm mantendo sua estabilidade mediante a exportação de parte deste incremento de entropia para o cosmo, o meio externo do ecossistema global. Mas essa exportação de entropia não se dá de forma rápida e simples. Parcela crescente desse elevado montante da alta entropia que a econosfera emana para o ecossistema global permanece neste por muito tempo antes de ser dissipada no cosmo provocando mudanças no estado geral do meio ambiente, o que vem acontecendo em um ritmo preocupante (MULLER, 2007)

"Capital" refere-se a um fator de produção gerado pelo sistema econômico ou a ativos financeiros subjacentes a esses fatores. Designa os estoques de materiais ou informações existentes num determinado período que geram fluxos de serviços, os quais podem ser usados para transformar outros materiais ou sua configuração espacial, contribuindo para a melhoria do bem-estar humano (COSTANZA et al , 1997).

O capital natural pode ser considerado como o estoque de recursos naturais existentes que geram um fluxo de serviços tangíveis e intangíveis direta e indiretamente úteis aos seres humanos, conhecido como renda natural (COSTANZA e DALY, 1992).

A população do planeta é totalmente dependente dos seus ecossistemas e dos serviços que eles oferecem, incluindo alimentos, água, controle de doenças, regulação do clima, satisfação espiritual e apreciação estética. A preocupação da comunidade internacional com a necessidade e a urgência de se tomarem medidas imediatas e inovadoras para defender e proteger os ecossistemas, bem como obter o desenvolvimento econômico, levou a uma parceria entre diversas instituições internacionais com o objetivo de fornecer bases científicas para a gestão sustentável dos ecossistemas, permitindo a provisão contínua dos serviços por eles gerados. Assim, a Avaliação Ecossistêmica do Milênio somou esforço único de sistematizar informações relativas aos serviços ecossistêmicos e sua contribuição para o bem-estar humano (MEA, 2005).

Nas últimas cinco décadas, o ser humano alterou esses ecossistemas de maneira jamais observada em qualquer outra época da história da humanidade, em geral para suprir a procura crescente por alimentos, por água pura, por madeira, por fibras e por combustível. As atividades agrícolas, em particular, são as principais responsáveis pela devastação dos ecossistemas, em um processo que maximiza a provisão de alimentos e fibras às custas da degradação dos demais serviços ecossistêmicos (MEA, 2005).

“Capital Natural” é classificado como: (i) recursos estoque-fluxo e (ii) recursos fundo-serviço. Recursos estoque-fluxo são aqueles provenientes do capital natural que são incorporados ao produto final e produzem fluxo material de qualquer magnitude, medido como a quantidade física de bens que podem ser produzidos, podendo ser estocado para usos futuros. Os recursos fundo-serviço não são incorporados ao produto final, produzem taxas fixas e não podem ser estocados para uso futuro (DALY e FARLEY, 2004).

Conceito de sistema, ecossistema e função ecossistêmica

Entende-se por sistema um conjunto de elementos concretos ou ideais, entre os quais existem relações ou é possível definir relações. Na medida em que novos elementos

são introduzidos, aumenta o número de relações existentes e passíveis de definição, além de o sistema crescer em complexidade. Na natureza, esses elementos e suas relações são bem definidos, porém não tão bem conhecidos, e dão consistência e estabilidade ao sistema natural. Na área social, principalmente na economia, o homem tem grande capacidade de definir relações e redimensioná-las. Assim, como exemplo, um estímulo oferecido por preços internacionais elevados do açúcar conjugado a uma forte demanda interna por carros flex² promove um aumento nas escalas das plantas do setor sulcroalcooleiro, bem como um aumento também na escala de plantio da cana-de-açúcar em áreas tradicionais de plantio, além de ampliar as áreas consideradas não tradicionais.

Quanto maior seu grau de maturidade, mais complexo se torna o sistema, o que implica em maior diversidade nas interconexões de seus componentes e mais alternativas de obtenção de energia no caso uma perturbação externa. Do ponto de vista energético, é encontrada uma alta quantidade de biomassa bruta produzida internamente, porém, com um baixo excedente de produção.

O ecossistema é um sistema delimitado arbitrariamente, onde se dão relações complementares entre os organismos vivos e seu ambiente. É constituído de organismos vivos, que interagem com fatores bióticos, e de componentes físicos e químicos não-vivos do ambiente, como solo, luz, umidade, temperatura etc., que constituem os fatores bióticos. As relações entre ambos formam a estrutura do sistema, já os processos dinâmicos de que participam constituem a função do sistema. A função dos ecossistemas naturais refere-se aos processos dinâmicos que ocorrem dentro deste: o movimento, o desenvolvimento, a conversão e o fluxo de matéria e de energia, além das interações e das relações dos organismos e dos componentes bióticos do ambiente. Esses processos são fundamentais para entender os conceitos de dinâmica, eficiência e produtividade dos ecossistemas.

Para que o ecossistema funcione, seus elementos devem estar organizados para garantir a passagem do *fluxo de energia* oriunda do Sol. Essa energia atua de várias formas na determinação das condições climáticas que o ecossistema enfrenta e é captada pelas plantas mediante o processo da fotossíntese.

² Modelo de carro que usa a gasolina ou o álcool como combustível.

A energia captada pelas plantas é importante não só para assegurar que elas cresçam e se desenvolvam, mas também para sustentar outras categorias de organismos em sucessivos níveis tróficos ao longo da cadeia alimentar. Os vegetais compõem a categoria dos chamados *organismos produtores*.

O ecossistema contém vários níveis tróficos: o dos animais e seres herbívoros – os *consumidores primários* –, que se alimentam da matéria orgânica produzida pelos vegetais, dela obtendo materiais para compor seus corpos e a energia necessária para funcionar; o dos *consumidores secundários* – os carnívoros, ou predadores –, que se alimentam dos herbívoros (e de outros carnívoros), dos quais retiram matéria orgânica para o próprio crescimento e energia para suas atividades; e a cadeia alimentar é completada com os organismos decompositores – organismos que vivem da energia que conseguem captar nos restos e dejetos de animais e vegetais mortos. A figura 9 ilustra todo esse processo.

A resiliência é outra propriedade de um ecossistema equilibrado e determina se o sistema pode recuperar-se após uma perturbação, podendo retornar rapidamente ao seu estado original. Esta habilidade, no entanto, pode ser reduzida por modificações graduais, fazendo com que os ecossistemas diminuam sua capacidade de absorver novas perturbações, tornando-os mais suscetíveis a mudanças bruscas de estado. Do ponto de vista utilitário humano, pode-se inferir que um ecossistema em equilíbrio apresenta uma série de estruturas e de processos capazes de produzir bens e serviços que afetam positivamente o bem-estar humano. Estes benefícios são denominados serviços ecossistêmicos.

De uma maneira geral, funções ecossistêmicas significavam a capacidade dos processos e dos componentes da natureza em prover bens e serviços que satisfaçam as necessidades humanas direta ou indiretamente (de GROOT, 2002).

Em termos gerais, os bens e os serviços da natureza são chamados simplificadamente de "serviços ecossistêmicos", os quais estariam associados ou seriam derivados das "funções ecossistêmicas". O conceito de funções ecossistêmicas é relevante no sentido de que, por meio delas, dá-se a geração dos chamados serviços ecossistêmicos, que são benefícios diretos e indiretos obtidos pelo homem a partir dos ecossistemas.

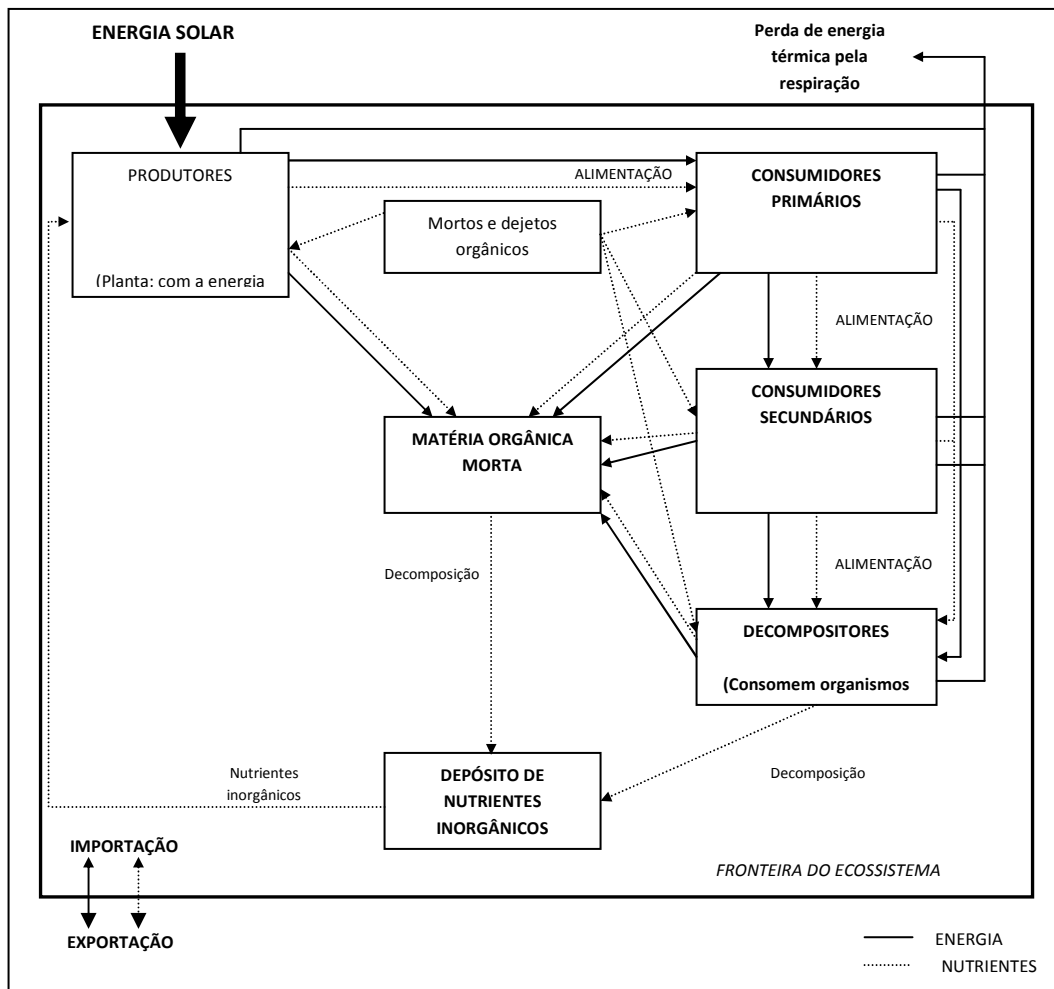


Figura 9 – Níveis tróficos de um ecossistema.
Fonte: Mueller, 2007.

De Groot et al.,(2002) agrupa as funções ecossistêmicas em quatro categorias primárias, onde as funções de regulação e a função de habitat proporcionam suporte e manutenção dos processos e dos componentes naturais e ainda contribuem para a provisão das demais funções. As outras duas categorias são as de produção e de informação (figura 10).

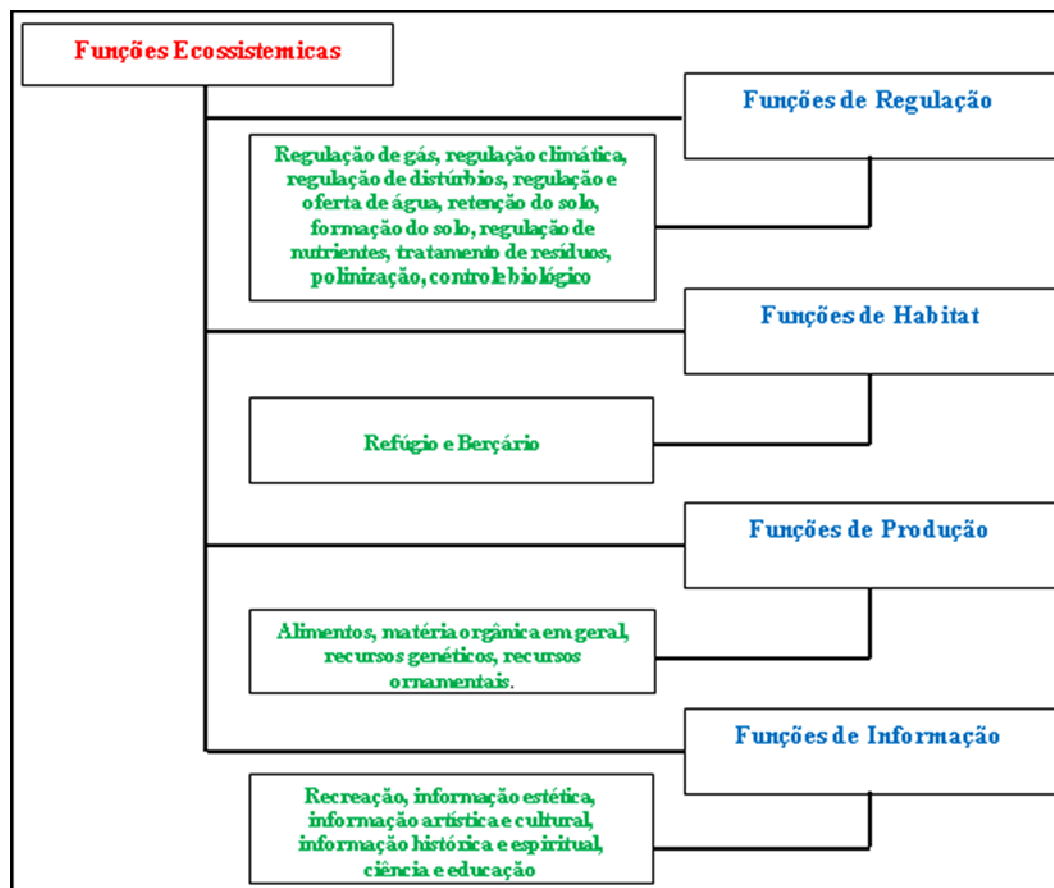


Figura 10 - Funções ecosistêmicas categorizadas.
Fonte: de Groot et al., 2002.

As funções de regulação estão relacionadas à capacidade de os ecossistemas regularem processos ecológicos essenciais de suporte à vida, através de ciclos biogeoquímicos e outros processos da biosfera. Todos esses processos são mediados pelos fatores abióticos de um ecossistema. Essas funções mantêm a saúde dos ecossistemas, tendo impacto direto e indireto sobre as populações humanas. Como função de regulação podemos citar: (i) composição química da atmosfera, dos oceanos e da biosfera como um todo; (ii) equilíbrio entre o oxigênio e o dióxido de carbono; (iii) manutenção da camada de ozônio; (iv) cobertura vegetal e o sistema de raízes: a capacidade de prevenção (ou mitigação) de distúrbios (ou danos naturais); (v) capacidade de absorção de água e resistência eólica da vegetação; (vi) capacidade de filtragem e de estocagem de água e (vii) capacidade de retenção (proteção) de solo, que previne o fenômeno de erosão e de compactação do solo.

Como funções ecossistêmicas relacionadas à reprodução vegetal, como aquelas que resultam das atividades de algumas espécies, tais como insetos, pássaros e morcegos, traduzem-se também em serviços ecossistêmicos essenciais para a manutenção da produtividade agrícola.

As funções de habitat são essenciais para a conservação biológica e genética e para a preservação de processos evolucionários. Essas funções exercem o papel de refúgio e de berçário, fornecendo espaço e abrigo para espécies animais e vegetais, contribuindo, assim, para a manutenção da diversidade genética e biológica. A perpetuação das espécies, principalmente em ecossistemas costeiros, encontra na função de berçário condições ideais para a sua manutenção.

As funções de produção estão ligadas à capacidade de os ecossistemas fornecerem alimentos para o consumo humano, obtida através de processos como a fotossíntese, do sequestro de nutrientes e de ecossistemas semi-naturais, como as terras cultivadas.

As funções de informação relacionam-se à capacidade dos ecossistemas naturais contribuírem para a manutenção da saúde humana, fornecendo oportunidades de reflexão, de enriquecimento espiritual, de desenvolvimento cognitivo, de recreação e de experiência estética. Como funções de informação podemos citar: (i) conhecimento estético, recreação e (eco)turismo; (ii) inspiração cultural e artística; (iii) informação histórica e cultural; (iv) culturais e científicas.

Serviços ecossistêmicos

A Avaliação Ecosistêmica do Milênio classifica os serviços ecossistêmicos de uma forma similar às funções ecossistêmicas classificando-os em quatro categorias: (i) serviços de provisão ou de abastecimento; (ii) serviço de regulação; (iii) serviços culturais e (iv) serviços de suporte, conforme mostrado na figura 11.

Os serviços de abastecimento referem-se à produção de estoques de materiais necessários para o ser humano se manter vivo, trabalhar, deslocar-se e manufaturar novos bens. Sua sustentabilidade não deve ser medida apenas em termos de fluxos e sim na

qualidade e no estado do estoque do capital. É importante verificar os limites da sua capacidade de suporte, visando a uma sustentabilidade ecológica destes serviços. Como serviços de abastecimento podemos citar os seguintes: (i) água doce: a água potável é um bem obtido da capacidade de infiltração e do tratamento natural que ela recebe nos ecossistemas; (ii) alimentos e fibras: inclui toda a variedade de produtos alimentícios derivados das plantas, animais e microorganismos, incluindo materiais como a juta, a seda, o algodão e outros materiais fibrosos; (iii) combustível: lenha, biocombustíveis e outros materiais biológicos que possam servir como fonte de energia; (iv) recursos genéticos que são os genes e as informações genéticas usadas na criação de animais e de plantas e na biotecnologia; (v) produtos bioquímicos, medicamentos e fármacos como os biocidas, aditivos alimentares e compostos funcionais (vi) produtos ornamentais como as peles, conchas, flores e pedras preciosas.

Os serviços de regulação são os benefícios indiretos obtidos da estabilização do ecossistema demonstrando habilidade em manter as características necessárias para a manutenção da vida das espécies ecológicas. Como serviços de regulação podemos citar os seguintes: (i) regulação do clima, em que a influência dos sistemas naturais no clima pode ocorrer tanto local quanto globalmente, ou seja, mudanças na cobertura do solo podem afetar a temperatura e a precipitação atmosférica e o sequestro e a emissão de gases de efeito estufa pelos ecossistemas podem influenciar no balanço energético do planeta; (ii) manutenção da qualidade do ar, em que os ecossistemas retiram e adicionam vários compostos químicos na atmosfera influenciando, assim, muitos aspectos da qualidade do ar; (iii) regulação da água, onde o deflúvio, a área de recarga aquífera e as inundações em uma bacia hidrográfica podem apresentar variações de intensidade e de frequência, conforme as mudanças na cobertura do solo. A conversão de florestas em áreas agrícolas pode modificar o potencial de armazenamento de água no solo; (iv) controle da erosão: a cobertura vegetal é fundamental para a retenção e para aumentar a infiltração de água no solo; (v) purificação da água e tratamento de resíduos; (vi) regulação de doenças humanas: as mudanças nos sistemas naturais podem modificar diretamente a abundância de fatores patógenos humanos, como o cólera, e alterar o número de vetores de enfermidades, como os mosquitos, por exemplo; (vii) controle biológico, em que as mudanças nos ecossistemas

afetam o surgimento de pragas nos cultivos agrícolas e de doenças em rebanhos bovinos; (viii) polinização, em que qualquer alteração no ecossistema pode afetar a distribuição dos polinizadores, pela mudança ou extinção de seu habitat; (ix) proteção contra tempestades, em que as zonas costeiras, como mangues e recifes de coral podem reduzir bruscamente os prejuízos causados por furacões ou ondas de maior dimensão.

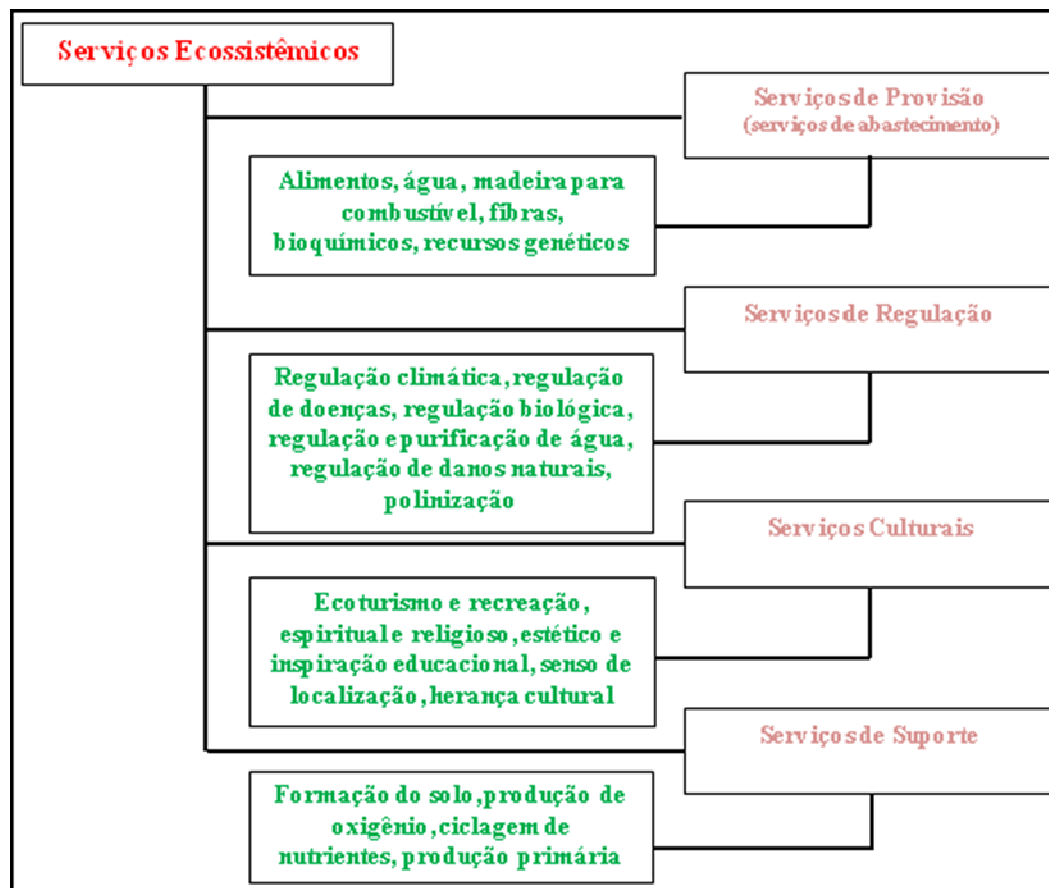


Figura 11 - Categorização dos serviços ecossistêmicos.
Fonte: MEA, 2003.

Os serviços culturais incluem a diversidade cultural e estão associados às experiências concretas e subjetivas derivadas da interação do homem com os diversos componentes dos ecossistemas. Esses serviços estão intimamente ligados a valores e a comportamentos humanos, bem como às instituições e aos padrões sociais. Estas informações são processadas pelo ser humano para gerar um conjunto de valores espirituais, estéticos, educacionais e de recreação, que se refletem nas diversas instituições

humanas e nos variados padrões de organização social, econômica e política. Como serviços culturais podemos citar os seguintes: (i) a diversidade cultural, em que a variedade dos ecossistemas é um fator que influencia a diversidade de culturas; (ii) valores espirituais e religiosos, sendo que muitas religiões associam os valores espirituais e os religiosos aos ecossistemas ou aos seus componentes; (iii) sistemas de conhecimento (tradicional e formal), já que os ecossistemas podem influenciar os tipos de sistemas de conhecimento desenvolvido por diferentes culturas; (iv) valores educacionais, em que os sistemas naturais e os seus processos fornecem a base para a educação formal e informal em muitas sociedades; (v) inspiração, sendo que os ecossistemas proporcionam uma rica fonte de inspiração para a arte: o folclore, os símbolos nacionais, a arquitetura e a publicidade; (vi) valores estéticos, em que muitas pessoas encontram beleza ou valor estético em diversos aspectos dos ecossistemas; (vii) relações sociais, já que os ecossistemas influenciam os tipos de relações sociais que são estabelecidos em determinadas culturas; (viii) sentido de pertencer a um lugar, pois muitas pessoas valorizam o sentido de pertencer que é associado a características reconhecidas do ambiente, incluindo aspectos do ecossistema; (ix) valores de herança cultural, uma vez que muitas sociedades valorizam altamente a manutenção de paisagens historicamente importantes ou espécies culturalmente significativas; (x) recreação e ecoturismo, em que as pessoas muitas vezes escolhem onde passar seu tempo de lazer em parte baseadas nas características das paisagens naturais ou cultivadas de determinada área.

Os serviços de suporte ou de apoio são responsáveis pela manutenção e pela produção dos outros serviços. Eles diferem dos demais porque seu impacto sobre as pessoas são indiretos e ocorrem no longo prazo, assim, a produção de oxigênio é um serviço de apoio ou de suporte porque as alterações na concentração de oxigênio na terra só podem ser alteradas em um prazo de tempo extremamente longo. O controle da erosão pode ser duplamente classificado como serviço de suporte e de regulação, dependendo da escala temporal e do grau de interferência com o homem. A regulação do clima que determina mudanças no ecossistema pode ter impacto no clima local ou global em escalas temporais relativamente menores.

O trabalho desenvolvido em campo abrangeu a função ecossistêmica da regulação gasosa, ou seja, o papel dos ecossistemas nos ciclos geobioquímicos, no caso o “sequestro” de CO₂ realizado pelo solo, pelas raízes e pela fitomassa das principais atividades exploradas no município.

A regulação hídrica, mostrando o papel da cobertura do solo em regular o escoamento superficial e o deflúvio, foi contemplada pelo estudo, no qual se calculou a vazão de água perdida por escoamento superficial na área do município.

A função ecossistêmica de retenção de erosão mostra o papel da vegetação e da biota do solo. Neste trabalho, foi determinada a taxa de erosão dos diversos usos das terras, visando a verificar aqueles que melhor preservam os serviços ecossistêmicos no município, bem como a ciclagem de nutrientes para a cultura da cana-de-açúcar através de dados secundários.

Para a atividade da citricultura foi possível, através de informações pessoais, estimar economicamente o controle biológico que determinado inimigo natural realiza para o controle da população de patógenos pelas relações da dinâmica trófica, ou seja, serviço de controle de praga e doenças, diminuindo o grau de infestação, diminuindo o uso de produtos fitossanitários e, conseqüentemente, os custos de produção.

Serviços ecossistêmicos e o bem-estar da humanidade

A degradação dos ecossistemas naturais e dos fluxos de serviços gerados tem impactos no bem-estar das populações, assim, os constituintes de bem-estar como segurança, materiais básicos, saúde e relações sociais, também podem sofrer influências diretas quando existe mudança dos serviços ecossistêmicos. Esta interdependência reflete diretamente os processos de coevolução que remontam às origens da biosfera terrestre. As relações entre o bem-estar e os serviços ecossistêmicos são complexas e não-lineares. Um serviço abundante pode representar uma pequena contribuição ao bem-estar, porém, um serviço escasso pode diminuir drasticamente o bem-estar. Há uma interdependência dos processos de geração dos serviços ecossistêmicos e entre as próprias dimensões do bem-estar (MEA, 2003).

A MEA (2003) elaborou as interconexões entre serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano. A utilização sustentável dos serviços ecossistêmicos é imprescindível para que haja uma harmonia com o bem-estar humano. A figura 12 mostra a relação entre serviços ecossistêmicos e bem-estar.

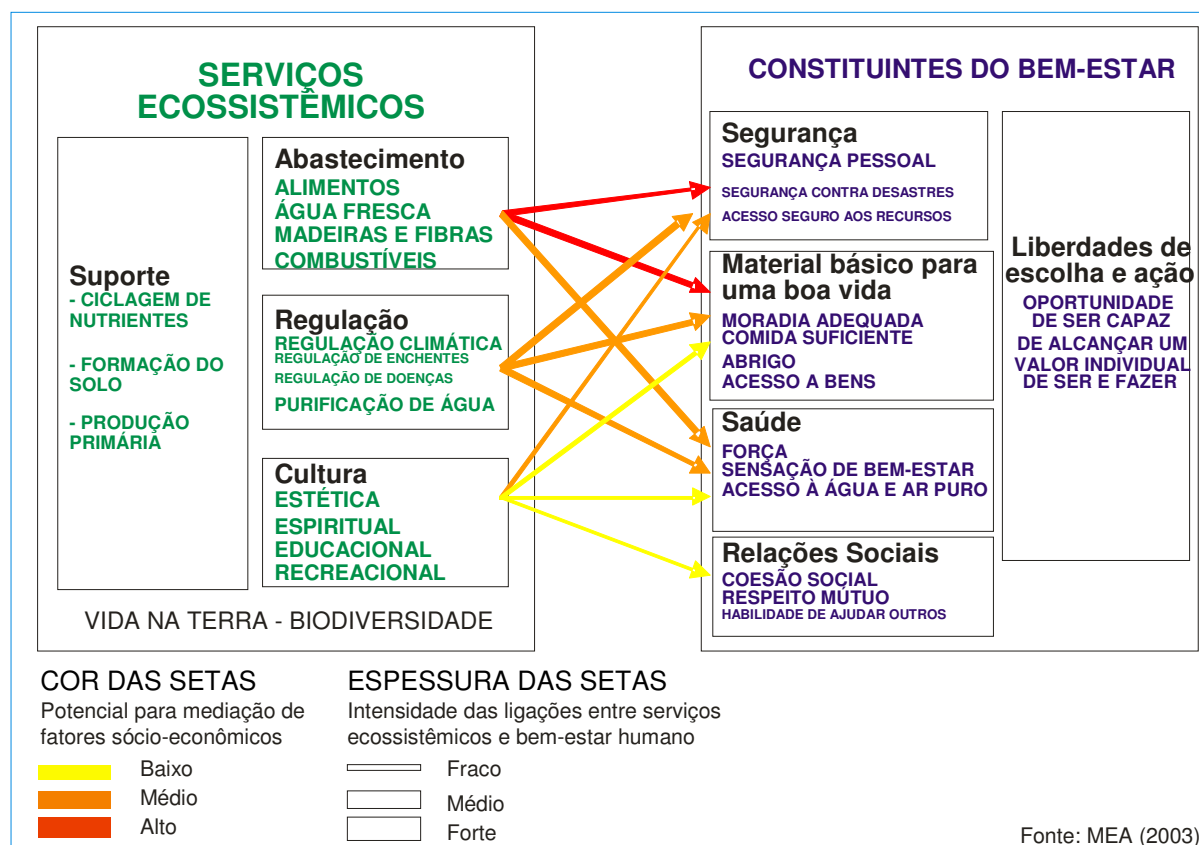


Figura 12 - Relação entre serviços ecossistêmicos e bem-estar.
Fonte: MEA, 2003.

As setas com maior espessura estão intimamente ligadas aos serviços de abastecimento e regulação, significando uma maior ligação com os componentes do bem-estar humano, como a saúde e os materiais básicos para uma boa vida. O abastecimento de alimentos é imprescindível para constituir e manter a imunidade do organismo humano contra doenças. As setas mais escuras mostram os serviços com maior potencial de

influenciar alguns fatores sócio-econômicos. Os serviços de abastecimento e de regulação, como a provisão de alimentos e a purificação da água, são produtos do ecossistema que devem estar disponíveis para a população, diminuindo assim os níveis de pobreza. Os serviços culturais, que apresentam as setas mais claras e menos espessas, são serviços de menor impacto direto na constituição física humana, mas que são imprescindíveis para a sua saúde psico-social.

7 ANÁLISE TEÓRICA ANALÍTICA

Não há como negar que os esforços de valoração têm obtido um espaço político e institucional para o tema da sustentabilidade. Os diversos trabalhos acadêmicos, as políticas governamentais apoiadas em tais conceitos, a gestão sustentável difundida pelos agentes econômicos, os litígios jurídicos, enfim, uma série de manifestações, são exemplos do crescente espaço ocupado pela busca de uma situação mais sustentável no uso dos recursos naturais. Pode-se dizer, portanto, que tem surgido uma dinâmica social criativa resultando na aparição de interessantes esforços de caráter global, regional e local e que estes direta ou indiretamente se beneficiaram da adoção de uma visão mais integrada dos processos de valoração dos recursos naturais em busca da sustentabilidade.

Contudo, estes esforços, tanto de valoração quanto das discussões sobre a operacionalização do conceito de sustentabilidade, têm requerido de forma mais explícita e constante uma fundamentação de forma apropriada dos processos de avaliação, o que implica em esboçar, primeiramente, a visão pré-analítica que o acolhe. O que se pretende dizer é que com a finalidade de fundamentar os processos de valoração entende-se como necessário apresentar, mesmo que de forma sucinta, a visão pré-analítica que o sustenta. Esta visão deve sintetizar os fundamentos que justifiquem as ferramentas teóricas que serão utilizadas neste trabalho.

No caso da economia ecológica, o primeiro componente desta visão pré-analítica é a definição da economia ecológica como uma ciência de sistema, ou seja, que se preocupa com a compreensão de sistemas completos e não somente com suas partes, prática comum da ciência tradicional. Entende-se um sistema como um grupo de partes interdependentes vinculadas por intercâmbios de energia, de matéria e de informação (COSTANZA et al., 1997). Reconhecer a relação fundamental entre sistemas como objeto da economia ecológica implica rever e adotar uma série de princípios, de fundamentos e de parâmetros da teoria econômica. Daly,(1992) postulou tais parâmetros por meio dos conceitos de escala, de alocação e de distribuição. A integração de várias abordagens propostas por diferentes áreas de conhecimento apontam no sentido de uma nova forma de considerar os problemas associados à sustentabilidade. Nesta emergente abordagem

interpretativa em que se considera de forma simultânea os objetivos da sustentabilidade ecológica, a justiça distributiva e eficiência econômica são objetivos postulados pela economia ecológica (COSTANZA, 2001).

Justifica-se uma breve discussão sobre a articulação destes conceitos a partir da visão pré-analítica postulada pelos defensores da economia ecológica. Nos sistemas socioeconômicos, a atividade econômica de produção aloca recursos com a finalidade de satisfazer as necessidades humanas. Para a economia ecológica, também é desejável uma alocação eficiente de recursos, no entanto, esta alocação deve obedecer aos limites estabelecidos pela interação entre os sistemas humanos e os sistemas naturais, ou seja, os limites de uso do recurso definidos pela escala sustentável. Assim, procura-se uma alocação que seja eficiente em um sentido mais amplo que o definido pela economia tradicional. Não se discute de que a eficiência se obtém quando maiores benefícios são alcançados com os menores custos possíveis. Não obstante, a alocação de valores com o propósito de computar custos e benefícios deve realizar-se de forma a contemplar não apenas todos os elementos dos sistemas mas também levar em conta, como limite, os fatores relativos à escala de uso dos recursos naturais.

Porém, mesmo que o mercado possa ser um veículo apropriado para a obtenção da eficiência na alocação dos recursos, ele necessariamente deverá estar condicionado pela escala sustentável e ainda terá de levar em conta todos os processos de valoração dos recursos ambientais. Não se pode esperar do mercado que leve a cabo funções que não pode efetuar. Há que se ter em mente que os mesmos limites relativos à escala afetam qualquer instituição que faça alocação de recursos, seja o Estado ou qualquer instituição social. Ainda mais, o processo de valoração dos recursos ambientais procura definir valores para que possam orientar de forma mais apropriada a concepção de políticas ambientais.

No entanto, uma alocação eficiente não é o suficiente se se tomar o desenvolvimento sustentável como meta, pois os benefícios devem ser equitativamente distribuídos. Neste sentido, torna-se obrigatória uma distribuição justa. Assim, este parâmetro afeta a alocação de recursos inter e intra gerações. A utilização de enormes quantidades de recursos por uns poucos no presente enquanto outros estão com dificuldades de atender as suas necessidades mais básicas é um problema de distribuição. Tão injusta

quanta a distribuição presente é aquela que se verifica entre a geração presente e a geração futura. O uso atual dos recursos não pode negar às gerações futuras o alcance dos mesmos níveis de bem-estar.

Outro princípio que constitui a visão pré-analítica da economia ecológica e que já foi mencionado anteriormente refere-se à escala de uso do recurso natural. Em termos mais amplos, poder-se-ia mencionar como escala o volume físico de uso dos recursos naturais através do tempo. Refere-se tanto ao fluxo de energia e quanto de matéria extraído do ambiente na forma de matérias-primas e que voltam ao ambiente com dejetos e resíduos. Portanto, a escala de uso desejável é aquela sustentável. Ou seja, a escala sustentável refere-se a um nível de atividade que permita a conservação da capacidade dos ecossistemas de regenerar matérias-primas e absorver os resíduos através do tempo. Em termos ecológicos, significa manter a capacidade de suporte ou de carga dos ecossistemas.

Diferentemente da economia tradicional, em que a alocação determina a escala do recurso, a economia ecológica condiciona o uso eficiente do recurso aos limites de sua sustentabilidade.

Para os propósitos práticos e empíricos do estudo da área agrícola do município de Araras, procurou-se interpretar o conceito de escala sustentável das terras por meio de sua Capacidade de Uso associado ao Índice de Sustentabilidade Ambiental. Desta forma, amplia-se o conceito de eficiência na medida em que fatores adicionais ao econômico são tidos em conta na forma de pré-condição. Paralelamente, efetuou-se a valoração econômica dos serviços ambientais não precificados pelo mercado, na medida em que tais valores foram condicionados pela escala de uso (atual e sustentável) e também como forma de orientar a formulação de políticas públicas. Há que se entender que a sustentabilidade será classificada em graus, variando de uma situação completamente sustentável a uma situação de completa insustentabilidade, possível a partir de um rankeamento passível de elaboração pelo Índice de Sustentabilidade Ambiental. A valoração, a partir do enquadramento dos padrões de sustentabilidade do uso das terras, conforme pontua Costanza et al. (1998), é um processo instrutivo e estimar o valor marginal dos serviços que presta o capital natural deve ser entendido como a taxa de alteração do valor, comparada ao conjunto de alterações nos serviços ambientais relativos aos níveis atuais de uso.

Desta forma, em síntese, pode-se mencionar que o conceito de escala, no presente trabalho, foi interpretado a partir da metodologia da Capacidade de Uso das Terras e pelo desenvolvimento do Indicador de Sustentabilidade Ambiental. A alocação dos recursos intimamente ligada à definição da escala foi complementada com o processo de valoração dos serviços ambientais e sua taxa de valoração em função dos cenários construídos tendo como referencia o uso atual. A distribuição dos recursos, embora não pesquisadas diretamente por não se constituir um objetivo específico deste trabalho, permite inferir uma consideração implícita entre a distribuição de recursos na geração presente e na geração futura.

8 USO E COBERTURA DAS TERRAS

8.1 Introdução

O uso inadequado, não sustentável, dos recursos naturais contribui para a degradação ambiental dos diferentes ecossistemas brasileiros, com reflexo imediato sobre a perda de produtividade do setor agrícola e a consequente deterioração da qualidade de vida da população.

8.2 Objetivo

O objetivo deste estudo foi mapear o uso e cobertura das terras do município de Araras na escala 1:50.000 com base em imagem do satélite CBERS do ano de 2007.

8.3 Material e Métodos

A geração da base de dados geográficos foi apoiada em imagem CBERS 2, multiespectral, com 20 metros de resolução espacial, adquirida em 21 de julho de 2007, com órbita 155-125.

O mapeamento do uso e a cobertura das terras foi feito através da interpretação analógica da imagem orbital do satélite CBERS 2 em resolução espacial de 20 metros. Foram mapeadas as classes de uso e a cobertura das terras identificáveis no município de Araras. Os dados vetoriais foram editados em sistema de informações geográficas, conforme a legenda pré-definida.

Elementos como tonalidade, cor, textura, tamanho, sombra, altura, padrão e localização foram interpretados e digitalizados (SOARES e ZONTA, 1999).

A classificação de imagens que não puderam ser definidas em laboratório, foram verificadas *in loco*, ou seja, com o auxílio de um GPS localizou-se as áreas em dúvida no mapa e comparou-se com a atividade em nível de campo.

8.4 Resultados e Discussão

A figura 13 representa o mapa de uso e a ocupação das terras e a sua distribuição no município de Araras, onde as classes são diferenciadas através de cores.

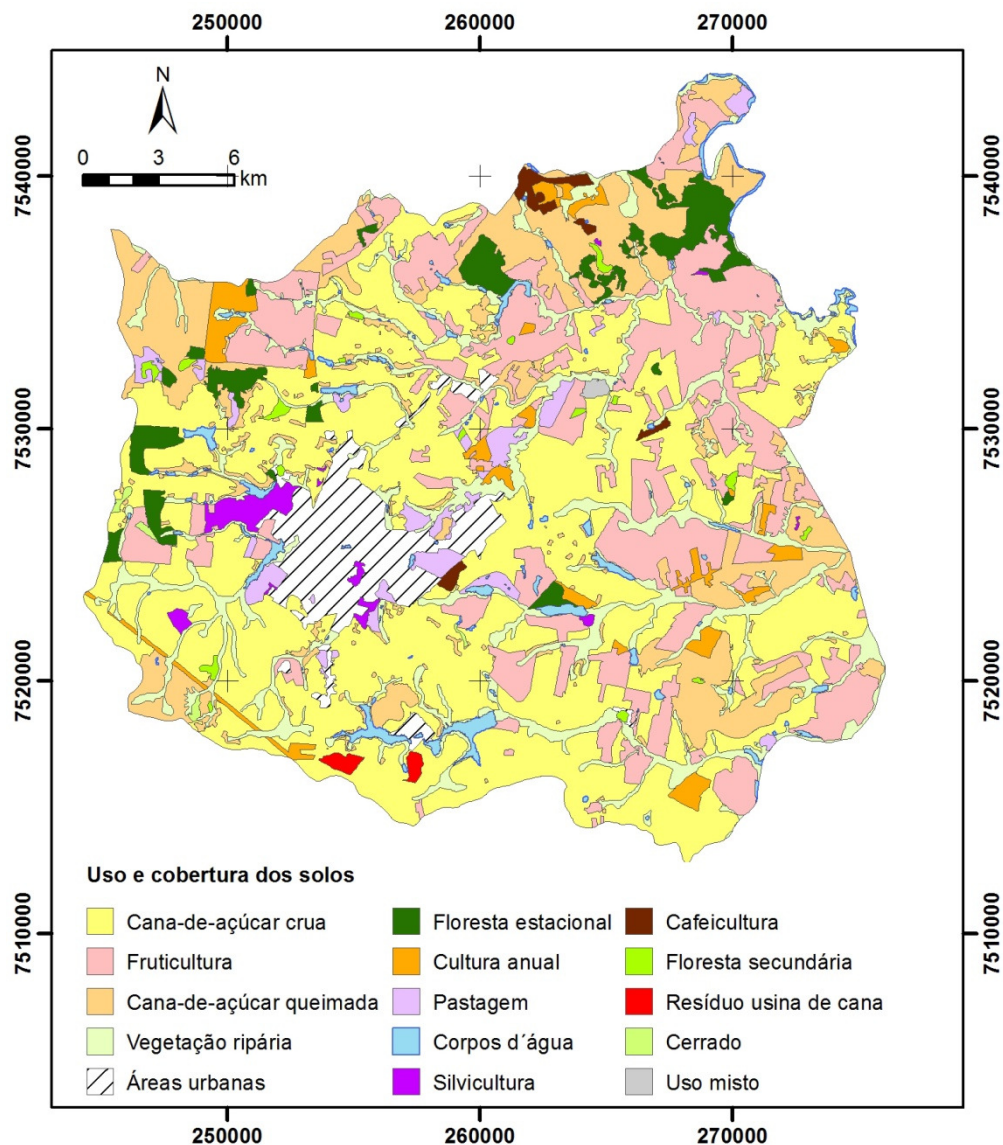


Figura 13 – Mapa do uso e cobertura das terras do município de Araras.
Fonte: Mapa elaborado pela pesquisa.

A tabela 2 mostra a quantidade de áreas (em quilômetros quadrados, hectare e porcentagem) utilizada para cada tipo de uso e ocupação das terras em Araras.

A cana-de-açúcar ocupa uma área estimada de 340,57 km², o que representa 52,90% da área total do município, e a sua distribuição espacial é bem homogênea em toda sua extensão territorial.

A fruticultura ocupa aproximadamente uma área de 120,22 km², o que significa 18,69% da área total do município. A fruticultura é representada principalmente pela exploração comercial da citricultura, onde o município possui 02 esmagadoras de frutas *in natura* visando a industrialização de suco.

Tabela 2 - Uso e cobertura de terras em 2007 do município de Araras

CLASSES DE USO E COBERTURA DE TERRAS	ÁREA (ha)	%
Áreas Urbanas	3225,98	5,01
Resíduo usina de cana	156,99	0,24
Cafeicultura	371,00	0,58
Cana-de-açúcar	34082,86	52,90
Cerrado	84,69	0,13
Corpos d' água	1013,13	1,57
Cultura anual	1470,25	2,28
Floresta estacional	2063,28	3,20
Floresta secundária	288,97	0,45
Fruticultura	12029,10	18,69
Pastagem	1327,33	2,06
Silvicultura	197,51	0,31
Uso misto	496,43	0,77
Vegetação ripária	7596,55	11,80
TOTAL GLOBAL	64.341,60	100,00

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

As culturas anuais, no município de Araras, são representadas principalmente pela cultura do milho, ocorrendo mandioca, feijão, soja e outras culturas. Ocupa 2,28% da área total. Em geral, são áreas pequenas distribuídas por todo o município, porém, existe um polígono mais extenso no sudoeste do município, em que o milho é cultivado sob linhas de alta tensão, apresentando uma forma retangular muito alongada.

A pastagem ocupa uma área estimada de 13,26 km², somente 2,06% da área total do município. Muitas das áreas com pastagem são ocupadas por equinos. Não são verificadas grandes áreas contínuas para a criação extensiva de bovinos. Em Araras os pecuaristas mais produtivos empregam o manejo intensivo e confinado, explorando a produção leiteira.

A cafeicultura apresenta uma área de aproximadamente 3,71 km², hoje muito pequena em comparação com a época do ciclo do café. De acordo com o mapa, essas pequenas áreas de cultivo cafeeiro localizam-se principalmente na porção norte do município.

A atividade da silvicultura ocupa cerca de 1,97 km². São atividades ligadas ao plantio de florestas, principalmente de *Eucaliptus*, e localiza-se na parte sudoeste do município.

As áreas urbanas ocupam aproximadamente 32,26 km², ou seja, 5,01% do total do município de Araras e está localizada na parte central. Este dado mostra que o município não é muito urbanizado.

O uso misto apresenta uma área de aproximadamente 0,77% da área total. É caracterizado por chácaras com cultivos diversos, sendo os mais comuns as atividades de citricultura, pastagem, pomares diversos, produções de olerícolas e edificações em densidade inferior à verificada na área urbana, localizando-se ao norte desta.

O aterro para depósito de lixo urbano consiste de uma pequena área do município (0,24% do território), mas se não monitorado e planejado adequadamente pode se transformar em uma fonte poluidora, principalmente do rio Araras que passa próximo.

A floresta estacional é um tipo vegetação nativa da área de estudo, que hoje ocupa uma área de 20,62 km² (3,20% da área total do município de Araras), constitui uma vegetação típica do bioma da mata atlântica. Esta vegetação foi muito devastada devido principalmente a ações antrópicas. Localiza-se mais na parte noroeste e norte do município.

A Floresta secundária é aquela que resulta de um processo de regeneração natural em áreas de floresta primária que foram desmatadas. No município de Araras a floresta secundária ocupa aproximadamente 0,45% da área total. É uma porcentagem relativamente pequena, mas muito importante em se tratando de recuperação da vegetação nativa. São pequenas áreas distribuídas em todo o município.

A vegetação ripária é estimada em aproximadamente 75,92 km², o que representa 11,80% da área total de Araras. É uma vegetação que ocupa as margens dos rios, dos lagos, dos ribeirões etc. Pode ser tanto vegetação nativa, representada por pequenos remanescentes de mata, capoeiras, vegetação palustre típica de solos hidromórficos, quanto

taboas, ou plantios de espécies nativas visando à recomposição da mata ciliar, e campos sujos compostos por várias espécies de gramíneas como capim colônia, brachiaria, sapê, entre outras. Grande parte dos remanescentes de Mata Atlântica existentes em todo o país são de florestas secundárias, que se regeneraram de forma natural, pelo simples abandono. No entanto, em certos locais, a invasão de taquarais, bambus (muitas vezes exóticos) e samambaias impedem a regeneração das florestas. O simples corte seletivo de árvores abre clareiras que favorecem o desenvolvimento dessas plantas que colonizam a área e começam a se alastrar destruindo a floresta. Esse ecossistema tem papel fundamental nos efeitos climáticos, mas, em termos de biodiversidade, a floresta secundária tem 50% menos espécies que a floresta primária. (INSTITUTO RÃ-BUGIO, 2006)

O Cerrado é um domínio fitogeográfico do tipo savana. A vegetação, em sua maior parte, é semelhante à de savana, com gramíneas, arbustos e árvores esparsas. (WIKIPÉDIA, 2008). As árvores têm caules retorcidos e raízes longas, que permitem a absorção da água, disponível nos solos do cerrado abaixo de 2 metros de profundidade, mesmo durante a estação seca. No município de Araras, há uma pequena porcentagem deste tipo de bioma que se encontra na parte oeste do mapa.

Os corpos d'água são representados por rios, açudes e reservatórios artificiais. Dados de análises de água do ribeirão das Araras à montante da área urbana indicam alguma degradação de sua qualidade. Foram observados nos indicadores de oxigênio dissolvido fósforo, turbidez, amônia não ionizada, concentração de clorofila, condutividade específica e sólidos totais dissolvidos, valores que refletem utilização intensiva com atividades agrícolas do solo, indicando ocorrência de erosão, eutrofização e excesso de matéria orgânica na água (PROJETO ECOAGRI, 2006).

A nascente do Ribeirão das Araras tem o trecho mais preservado, sendo que na parte do médio Ribeirão das Araras não existe vegetação ciliar na maior parte do trecho. É neste trecho que ocorrem os principais impactos ambientais devido aos efluentes industriais, aos esgotos domésticos, além de uma grande quantidade de resíduos sólidos de origem urbana sedimentados nas margens (MAGINI et al., 2008).

O ribeirão das Araras possui classe I, II, III e VI conforme a Resolução CONAMA 20, podendo contribuir para a deterioração da qualidade das águas do Rio Mogi-Guaçu, definido como classe II (MAGINI et al., 2003).

O município de Araras tem 70% da água de abastecimento de duas microbacias. A microbacia do ribeirão das Araras, ao norte do município, que tem como seu principal manancial a barragem Tambury. E ao sul localiza-se a microbacia do ribeirão de Furnas, onde encontram-se os mananciais que abastecem a barragem Hermínio Ometto (QUINTAS et al., 2007).

As visitas de campo e as imagens de satélite apresentaram similaridade na situação real, porém, pode haver diferenças na acurácia das classificações feitas, podendo, assim, haver superestimação ou subestimação da abrangência espacial dos processos.

Essas diferenças podem ser ocasionadas devido a várias interpretações que podem ocorrer mudanças de classificações, como: cultura anual ser classificada como pastagem, como áreas urbanas, como vegetação secundária (regeneração); a silvicultura ser classificada como citricultura ou vice-versa; área de preparo para o plantio (na imagem e satélite tem mesma cor de solo nu); área pós colheita (na imagem de satélite tem mesma cor de solo nu); sombras na imagem, entre outros. Ou seja, a imagem de satélite pode ter sido prejudicada devido ao fato de diferentes ocupações de solo poderem ter assinaturas espectrais semelhantes, ou de algumas ocupações de solo e/ou classes de uso do solo poderem não ser identificáveis ao nível do pixel (CAETANO et al., 2002).

Para verificar a acurácia do mapeamento de uso e da cobertura das terras, foi utilizada a metodologia de acurácia Kappa, seguindo as orientações de acordo com Lobão et.al. (2008). Os resultados são apresentados na tabela 3.

O método consiste em uma tabulação cruzada, onde uma matriz quadrada de 14 linhas e 14 colunas indica as 14 classes do uso e ocupação das terras existentes no mapa. Esta matriz mostra a proporção de pontos ausentes ou presentes nos mapas. Utiliza na verificação o mapa classificado do uso e da cobertura das terras e o mapa real que é a imagem CBERS 2.

Coletaram-se 710 pontos para a verificação da acurácia. O primeiro resultado é o valor Kappa do mapa todo $K = 0,9499$, ou seja 94,99% de acurácia obteve no mapa de uso

e cobertura de terras. Depois, foi calculado o Kappa para cada classe. Observa-se que na cultura anual, com a silvicultura, a floresta estacional, o cerrado e o aterro tem-se 100% de acurácia que, por serem áreas menores e com maior dificuldade de serem identificadas pela imagem de satélite, foram melhor averiguadas e delimitadas em campo. Já a fruticultura, a vegetação ripária e a cana-de-açúcar, que são áreas bem espalhadas no município e em grande quantidade, teve pontos em que realmente existe erro na sua classificação, o que resulta um menor valor na acurácia dessas classes (fruticultura 87,05%, cana-de-açúcar 85,73% e vegetação ripária 84,92%). As outras classes obtiveram um Kappa maior de 95%, o que indica que há erros na classificação, mas bem pequenos.

O mapa de uso e de cobertura das terras e cada classe apresentam um valor Kappa alto, o que indica que a acurácia do mapa é boa. Isto se deve ao grande número de estradas, que possibilita as visitas a campo serem percorridas e delimitadas o mais correto possível, a imagem de satélite (CBERS 2), utilizada como base ser recente e a escala de 1:50.000, auxilia na precisão das delimitações.

Tabela 3- Valores de KAPPA e % de acurácia para os diferentes uso e cobertura de solo

USO E COBERTURA DO SOLO	KAPPA	%
Mapa	0,9499	94,99
Áreas urbanas	0,9566	95,66
Corpos d'água	0,9600	96
Cultura anual	1,0000	100
Cana-de-açúcar	0,8573	85,73
Fruticultura	0,8705	87,05
Pastagem	0,9564	95,64
Silvicultura	1,0000	100
Floresta estacional	1,0000	100
Floresta secundária	0,9791	97,91
Vegetação ripária	0,8492	84,92
Cerrado	1,0000	100
Cafeicultura	0,9600	96
Aterro	1,0000	100
Uso misto	0,9808	98,08

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

A elaboração do mapa de uso e cobertura das terras do município de Araras mostra a situação real em que se encontravam as terras do município no ano agrícola de 2006/2007. O estudo identifica como cada tipo de agricultura encontra-se distribuída, quais

as condições das vegetações ao longo dos corpos d'água (vegetação ripária), as áreas urbanizadas, as vegetações nativas e em regeneração existentes e os locais de aterros.

As informações na literatura sobre quantidades e valores monetários associados aos serviços ambientais de uma forma geral são escassos. Diante desta dificuldade, optou-se por simplificar o mapa de uso das terras visando facilitar a quantificação e a valoração dos serviços ecossistêmicos. Assim, o uso das terras do município de Araras ficou com a seguinte distribuição e respectivas áreas em km², ilustrado na tabela 4.

Tabela 4 – Usos das terras no município de Araras, em 2007

USOS DAS TERRAS	ÁREAS (km²)
Áreas urbanas	3.422,05
Cafeicultura	328,55
Cana-de-açúcar crua	25.498,18
Cana-de-açúcar queimada	9.098,97
Citricultura	11.938,67
Corpos d'água	448,45
Cultura anual - Soja + milho	1.687,64
Floresta secundária	3.011,99
Mata ciliar	7.569,69
Pastagem	1.337,41
TOTAL	64.341,60

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

9 CAPACIDADE DO USO DAS TERRAS

9.1 Introdução

Políticas ambientais devem sempre ter em conta a dimensão definida pela escala de uso dos recursos ambientais. A escala é um dos componentes da visão pré-analítica da Economia Ecológica e pode-se dizer que é a envergadura física do recurso analisado relativamente ao ecossistema (solo e sua capacidade de uso), ou seja, é a dimensão física (área ocupada) do subsistema econômico (a atividade agrícola) que o suporta.

A capacidade de uso das terras pode ser entendida como um instrumento capaz de permitir a quantificação da escala no que diz respeito ao uso e à ocupação das terras para fins agrícolas, pastoris e florestais. Desta forma, procurar-se-á verificar se as terras do município de Araras estão dentro da sua capacidade de uso ou “suporte” e qual a necessidade de se efetuar readequações em seu uso. Isto pode contribuir para manter os serviços ambientais ofertados e contribuir para o objetivo de uma *escala aceitável*.

O conceito de “terra” pode ser considerado como um segmento da superfície do globo terrestre definido no espaço e reconhecido em função de características e de propriedades compreendidas pelos atributos da biosfera, que sejam razoavelmente estáveis ou ciclicamente previsíveis, incluindo aqueles de atmosfera, solo, substrato geológico, hidrologia e resultado das atividades futuras e atuais humanas até o ponto em que estes atributos exerçam influência significativa no uso presente ou futuro da terra pelo homem.

O conceito de solo é mais restrito, podendo ser considerado como o conjunto de corpos tridimensionais que ocupam a porção superior da crosta terrestre, capazes de suportar plantas, apresentando atributos internos próprios e características externas (declividade, pedregosidade, rochosidade), de tal modo que é possível descrevê-los e classificá-los. Observa-se, pois, que terra inclui, entre suas características, não apenas o solo, mas também outros atributos físicos, como relevo, vegetação, tipos e grau de erosão, disponibilidade de água e impedimentos à moto-mecanização. Sua utilização agrícola, além desses atributos, depende também de condições de infra-estrutura (meios de transporte,

instalações, máquinas, equipamentos) e, ainda, de condições socioeconômicas (salubridade da região, disponibilidade de mão-de-obra, mercado, preços de insumos e de produtos agropecuários) (LEPSCH, 1991).

O uso indiscriminado das terras, sem levar em consideração suas potencialidades e os graus de sensibilidade (fragilidade e/ou estabilidade) dos agroecossistemas, é uma das principais causas da degradação dos solos, da erosão e da perda de sua capacidade produtiva (PEREIRA, 2002).

A manutenção da capacidade produtiva do ecossistema agrícola e a preservação ambiental dependem, em grande parte, do uso racional dos recursos naturais. Nesse sentido, o conhecimento dos solos, do clima, da vegetação, da água, do relevo e dos condicionantes socioeconômicos, como a produção, a população, a evolução da fronteira agrícola e do uso das terras, constituem embasamento indispensável. Essas informações possibilitam avaliar o potencial de uso das terras para a diferenciação das áreas passíveis de utilização com atividades agrícolas sustentáveis daquelas que não o são.

Lepsch (1991) comenta que o uso adequado das terras, de acordo com a sua capacidade de uso, é o primeiro passo em direção à agricultura correta. Para isso, deve-se empregar cada parcela de terra de acordo com a sua capacidade de sustentação e de produtividade econômica de forma que os recursos naturais sejam colocados à disposição do homem para seu melhor uso e benefício, procurando, ao mesmo tempo, preservar estes recursos para *gerações futuras*. Implicitamente, o autor coloca em discussão a questão da intemporalidade preconizada pela economia ecológica, ou seja, o sistema deve ser sustentável para que gerações futuras possam aproveitar os bens e os serviços ambientais.

No município de Araras, a pergunta que se faz e que este trabalho vai procurar responder é a seguinte: estando as terras agrícolas do município dentro de sua capacidade de uso, ou seja, dentro de uma escala aceitável, esta *escala é sustentável* ao longo do tempo, proporcionando condições para que os bens e os serviços ambientais ofertados possam ser usufruídos pelas *gerações futuras*?

Capacidade de uso da terra é a sua adaptabilidade para fins diversos, sem que sofra depauperamento pelos fatores de desgaste e de empobrecimento. A expressão encerra efeitos de condições do meio físico (incluindo o clima) na aptidão da terra para ser utilizada

sem sofrer danos consideráveis por desgaste e por empobrecimento, através de cultivos anuais perenes, pastagem, reflorestamento ou vida silvestre. As principais exigências para se estabelecer o "melhor uso" da terra decorrem de um conjunto de interpretações do próprio solo e do meio onde ele se desenvolve. Tais interpretações pressupõem a disponibilidade de certo número de informações preexistentes, que têm que ser fornecidas por inventários ou por levantamentos apropriados da área de trabalho (LEPSCH, 1991).

Em termos de avaliação do potencial das terras, apesar da existência de diversos sistemas, no Brasil, os mais adotados são: o sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras (RAMALHO-FILHO e BEEK, 1995) e o sistema de capacidade de uso (LEPSCH et al., 1991). Para este trabalho, optou-se pela adoção da capacidade de uso não só pelo nível de detalhe das informações básicas (solo, relevo, uso, clima), mas também pela intenção de uma maior abordagem em nível de conservação.

O sistema de capacidade de uso é uma classificação técnico-interpretativa, representando um grupo quantitativo de classes de solos sem considerar a localização ou as características econômicas da terra. Diversas características e propriedades são sintetizadas, visando à obtenção de classes homogêneas de terras, com o propósito de definir sua máxima capacidade de uso sem risco de degradação do solo, especialmente no que diz respeito à erosão acelerada (LEPSCH et al., 1991).

9.2 Objetivo

O objetivo é avaliar a taxa de adequação de uso das terras do município de Araras, identificando-se as taxas de sobreutilização e subutilização das terras. Desta forma, procurar-se-á determinar se as terras do município estão dentro da sua capacidade de uso, ou seja, se há terras subutilizadas ou sobreutilizadas que podem impactar os serviços ecossistêmicos ofertados pelas atividades agrícolas, pecuárias e florestais do município.

9.3 Material e Métodos

Considera-se como característica da terra o atributo que pode ser medido ou estimado e como propriedade da terra, o atributo relativo ao seu comportamento, resultante da interação entre o solo e o ambiente. Como exemplos de característica, citam-se a textura e a cor do solo, e, de propriedade, a produtividade agrícola e o risco de erosão.

Categoria do sistema

As categorias do sistema de classificação em capacidade de uso estão assim hierarquizadas:

- Grupos de capacidade de uso (A, B e C): estabelecidos com base nos tipos de intensidade de uso das terras;
- Classes de capacidade de uso (I a VIII): baseadas no grau de limitação de uso;
- Subclasses de capacidade de uso (IIe, IIle, IIIa etc.): baseadas na natureza da limitação de uso;
- Unidades de capacidade de uso (IIe-1, IIe-2, IIIe-1 etc.): baseadas em condições específicas que afetam o uso ou o manejo da terra.

Grupos de capacidade de uso

Tais grupos, que constituem categorias de nível mais elevado, mais generalizado, estabelecidos com base na maior ou na menor intensidade de uso das terras, designada, em ordem decrescente, pelas letras A, B e C.

- Grupo A: terras passíveis de utilização com culturas anuais, perenes, pastagens e/ou reflorestamento e vida silvestre (comporta as classes I, II, III e IV).
- Grupo B: terras impróprias para cultivos intensivos, mas ainda adaptadas para pastagens e/ou reflorestamento e/ou vida silvestre (Compreende as classes V, VI e VII).

- Grupo C: terras não adequadas para cultivos anuais, perenes, pastagens ou reflorestamento, porém, apropriadas para proteção da flora e fauna silvestre, recreação ou armazenamento de água (comporta a classe VII).

Classes de capacidade de uso

Consistem em grupamentos de terras apresentando o mesmo grau de limitação, ou seja, terras com limitações de uso e/ou riscos de degradação do solo em grau semelhante.

As classes de capacidade de uso são em número de oito, convencionalmente designadas por algarismos romanos, em que a intensidade de uso é decrescente no sentido I-VIII, conforme ilustrado na figura 14.

SENTIDO DAS APTIDÕES E DAS LIMITAÇÕES	CLASSES DE CAPACIDADE DE USO	SENTIDO DO AUMENTO DA INTENSIDADE DE USO						
		VIDA SILVESTRE E RECREAÇÃO	SILVICULTURA DE PASTOREIO			CULTIVO OCASIONAL OU LIMITADO	CULTIVO INTENSIVO	
			LIMITADO	MODERADO	INTENSIVO		COMPLEXO	SIMPLES
AUMENTO DAS LIMITAÇÕES E DOS RISCOS DE EROÇÃO OU DEGRADAÇÃO AUMENTO DA ADAPTABILIDADE E DA LIBERDADE DE ESCOLHA DE USO	I							
	II							
	III							
	IV							
	V							
	VI							
	VII							
	VIII							

Figura 14 – Classes de capacidade de uso das terras.

Fonte: Lepsch, 1991.

Numa caracterização sintética das classes de capacidade de uso de seus grupos A, B e C, pode-se assim considerá-las:

Grupo A

- classe I: terras cultiváveis, aparentemente sem problemas especiais de conservação;
- Classe II: terras cultiváveis com problemas simples de conservação e/ou de manutenção de melhoramentos;
- Classe III: terras cultiváveis com problemas complexos de conservação e/ou de manutenção de melhoramentos;
- Classe IV: terras cultiváveis apenas ocasionalmente ou em extensão limitada, com sérios problemas de conservação.

Grupo B

- Classe V: terras adaptadas, em geral, para pastagens e, em alguns casos, para reflorestamento, sem necessidade de práticas especiais de conservação, são cultiváveis apenas em casos muito especiais;
- Classe VI: terras adaptadas, em geral, para pastagens e/ou reflorestamento, com problemas simples de conservação. São cultiváveis apenas em casos especiais de algumas culturas permanentes protetoras do solo.
- Classe VII: terras adaptadas, em geral, somente para pastagens ou reflorestamento, com problemas complexos de conservação.

Grupo C

- Classe VIII: terras impróprias para cultura, pastagem ou reflorestamento, podendo servir apenas como abrigo e proteção da fauna e flora silvestre, como ambiente para recreação ou para fins de armazenamento de água;

O mapa de solos do município de Araras foi gerado através do “Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo: Quadricula de Araras” realizado por Oliveira et al.,(1982). A atualização das classes de solos foram realizadas tendo como base o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006) e, encontra-se no Anexo A.

A figura.15.ilustra o mapa de solos do município de Araras.

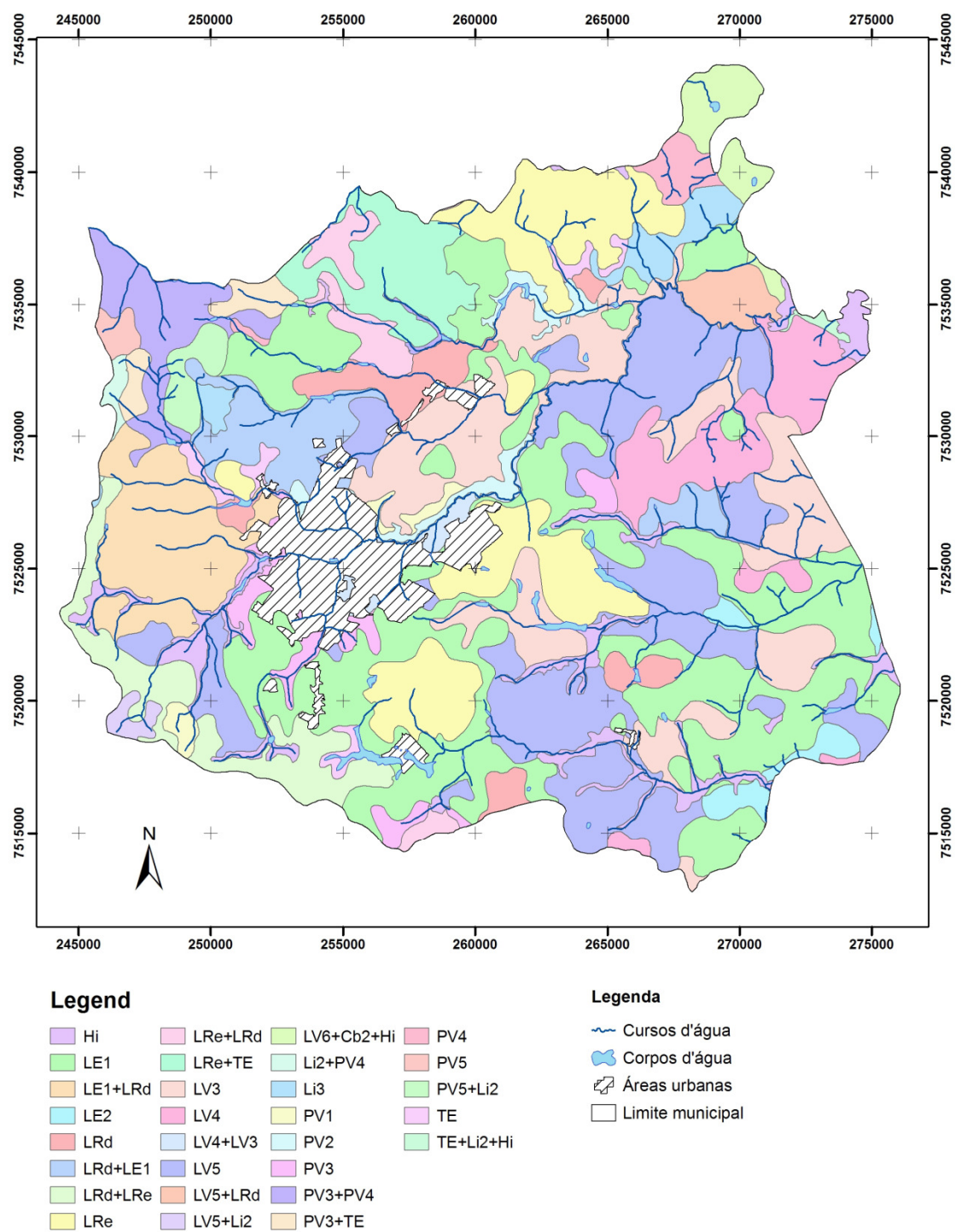


Figura.15 -.Mapa de solos do município de Araras
 Fonte: Dados gerados pela pesquisa

9.4 Resultados e Discussão

A tabela 5 mostra as classes de capacidade de uso das terras, suas respectivas áreas em hectares e percentagem.

Tabela 5- Classes de capacidade de uso das terras do município de Araras-SP e respectivas áreas

CLASSES DE CAPACIDADE DE USO	ÁREA (ha)	%
I	24.726,13	38,43
II	25.172,55	39,12
II	3.874,07	6,02
IV	2.270,25	3,53
VI	921,53	1,43
VII	403,73	0,63
VIII	38,50	0,06
VIIIFf	2.379,10	3,70
VIIIff	682,16	1,06
Áreas urbanas	3.425,15	5,32
Corpos d'água	448,45	0,70
TOTAL	64.341,60	100,00

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

A tabela 6 ilustra as áreas de conflitos que ocorrem no município, ou seja, a relação das áreas que estão subutilizadas e sobreutilizadas. Visando alcançar uma escala sustentável de exploração das terras no município, é necessário readequar a utilização das terras, principalmente nas áreas que estão com atividades sobreutilizadas, ou seja, requerem que sejam substituídas por atividades de uso menos intensivo. Esta área representa cerca de 3,55% da área total do município.

Tabela 6- Áreas de conflito no município de Araras, em 2007.

ÁREAS DE CONFLITO	ÁREA (ha)	%
Adequada	46.042,66	71,56
Sobreutilizada	2.282,72	3,55
Subutilizada	12.142,62	18,87
Área urbana	3.425,15	5,32
Corpos d'água	448,45	0,70
TOTAL	64.341,60	100,00

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

A figura 16 mostra espacialmente as áreas de conflito dos diversos usos das terras do município.

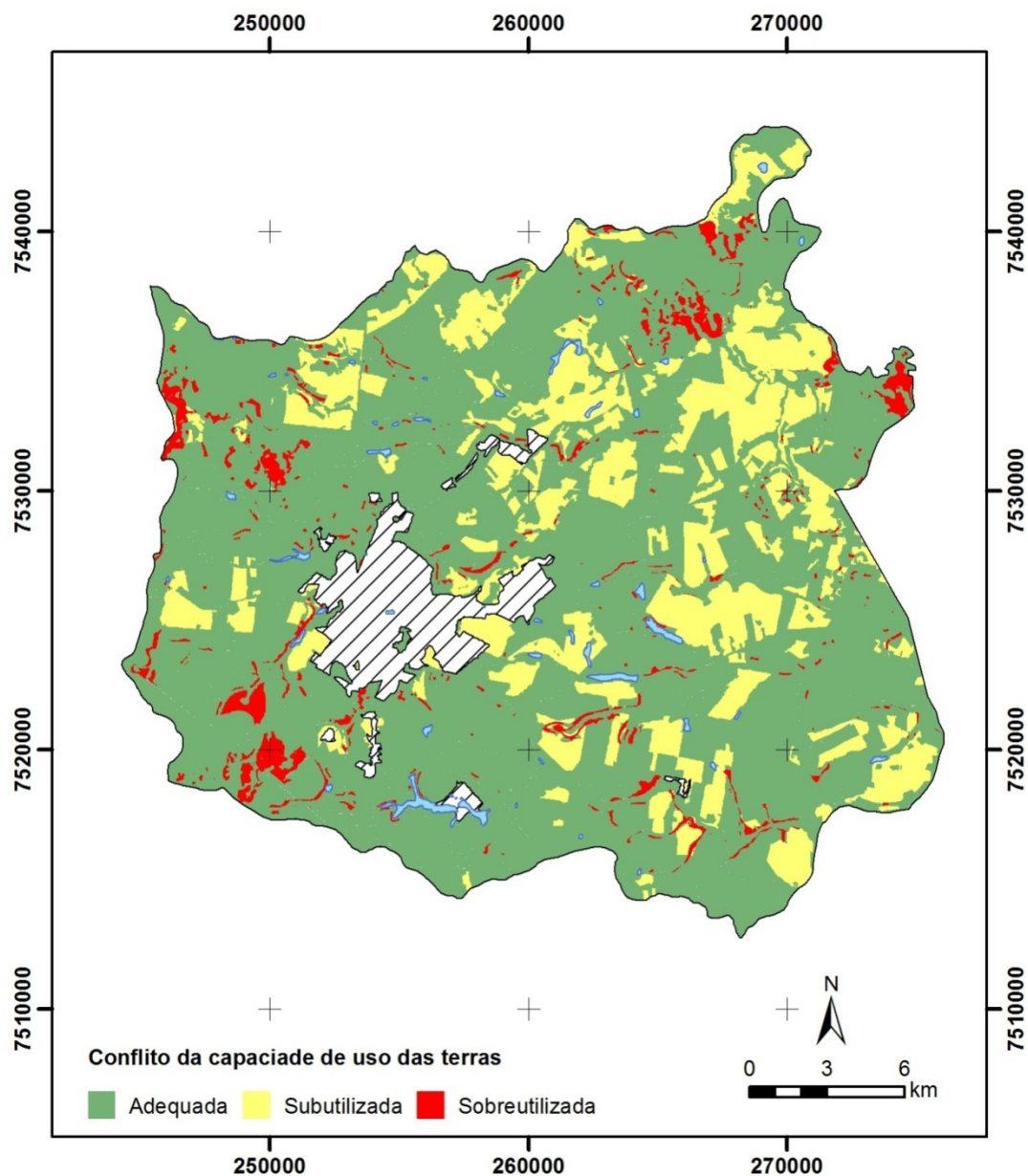


Figura 16 - Mapa de adequabilidade uso das terras do município de Araras, em 2007
Fonte: Mapa gerado pela pesquisa.

10 ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL

10.1 Introdução

Os problemas ambientais com intervenções antrópicas são originados pela necessidade de satisfazer os objetivos (alimentação, aumento de renda etc.) de alguns setores da sociedade. Em decorrência disto, entram em cena vários objetivos conflitantes, os quais, se não forem tratados por meio de metodologias consistentes tanto teóricas quanto práticas, podem, além de não ser resolvidos, agravar ainda mais os problemas.

Ao longo do tempo, tem havido uma tendência em se avaliar sistemas ecológicos econômicos utilizando a abordagem tradicional do custo-benefício, isto é, comparação dos custos que a atividade demandará comparados com os benefícios a serem gerados. Entretanto, está cada vez mais claro que essa abordagem necessita de ser ampliada, considerando critérios que não somente os custos e os benefícios, pois estão em jogo, em várias situações, critérios ambientais, sociais, econômicos e outros (PHILLIPS, 1984).

Os problemas envolvendo múltiplos objetivos como os sociais, os ambientais e os econômicos, geralmente, ocorrem com múltiplos atores e com a particularidade de que não existe uma hierarquia com relação aos objetivos. Isso acarreta dificuldade em aplicar metodologias como as que foram desenvolvidas após a segunda guerra mundial, denominadas Pesquisa Operacional - PO (ROSENHEAD, 1990).

10.2 Objetivo

Estabelecer um *Índice de Sustentabilidade Ambiental* para o uso das terras no município de Araras.

10.3 Material e Métodos

O sistema econômico, considerado com um organismo vivo e complexo, não atua independentemente do sistema natural que lhe sustenta (MUELLER, 2007). Ao contrário, ele interage com o meio ambiente, extraindo recursos naturais (componentes estruturais do capital natural) e devolvendo resíduos, causando uma série de impactos conhecidos como externalidades negativas ou simplesmente poluição. Devido a essa relação, frequentemente traumática, é preciso que se tenha medições disponíveis e sistematizadas que sejam capazes de transmitir informações sobre o grau de impacto do sistema econômico sobre o meio ambiente, bem como a qualidade deste últimos frente a estes impactos.

A Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento, ocorrida em 1992 (Rio-92), ratificou a necessidade de se integrar meio ambiente e desenvolvimento para a formulação de política. Essa integração pressupõe a necessidade de dados ambientais confiáveis a serem usados na construção de política e no estabelecimento de prioridades, bem como na avaliação de resultados por parte do governo e da sociedade civil. A melhoria da qualidade de informações ambientais e socioeconômicas disponíveis torna-se, assim, o principal requerimento para o desenvolvimento da política nacional e para o entendimento internacional.

Indicadores ambientais representam ferramentas para a comunicação de informações sintéticas sobre o estado do meio ambiente aos formuladores de política e ao público em geral. São obtidos através de parâmetros estatísticos e podem ser baseados em medidas físicas, químicas ou biológicas associadas com os aspectos ambientais de fatores socioeconômicos. São considerados também como ferramentas para a provisão de bases sólidas para a tomada de decisão em todos os níveis, contribuindo para uma relação sustentável entre sistema econômico e meio ambiente (GUTIÉRREZ-ESPELETA, 1998).

Ainda de acordo com Gutiérrez-Espeleta (1998), indicadores ambientais devem agregar informações básicas em simples ou complexas medições de maneira que sua utilidade seja determinada pela dinâmica do processo de tomada de decisões. Por si sós, os indicadores ambientais são incapazes de resolver os problemas ambientais, mas eles podem

(e devem) ser considerados como importantes mecanismos de suporte à tomada de decisões envolvendo questões ambientais.

Genericamente, para atender aos seus objetivos, um indicador deve apresentar certas características, como relevância prática e política, solidez analítica e mensurabilidade. Além destes atributos, os indicadores devem necessariamente preencher dois requisitos básicos: a representatividade de um fenômeno mais amplo e a comparabilidade com um objetivo específico ou valor de referência (BAKKES et al., 1994).

Bakkes et al. (1994) afirma que um conjunto de indicadores deve se adequar a usuários particulares, levando em consideração diferentes níveis de sofisticação ou de simplicidade requeridos e o fato de que diferentes tipos de decisão exigem diferentes tipos de informação. Em última instância, é preciso se ter em mente que indicadores (ambientais ou não) devem sempre cumprir a função de simplificação. Ou seja, indicadores devem ser construídos de maneira tal que cumpram a sua função de reduzir uma grande quantidade de informações a uma única medida que retenha os significados essenciais para as questões levantadas.

Do ponto de vista dos indicadores ambientais, estes devem ser utilizados para avaliar as condições ambientais e as tendências em escalas global, regional e local, comparar países e regiões, prever e projetar tendências futuras, fornecer informações prévias em caráter de advertência e, finalmente, avaliar as condições atuais em relação a objetivos e metas estipuladas (TUNSTALL, 1992). Tais metas podem ser agrupadas em três categorias básicas de finalidade dos indicadores ambientais, propostas pela Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE): i. mensuração da performance ambiental; ii. integração de preocupações ambientais às políticas setoriais; e iii. integração mais ampla das questões ambientais no âmbito das políticas econômicas.

Em se tratando dos indicadores de qualidade ambiental, estes são utilizados para avaliar a capacidade do meio ambiente em suportar a saúde ecológica e humana. Eles podem antecipar iminentes problemas ambientais e aumentar a habilidade dos implementadores de política em lidar com esses problemas. Também podem ser utilizados

para avaliar o progresso realizado no alcance de objetivos ambientais de curto e longo prazo.

Genericamente, podem ser identificados dois tipos de indicadores ambientais: retrospectivos e prospectivos. Estes últimos são utilizados na fase de planejamento da política e sua finalidade é apresentar previsões acerca do futuro, apresentando, assim, um caráter especulativo. De outro lado, os indicadores retrospectivos são utilizados para descrever a implementação de políticas, avaliando seus resultados e impactos. Independente do tipo de indicadores, o mais relevante é conhecer em qual fase da política (planejamento, implementação, avaliação) os indicadores devem ser apresentados (BAKKES et al., 1994).

Conforme o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP), existem cinco diferentes tipos de indicadores ambientais: i. indicadores de estado do meio ambiente, os quais refletem sua qualidade (indicadores de qualidade ambiental); ii. indicadores de impacto do meio ambiente; iii. indicadores econômico-ambientais que avaliam os custos e benefícios; iv. indicadores de desenvolvimento sustentável ou indicadores de performance, os quais avaliam as realizações de longo-prazo; e v. indicadores de saúde ambiental, que revelam as inter-relações entre riscos ambientais e saúde humana.

Bakkes et al. (1994) sugere que a classificação dos indicadores ambientais pode ser vista de três maneiras diferentes, mas complementares. Em primeiro lugar, os indicadores podem ser classificados pelo seu uso, incluindo os objetivos de advertência prévia, desenvolvimento científico ou construção de política. Podem também ser classificados de acordo com o seu “tópico”, no sentido de que, frequentemente, os indicadores ambientais descrevem um compartimento do meio ambiente (água ou ar, por exemplo) ou um tema de poluição (acidificação ou “desfertilização”, por exemplo). Por fim, estes autores também apontam para a classificação dos indicadores ambientais em função de sua posição dentro de uma cadeia de causalidade (indicadores de *stress* ambiental, indicadores de estado (qualidade) ambiental e indicadores de resposta³).

³ De acordo com Bakkes *et al.* (1994), a atratividade deste último tipo de classificação está no fato de que políticos e cientistas são levados a raciocionar em termos de uma cadeia de causalidade quando da interpretação e consideração de indicadores ambientais. Sua desvantagem, porém, está no fato de que o suposto relacionamento linear entre os elos da cadeia pode esconder os relacionamentos complexos dentro dos ecossistemas e de outros subsistemas (população e subsistema socioeconômico) com o meio ambiente.

Em se tratando do processo de desenvolvimento dos indicadores ambientais, Bossel (2001) sugere que um aspecto crucial é a busca de indicadores apropriados que condensem informações vitais num conjunto compacto de sinais confiáveis para a gestão. É preciso, em última instância, conjuntos abrangentes de indicadores que avaliem a viabilidade de um sistema, sua performance e sustentabilidade para gestão, tendo como meta o desenvolvimento sustentável em todos os níveis, desde o global ao local.

Baseado nesta argumentação, Bossel (2001) propõe uma abordagem baseada em sistemas para a construção de indicadores que descrevam o comportamento individual e a contribuição de cada subsistema para com outro (s) sistema (s). Esta proposição parte do princípio de que uma complexa rede de sistemas que se interagem pode ser reduzida recursivamente em uma rede de sistemas individuais, cada um deles determinando sua própria trajetória e afetando um ou mais sistemas. Uma primeira tarefa para a busca de indicadores que satisfaçam essas considerações consiste em identificar os componentes essenciais de um sistema, bem como suas contribuições para o desempenho de outros sistemas.

Ainda segundo Bossel (2001), dentro da abordagem baseada em sistemas, a obtenção de indicadores apropriados deve seguir os seguintes passos: i. obtenção de um entendimento conceitual para o sistema total; ii. identificação de indicadores representativos, ou seja, seleção de variáveis que descrevam os componentes do sistema que são essenciais para a viabilidade e a performance da totalidade do sistema; iii. avaliação de performance baseada em indicadores de estado; e iv. desenvolvimento de um processo participativo, no sentido de que é necessário que um amplo espectro de conhecimento, experiência, modelos conceituais e de preocupações sociais e ambientais que garantam a construção de conjuntos abrangentes de indicadores.

Reed et al., (2005) afirma que a abordagem apresentada em Bossel (2001) é parte de um processo mais amplo de convergência entre abordagens reducionistas e participativa para construção de indicadores que tenham como foco o desenvolvimento sustentável.

A primeira (reducionista) reconhece a necessidade de indicadores que quantifiquem as complexidades envolvidas na dinâmica dos sistemas, mas não

necessariamente enfatizam a variabilidade complexa das perspectivas dos usuários de recursos. A segunda é baseada em uma filosofia participativa e os seus adeptos enfatizam a necessidade do entendimento do contexto local e questionam a maneira com a qual os *experts* estabelecem objetivos e prioridades.

Dentro da perspectiva da construção de indicadores que envolvam processos participativos, Reed et al., (2005) afirmam que vincular indicadores a visões e a objetivos comunitários, potencialmente em resposta a diferentes cenários futurísticos, pode fazer com que as próprias comunidades se tornem mais ativamente envolvidas no processo de desenvolvimento e aplicação de indicadores.

Cientistas da área da Pesquisa Operacional desde a década de 1970, vêm desenvolvendo métodos que visem a solucionar problemas envolvendo múltiplos objetivos. Conforme comenta Rosenhead (1990), houve a necessidade de se desenvolver novos métodos para superar as limitações dos estabelecidos pela Pesquisa Operacional, desta forma ampliando o corpo teórico da PO. Assim, o marco teórico da metodologia multicritério consiste no trabalho de Keeney e Raiffa (1976) e, posteriormente, de Roy (1986).

A partir de então, vários métodos surgiram (ZUFFO, 1998) ; (ZUFFO, 2009). Existem dentro da PO duas vertentes: (i) Multicriteria Decision Making (MCDM), que busca desenvolver modelos matemáticos com vistas a encontrar uma solução ótima, pré-existente às percepções dos decisores – corrente de pensamento da escola americana; e (ii) Multicriteria Decision Aid (MCDA), que busca desenvolver entendimento a respeito de um contexto a partir das percepções dos envolvidos no processo, esta é a corrente de pensamento da escola européia (IGARASHI, 2007) ; (PALADINI, 2007).

Entretanto, apesar da diversidade de metodologias, cabe ressaltar que a partir de 1980, com a contribuição de pesquisadores da escola européia, principalmente o trabalho de Roy (1986), consolidou-se um corpo teórico prático em que a construção do procedimento analítico para o problema em questão seja realizada em conjunto com os decisores, ou seja, as pessoas que são conhecedoras dos problemas. Dessa forma, criaram-se as bases dos métodos multicritérios de apoio à decisão construtivista- MCDA-C (ROY, 1986).

O modelo MCDA-C possui algumas das características que a destacam das demais metodologias, a saber:

- (i) A incorporação da perspectiva subjetiva dos decisores;
- (ii) A compreensão de que os atores envolvidos no processo decisório não têm conhecimento suficiente para compreender o contexto do problema (limites da objetividade);
- (iii) Existe a necessidade de estruturar os problemas;
- (iv) O benefício do uso das propriedades das escalas nominais, ordinais e cardinais de mensuração, como uma forma de aperfeiçoar o entendimento do contexto; e
- (v) A necessidade do estabelecimento de padrões de referência (ancoragem) para a integração de objetivos (ROY, 1986) ; (ENSSLIN et al. 2001).

Na perspectiva metodológica do MCDA- C, duas convicções básicas norteiam o desenvolvimento dos modelos multicritérios: (i) a consideração simultânea dos elementos de natureza objetiva e subjetiva; e (ii) a convicção construtivista, que tem a participação e a aprendizagem dos decisores como pilares do paradigma que a informa (BANA et al. 1995).

Visto que a MCDA-C considera como base para desenvolver a modelagem multicritério as convicções e os valores dos envolvidos no processo, busca estruturar o contexto decisório com vistas a desenvolver modelos nos quais os decisores possam basear suas decisões a partir do que eles acreditam ser o mais adequado (ENSSLIN et al. 2001).

Tal postura pressupõe uma noção de construção de conhecimento em detrimento de uma noção de “verdade a ser descoberta”. Para tanto, utiliza-se de um processo de apoio à decisão, baseado em um paradigma construtivista, no qual “[...] o conhecimento é resultado de algum tipo de interação entre um sujeito ativo em busca de uma adaptação a um objeto, resultando em uma representação que é objetivamente válida e subjetivamente significativa” (LANDRY, 1995).

Zuffo (1998) analisou o caso relacionado à gestão de recursos hídricos, utilizando diferentes metodologias multicritérios, tais como PROMETHEE, ELECTRE, CGT. O autor constatou a existência de problemas na hierarquização no sentido de que nem todos os métodos hierarquizavam da mesma forma as alternativas. Métodos que não fixam

pontos âncoras, como, ‘bom’ e ‘neutro’, e que também não quantificam as preferências dos decisores quanto à perda de atratividade de um nível de maior preferência para outro de menor em um mesmo descritor, tais métodos geram problemas de ‘*outranking*’ (ENSSLIN et al., 2001). Para solucionar este tipo de problema, ao criar os descritores devem-se fixar pontos de referências, chamados âncoras.

Dentre os pesquisadores da economia ecológica, principalmente na América Central, há um crescente número de trabalhos teóricos e práticos mostrando a necessidade e a importância do uso de metodologias multicritérios como se pode observar em Ulate e Cisneros (2007).

Falconi (2007) e Burgano (2007) utilizaram o software NAIADE para exemplificar algumas das vantagens em incorporar a metodologia multicriterial na gestão ambiental. Neste sentido, Gonzalez (2007) reforça a idéia da adoção de metodologias multicriteriais como ferramenta para analisar e avaliar a sustentabilidade ambiental considerando, simultaneamente, variáveis ambientais, sociais e econômicas. Este enfoque também foi adotado em MAROZZI (2007).

Paiva Sobrinho (2007) utilizou a metodologia Compromise Programming (CP) para selecionar diferentes cenários ambientais considerando vários critérios sociais, ambientais, econômicos. O autor menciona que a fim de realizar o mesmo estudo envolvendo as percepções de agentes econômicos, sociais, a metodologia mais adequada seria a MCDA-C.

Ramos (2005) aplicou a MCDA-C em conjunto com vários decisores do comitê de bacias hidrográficas no estado de Santa Catarina. Sendo um estudo prático que envolveu a participação de representantes do comitê de bacias hidrográficas, a fase de estruturação do problema possibilitou identificar com clareza quais eram os objetivos de tais representantes, além de também identificar novos objetivos que não estavam evidentes.

As fases do processo de abordagem multicriterial de apoio à decisão podem ser descritas da seguinte forma:

Estruturação – 1ª Fase

Esta fase consiste em identificar e organizar o contexto, de forma que todos compreendam o que se deseja avaliar. Ainda esta fase se divide em três atividades, conforme apresentado na figura 17.

A MCDA-C é composta de fases: Estruturação, Avaliação e Recomendações.

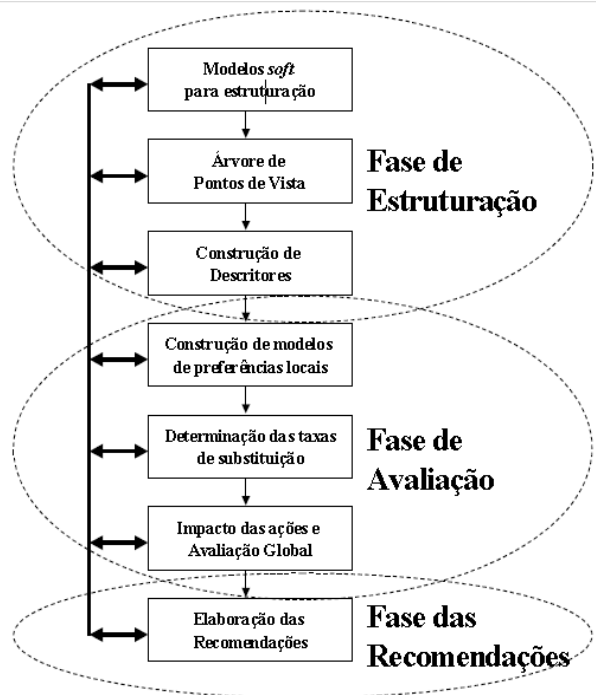


Figura 17 – Processo da abordagem multicritério de apoio à decisão.
Fonte: Extraída de Ensslin, L; Dutra; Ensslin, S (20001).

A primeira é a modelagem que permite que se estabeleça o contexto que se deseja avaliar. Para isso, deve-se identificar as seguintes etapas:

- Identificação dos envolvidos: esta se preocupa em identificar quem é o responsável pela decisão e os demais interessados direta ou indiretamente;
- Identificação do rótulo: esta procura estabelecer uma denominação para a situação que se deseja gerenciar o desempenho;

- Descrição do contexto: representação das partes envolvidas e seus relacionamentos, podendo ser dissertativa ou pictórica.

A segunda atividade visa a construir os valores dos responsáveis envolvidos no contexto, denominada árvore de Pontos de Vista Fundamentais (PVF's) e apresentam as seguintes etapas:

- Identificação das preocupações (EPA's – elementos primários de avaliação): realizadas por meio de uma sequência de atividades iterativas e interativas, fazendo com que os envolvidos apreendam e compreendam o que se deveria levar em conta no contexto em análise;
- Orientação dos EPA's: representar o objetivo que levou o tomador de decisão a tê-lo com uma preocupação;
- Construção de Mapas de Relações Meios Fins: tem como propósito representar os conjuntos de conceitos com uma mesma preocupação em forma de mapa;
- Árvore de Pontos de Vistas Fundamentais (PVF's, isto é, critérios): representa os objetivos estratégicos (fatores críticos de sucesso), que segundo Keeney (1992), há um conjunto de propriedades como: a essencialidade, a controlabilidade, a completibilidade, a mensurabilidade, a operacionalidade, a isolabilidade, a não-redundância, a concisão e a compreensibilidade.

A terceira etapa consiste em construir escalas ordinais e não ambíguas que permitam uma única interpretação dos níveis em análise no contexto.

Avaliação- 2ª Fase

Depois de construídos os descritores do mapa cognitivo, é possível prosseguir para a avaliação das ações potenciais mensuráveis, inicialmente, deve-se determinar as funções de valores para cada critério.

Função de Valor

Para identificar as funções de valores, são expressos matematicamente e na forma de gráficos ou escala numérica os julgamentos de valores sobre determinado critério. Neste sentido, Ensslin et al., (2001) afirma que “uma função de valor é uma ferramenta julgada adequada, pelos atores, para auxiliar a articulação de suas preferências, permitindo avaliar as ações potenciais, segundo um determinado ponto de vista”.

Há várias maneiras de obter as funções de valores, podendo-se destacar a pontuação direta - *direct rating*, o método de Bissecação, o método do julgamento semântico (BANA e COSTA, 2001); (ENSSLIN et al., 2001).

O método do julgamento semântico adotado neste trabalho utiliza uma escala ordinal descrita com palavras, as quais têm a função de identificar a preferência do decisor na relação entre uma ação e outra, gerando a elaboração de juízos de valor absolutos sobre a diferença de atratividade entre duas ações (BANA e COSTA e VANSNICK, 1995).

Dentre os métodos de julgamento semântico existentes, o software - Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique - MACBETH, adotado neste trabalho, desenvolvido por (BANA e , COSTA e VANSNICK, 1995), determina as funções de valores. Utiliza uma série de categorias semânticas para determinar a função de valor através de modelos de Programação Linear. Os decisores são questionados sobre a diferença de atratividade entre duas ações, levando em consideração as seguintes categorias semânticas:

- CO: nenhuma diferença
- C1: diferença muito fraca
- C2: diferença fraca
- C3: diferença moderada
- C4: diferença forte
- C5: diferença muito forte
- C6: diferença extrema

As informações fornecidas pelos decisores são inseridas no software MACBETH, o qual irá gerar uma escala determinando as funções de valor. Essa escala

procura representar da melhor maneira possível os julgamentos dos decisores em relação às diferenças de atratividade entre duas ações do decisor (BANA e COSTA e VANSNICK, 1997; ENSSLIN et al., 2001)

Pesos (Taxas de Atratividade) ou determinação das taxas de substituição

O cálculo dos pesos, também chamados taxas de substituição para os PVF's e PVE's (Ponto de Vista elementar) representam a perda de desempenho sofrida por uma ação potencial em um critério para compensar o ganho em outro critério, representando a contribuição para o modelo global (ENSSLIN et al., 2001).

O estabelecimento dos pesos é importante porque, quando se analisam ações potenciais usando um modelo multicritério, raramente ocorre de uma ação potencial ser melhor que as outras em todos os critérios do modelo, ou seja, uma ação potencial com um grande benefício, em geral, possui um custo alto e vice-versa (ENSSLIN et al., 2001).

Diante disso, é imprescindível definir uma forma de agregar as diversas dimensões de avaliação. Utilizaremos a forma apresentada em Ensslin et al (2001). Trata-se da função de agregação aditiva, na forma de uma soma ponderada, cuja ponderação de cada critério será definida pelo seu respectivo peso (taxa de substituição).

Existem vários métodos para calcular os pesos, tais como: Trade-Off, Swing Weights e Comparação Par-a-Par, esta última bastante similar ao método de julgamento semântico empregado para obter as funções de valores (ENSSLIN et al., 2001). Neste trabalho adotou-se o método do Swing Weight devido ao fato de ser amplamente utilizado na literatura e ser de fácil operacionalização.

Determinação dos pesos em árvores de valores

As árvores de valores comumente são compostas de diversos níveis hierárquicos. Neste caso, os pesos devem ser obtidos, de preferência, de baixo para cima, ou seja, partindo dos níveis hierárquicos inferiores até os superiores (ENSSLIN et al., 2001).

O procedimento descrito se torna cada vez mais complexo, à medida que subimos na hierarquia da árvore. Para contornar esse problema, pode-se selecionar, em cada conjunto de subcritérios utilizados para efetuar as compensações, apenas o descritor daquele subcritério com maior peso.

Perfil de Desempenho

Nesta etapa, o objetivo é avaliar o desempenho de cada ação potencial para identificar a que melhor atenda aos objetivos dos decisores. Além disso, é possível identificar os pontos fortes e fracos de cada ação e, então, implementar ações de melhoria. O perfil de desempenho possibilita um aumento do conhecimento dos decisores em relação ao problema estruturado (ENSSLIN et al., 2001).

Depois de identificar todos os níveis de impacto dos descritores, constrói-se um gráfico para melhor visualizar o desempenho local das ações avaliadas, onde ficarão mais visíveis os pontos fortes e fracos da empresa. A etapa seguinte é fazer a avaliação global, isto é, a agregação das performances locais das ações em uma performance única. O método adotado é o de agregação aditiva (KEENEY, 1992).

Conclui-se, nesta etapa, a formulação do modelo que consiste na elaboração da fórmula de agregação aditiva, conforme Ensslin et al., (2001).

$$V(a) = \sum_{i=1}^n w_i \cdot v_i(a)$$

$$V(a) = w_1 * v_1(a) + w_2 * v_2(a) + w_3 * v_3(a) + \dots + w_n * v_n(a)$$

Em que:

$V(a)$ = valor global da ação 'a'.

$v_1(a), v_2(a), \dots, v_n(a)$ = valor parcial das ação 'a' nos critérios 1,2,...,n.

$w_1, w_2, \dots, w_n$ = Pesos (taxas de substituição) dos critérios 1,2,...,n.

n = número de critérios do modelo

Segundo Ensslin et al., (2001), a equação anterior está condicionada às seguintes restrições:

- A soma dos pesos deve ser igual a 1.

- $w_1 + w_2 + w_3 + \dots + w_n = 1$
- O valor dos pesos deve ser maior do que 0 e menor do que 1.
- $1 > w_i > 0$ para $i = 1, 2, \dots, n$.
- O valor parcial de uma ação com impacto no nível Bom é igual a 100 em todos os critérios.
- $v_i(a \text{ Bom}) = 100$ para $i = 1, 2, \dots, n$
- O valor parcial de uma ação com impacto no nível Neutro é igual a 0 em todos os critérios.
- $v_i(a \text{ Neutro}) = 0$ para $i = 1, 2, \dots, n$
- O valor global de uma ação com todos os impactos no nível Bom é igual a 100.
- $V(a \text{ Bom}) = 100$
- O valor global de uma ação com todos os impactos no nível Neutro é igual a 0.
- $V(a \text{ Neutro}) = 0$

Com essa fórmula de agregação, pretende-se transformar unidades de atratividade local (medida nos critérios) em unidades de atratividade global.

Elaboração de recomendações – 3ª Fase

Na etapa de elaboração de recomendações é feita uma análise do perfil de desempenho de cada ação potencial em relação a cada descritor construído, com o objetivo de verificar a necessidade de implementação de ações de melhoria que possam alavancar o desempenho das ações avaliadas (ENSSLIN et al., 2007).

10.4 Resultados e Discussão

Estruturação

Com o auxílio de um facilitador⁴ junto com um decisor⁵ foi possível estruturar o problema, isto é, identificar os critérios e os subcritérios relevantes para a elaboração do índice de sustentabilidade ambiental para a cultura da cana-de-açúcar.

Como resultado desta fase, os seguintes critérios e subcritérios foram definidos conforme mostra a figura 18.

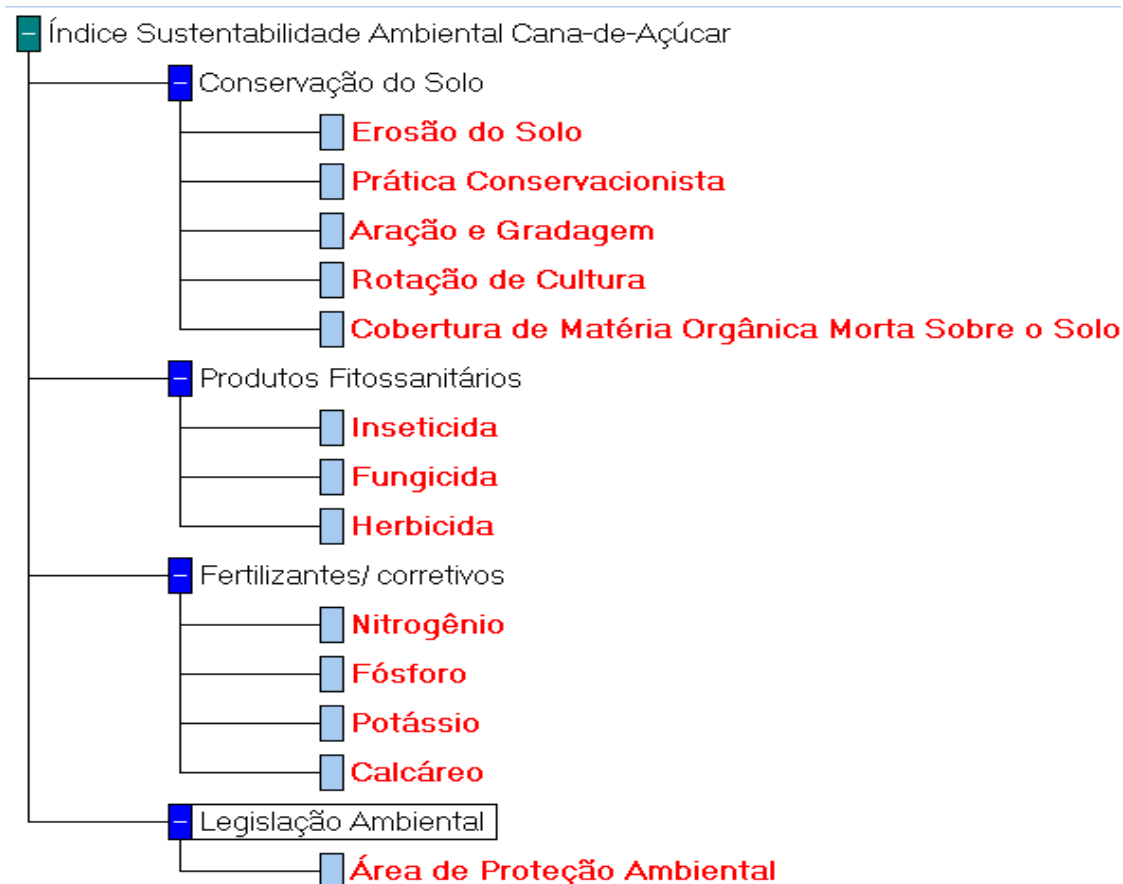


Figura18 - Estrutura com a definição de critérios e subcritérios para a cultura da cana-de-açúcar queimada.

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Seguindo o procedimento metodológico, a fase seguinte consiste em definir os descritores para os subcritérios, bem como estabelecer a melhor e a pior

⁴ O facilitador é a pessoa que domina a metodologia MCDA-C.

⁵ O decisor é a pessoa que conhece muito bem a área de estudo, as técnicas agrônomicas adotadas para atividades agropecuária, bem como os principais problemas ambientais regionais.

performance dos descritores. Os descritores são ordenados de maior para menor preferência. A figura 19 mostra os valores dos níveis de performance

Nome : Erosão do Solo

Nome abreviado : Erosão

Comentários : Foi tomado como parâmetro a taxa de erosão de 14,21 t/ha/ano calculada para a cultura da cana-de-açúcar queimada).

Base de comparação : ☐ as opções ☐ as opções + 2 referências ☒ níveis qualitativos de performance ☐ níveis quantitativos de performance

☒ critério

Níveis de performance :

-	+	Nível qualitativo	Abreviado
1	0 até menor que 3 t/ha/ano	0 até 3 t	
2	3 até menor que 6 t/ha/ano	3 até 6 t	
3	6 até menor que 10 t/ha/ano	6 até 10 t	
4	10 até menor que 15 t/ha/ano	10 até 15 t	
5	maior ou igual a 15 t ha ⁻¹ ano ⁻¹	>= 15 t	

Figura 19 - Níveis de performance para o subcritério erosão do solo - cana-de-açúcar queimada.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Neste caso relacionado à taxa de erosão do solo considerou-se que um valor igual ou maior que $15 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ seria a pior taxa de erosão e uma variando de zero a $3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ como sendo aquela taxa de erosão tolerável para a região (cf. Lombardi, 1989).

Continuando os procedimentos, o decisor faz, então, os julgamentos em relação a sua percepção de perda ao passar de um nível (taxa de erosão) menor para um nível com uma taxa de erosão maior, por exemplo, respondendo à seguinte questão:

Qual a intensidade de perda em passar de uma taxa de erosão de 0 até 3 t para uma taxa maior ou igual a 15 t?

Vale lembrar que cada um dos intervalos de classe que compõe o descritor de um subcritério ou critério são chamados também níveis de impactos.

O decisor, então, revela a sua preferência através de uma escala que varia de extrema à nula, gerando o programa uma escala que varia de 100 a zero. Essa escala representa o quanto o decisor está disposto a se manter num determinado nível a passar para outro nível (taxa de erosão). A figura 20 expressa a preferência do decisor e o próprio sistema gera os valores relativos às suas preferências e, ao mesmo tempo, emite uma nota

confirmando se os julgamentos estão consistentes ou não. Em caso negativo, o decisor é solicitado a pensar melhor e a refazer as suas opiniões.

Erosão do Solo

	0 até 3 t	3 até 6 t	6 até 10 t	10 até 15 t	>= 15 t	Escala atual	
0 até 3 t	nula	forte	positiva	positiva	extrema	100.00	extrema
3 até 6 t		nula	mt. forte	positiva	extrema	78.58	mt. forte
6 até 10 t			nula	extrema	extrema	57.14	forte
10 até 15 t				nula	extrema	28.57	moderada
>= 15 t					nula	0.00	fraca
							mt. fraca
							nula

Julgamentos consistentes

OK? [Icons: Refresh, Lightbulb, OK, Add, Subtract, Multiply, Divide, MAC, BETN, H, DIFF, Person, Color Bar]

Figura 20 - Preferências do decisor.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Os procedimentos para a avaliação dos outros critérios e subcritérios seguem o mesmo padrão conforme mostram as figuras 21 até a figura 44.

- **Critério conservação do solo, subcritérios:** Práticas conservacionistas

Propriedades de Prática Conservacionista

Nome : Prática Conservacionista

Nome abreviado : Prat Conserv

Comentários : Práticas conservacionistas do solo. Envolve ações como terraceamento em desnível comparando se há ou não bacia de contenção de água.

Base de comparação :

☐ as opções
☐ as opções + 2 referências
☒ níveis qualitativos de performance : ☒ critério
☐ níveis quantitativos de performance :

Níveis de performance :

	Nível qualitativo	Abreviado
1	Terraceamento em desnível com bacia de contenção de água	Terrac c/ bacia
2	Terraceamento em desnível sem bacia de contenção de água	Terrac s/ bacia
3	Não tem terraceamento	Sem Terraceam

Figura 21 - Níveis de performance para o subcritério práticas conservacionistas para cana-de-açúcar queimada.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.



Tabela 22 - Preferências do decisor.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

- **Critério conservação do solo, subcritériosubcritérios: Aração e gradagem**

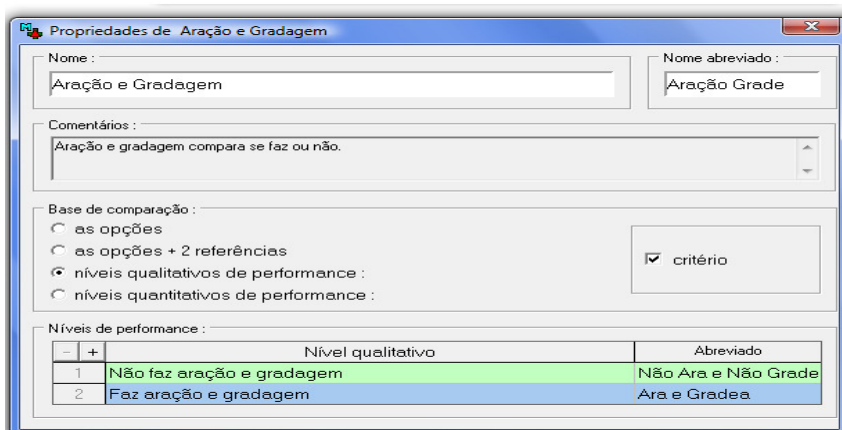


Figura 23 - Níveis de performance para o subcritério aração e gradagem para cana-de-açúcar queimada.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.



Figura 24 - Preferências do decisor.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

- **Critério conservação do solo, subcritériosubcritérios: Rotação de cultura**

Propriedades de Rotação de Cultura

Nome : Rotação de Cultura

Nome abreviado : Rotação

Comentários :
Comparar se ocorre ou não a prática da rotação da cultura. O correto é fazer rotação com leguminosa. Também pode ocorrer de ser realizada a rotação porém sem utilizar leguminosa, o que

Base de comparação :

☐ as opções

☐ as opções + 2 referências

☒ níveis qualitativos de performance :

☐ níveis quantitativos de performance :

☒ critério

Níveis de performance :

-	+	Nível qualitativo	Abreviado
1		Faz rotação e usa leguminosa	Faz c/ legum
2		Faz rotação e não usa leguminosa	Sem leguminosa
3		Não faz rotação	Não faz

Figura 25 - Níveis de performance para o subcritério Rotação de cultura para a cana-de-açúcar queimada.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Rotação de Cultura

	Faz c/ legum	Sem leguminosa	Não faz	Escala atual
Faz c/ legum	nula	mt. forte	extrema	100
Sem leguminosa		nula	mt. forte	50
Não faz			nula	0

Julgamentos consistentes

extrema
mt. forte
forte
moderada
fraca
mt. fraca
nula

Figura 26- Preferências do decisor.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

- **Critério conservação do solo, subcritériosubcritérios: Cobertura da matéria orgânica morta sobre o solo**

Propriedades de Cobertura de Matéria Orgânica Morta Sobre o Solo

Nome : Cobertura de Matéria Orgânica Morta Sobre o Solo

Nome abreviado : C.M.O. Solo

Comentários :
Representa o teor de matéria orgânica contida no solo de 0 a 30 cm.

Base de comparação :

☐ as opções

☐ as opções + 2 referências

☒ níveis qualitativos de performance :

☐ níveis quantitativos de performance :

☒ critério

Níveis de performance :

-	+	Nível qualitativo	Abreviado
1		Possui	Possui
2		Não possui	Não possui

Figura 27 - Níveis de performance para o subcritério Cobertura de matéria orgânica morta sobre o solo.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

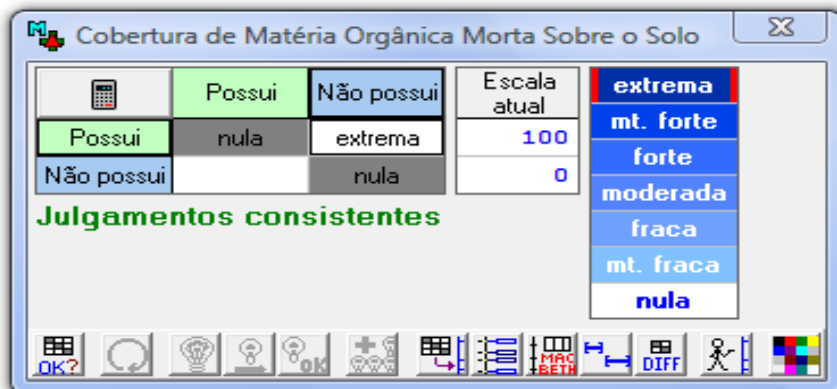


Figura 28 - Preferências do decisor.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

- **Critério: Produtos fitossanitários, subcritériosubcritérios: Inseticida**

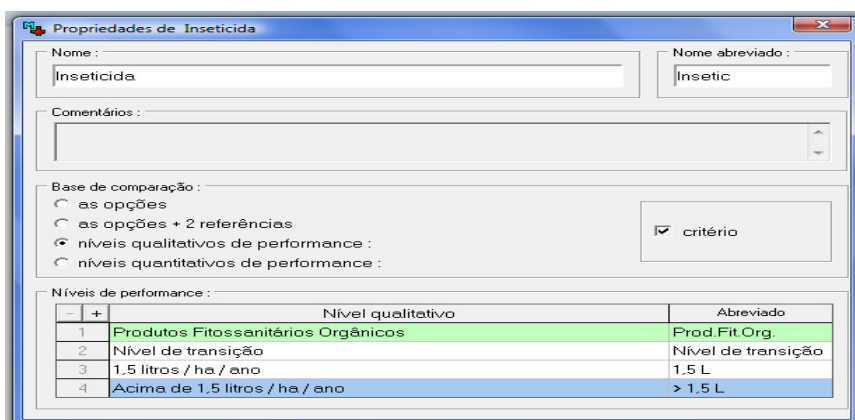


Figura 29 - Níveis de performance para o subcritério Inseticida.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.



Figura 30 - Preferências do decisor.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

- **Critério: Produtos fitossanitários, subcritériosubcritérios: Fungicida**

-	+	Nível qualitativo	Abreviado
1		Produtos fitossanitários orgânicos	Pro.Fito.Org.
2		Nível de transição	Nível de transição
3		1,0 l/ha/ano	1,0 l
4		Acima de 01 l/ha/ano	>1,0

Figura 31 - Níveis de performance para o subcritério Fungicida.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

	Pro.Fito.Org.	Nível de transição	1,0 l	>1,0	Escala atual	
Pro.Fito.Org.	nula	moderada	mt. forte	extrema	100.00	extrema
Nível de transição		nula	forte	Diferença extrema	80.00	mt. forte
1,0 l			nula	extrema	53.33	forte
>1,0				nula	0.00	moderada
						fraca
						mt. fraca
						nula

Julgamentos consistentes

Figura 32 - Preferências do decisor.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

- **Critério: Produtos fitossanitários, subcritériosubcritérios: Herbicida**

-	+	Nível qualitativo	Abreviado
1		Produtos Fitossanitários Orgânicos	Pro.Fito.Org.
2		Acima de 0,5 e < 1,5 l/ha/ano e Incorporação matéria orgânica	Transição
3		Acima de 0,5 e < 1,5 l/ha/ano	> 0,5 <= 1,5
4		Acima de 1,5 l/ha/ano	>1,5 l/ha/ano

Figura 33 - Níveis de performance para o subcritério Herbicida.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

	Pro.Fito.Org	Transição	> 0.5 <= 1.5	>1,5 l/ha/ano	Escala atual	
Pro.Fito.Org	nula	forte	mt. forte	extrema	100.00	extrema
Transição		nula	forte	extrema	76.47	mt. forte
> 0.5 <= 1.5			nula	extrema	52.94	forte
>1,5 l/ha/ano				nula	0.00	moderada
						fraca
						mt. fraca
						nula

Julgamentos consistentes

Tabela 34 - Preferências do decisor.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

- **Critério: Fertilizantes/ corretivos, subcritériosubcritérios: Nitrogênio**

Nome : Nitrogênio Nome abreviado : N

Comentários :

Base de comparação :

☐ as opções
☐ as opções + 2 referências
☒ níveis qualitativos de performance : ☒ critério
☐ níveis quantitativos de performance :

Níveis de performance :

	Nível qualitativo	Abreviado
1	Sistema Orgânico	Sist.Org.
2	Transição Sistema Orgânico (leguminosas/adubo inorgânico)	Transição
3	Recomendado agronomicamente	Recomendado
4	Até 10% acima do recomendado	até 10% recom.
5	Acima de 10% do recomendado	> 10% recomend

Figura 35 - Níveis de performance para o subcritério Nitrogênio.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

	Sist.Org.	Transição	Recomendado	até 10% recom.	> 10% recomend	Escala atual	
Sist.Org.	nula	forte	forte	mt. forte	extrema	100.00	extrema
Transição		nula	forte	positiva	positiva	88.57	mt. forte
Recomendado			nula	mt. forte	positiva	77.14	forte
até 10% recom.				nula	extrema	51.43	moderada
> 10% recomend					nula	0.00	fraca
							mt. fraca
							nula

Julgamentos consistentes

Figura 36 - Preferências do decisor.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

- **Critério: Fertilizantes/ corretivos, subcritériosubcritérios: Fósforo**

Nome : Fósforo Nome abreviado : P

Comentários :

Base de comparação :
☐ as opções
☐ as opções + 2 referências
☒ níveis qualitativos de performance :
☐ níveis quantitativos de performance :

☒ critério

Níveis de performance :

-	+	Nível qualitativo	Abreviado
1		Sistema Orgânico	Sist.Orgânico
2		Fase transição (composto orgânico e adubação inorgânica)	Transição
3		Recomendado agronomicamente	Recomendado
4		Até 10% do recomendado	Até 10% recom.
5		Acima de 10% do recomendado	> 10% recom.

Figura 37 - Níveis de performance para o subcritério Fósforo.

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

	Sist.Orgânico	Transição	Recomendado	Até 10% recom.	> 10% recom.	Escala atual	
Sist.Orgânico	nula	forte	forte	extrema	extrema	100.00	extrema
Transição		nula	forte	positiva	positiva	85.19	mt. forte
Recomendado			nula	mt. forte	positiva	70.37	forte
Até 10% recom.				nula	extrema	37.04	moderada
> 10% recom.					nula	0.00	fraca
							mt. fraca
							nula

Julgamentos consistentes

OK? [Icons]

Figura 38 - Preferências do decisor.

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

- **Critério: Fertilizantes/ corretivos, subcritériosubcritérios: Potássio**

Nome : Potássio Nome abreviado : K

Comentários :

Base de comparação :
☐ as opções
☐ as opções + 2 referências
☒ níveis qualitativos de performance :
☐ níveis quantitativos de performance :

☒ critério

Níveis de performance :

-	+	Nível qualitativo	Abreviado
1		Sistema Orgânico	Sist.Orgân.
2		Transição Sist. Orgânico (Composto e Adubação Inorgânica)	Transição
3		Abaixo do Recomendado	AbaixoRecom.
4		Recomendado Agronomicamente	Recomendado
5		Até 10% Acima Recomendado	Até 10% Recom.
6		Acima de 10% Recomendado	> 10% Recom.

Figura 39 - Níveis de performance para o subcritério Potássio.

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.



Figura 40 - Preferências do decisor.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

- **Critério: Fertilizantes/ corretivos, subcritériosubcritérios: Calcáreo**

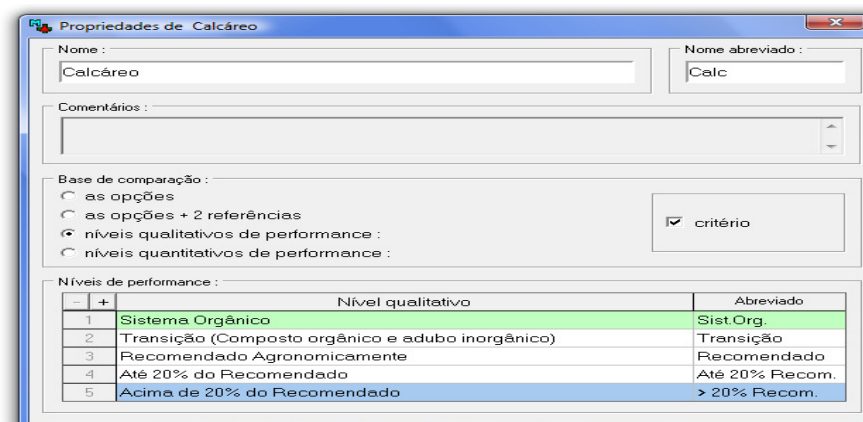


Figura 41 - Níveis de performance para o subcritério Calcáreo.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

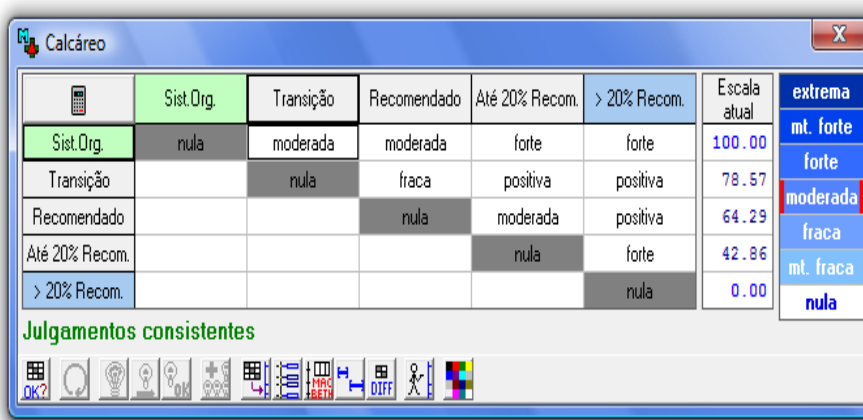


Figura 42- Preferências do decisor.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

- **Critério: Legislação ambiental, subcritério Área de proteção ambiental**

	Nível qualitativo	Abreviado
1	Respeita 100%	Respeita 100%
2	até menos de 5% APP	até menos 5%
3	5 até menos de 10% APP	5 até 10%APP
4	ocupa 10% OU MAIS da APP	ocupa 10%ou+

Figura 43 - Níveis de performance para o subcritério Área de proteção ambiental.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

	Sist.Org.	Transição	Recomendado	Até 20% Recom.	> 20% Recom.	Escala atual	
Sist.Org.	nula	moderada	moderada	forte	forte	100.00	extrema
Transição		nula	fraca	positiva	positiva	78.57	mt. forte
Recomendado			nula	moderada	positiva	64.29	forte
Até 20% Recom.				nula	forte	42.86	moderada
> 20% Recom.					nula	0.00	fraca
							mt. fraca
							nula

Julgamentos consistentes

Figura 44 - Preferências do decisor.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

A etapa seguinte consiste em determinar os pesos dos subcritérios e gerar um índice de sustentabilidade para cada subcritério, para isso é de fundamental importância também a percepção do decisor. Utilizou-se o método do Swing Weight, descrito na metodologia. O decisor estabelece os níveis de avaliação para cada subcritério, sendo que o mais importante na opinião do decisor será sempre igual a 100 e os outros assumirão valores inferiores a 100 conforme a percepção do decisor.

Os resultados das avaliações realizadas para os critérios de Conservação de solo com os seus respectivos pesos em percentagem são mostrados na tabela 7.

Tabela 7 - Avaliação do decisor e percentagem para o critério de Conservação de solos

SUBCRITÉRIO	NÍVEIS DE AVALIAÇÃO	PESO (%)
Cobertura de matéria orgânica morta sobre o solo	100	25,00
Rotação de culturas	90	22,25
Práticas conservacionistas	80	20,00
Erosão do solo	70	17,50
Aração e gradagem	60	15,00
TOTAL	400	100,00

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Os resultados das avaliações realizadas para os critérios de Produtos fitossanitários com os seus respectivos pesos em percentagem são mostrados na tabela 8.

Tabela 8 - Avaliação do decisor e percentagem para o critério de Produtos fitossanitários

SUBCRITÉRIO	NÍVEIS DE AVALIAÇÃO	PESO (%)
Herbicida	100	37,00
Inseticida	90	33,30
Fungicida	80	29,60
TOTAL	270	100,00

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Os resultados das avaliações realizadas para os critérios de Fertilizantes/corretivos com os seus respectivos pesos em percentagem são mostrados na tabela 9.

Tabela 9 - Avaliação do decisor e percentagem para o critério de Fertilizantes/corretivos

SUBCRITÉRIO	NÍVEIS DE AVALIAÇÃO	PESO (%)
Nitrogênio	100	31,30
Potássio	90	28,10
Fósforo	80	25,00
Calcáreo	70	15,60
TOTAL	320	100,00

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

O critério Legislação Ambiental é representada aqui pelo subcritério APP's, pois, diante dos dados disponíveis, era o mais fácil de ser quantificado. Vale lembrar que, de posse de informações adicionais sobre reserva legal, por exemplo, esta poderia ser inserida como subcritério da Legislação Ambiental, assim como outros que puderem ser considerados relevantes.

Com os pesos para cada subcritério definidos, a etapa seguinte é obter os pesos para os critérios. O procedimento é semelhante ao utilizado para calcular os pesos dos subcritérios. Assim, obteve-se os pesos para os critérios de: Conservação de solo; Fertilizantes; Produtos fitossanitários e Legislação ambiental conforme mostrado na tabela 10.

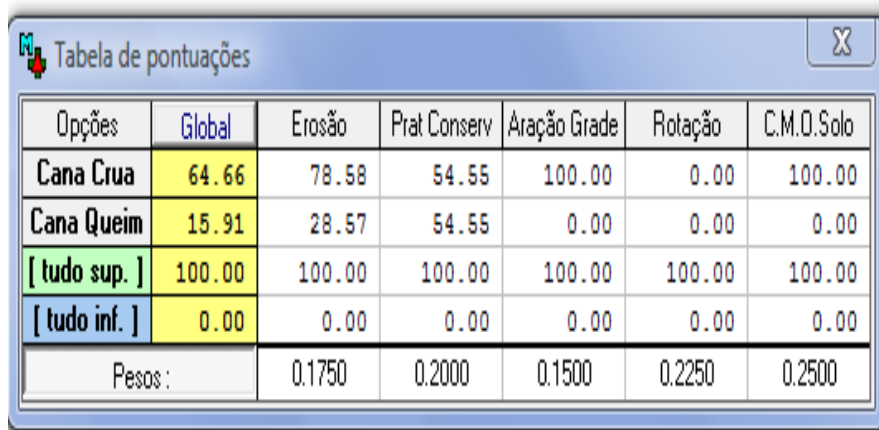
Tabela 10 - Avaliação do decisor e percentagem para os critérios de Conservação de solos, Produtos fitossanitários, Fertilizantes e Legislação ambiental

CRITÉRIO	NÍVEL DE AVALIAÇÃO	PESOS (%)
Conservação de solo	100	28,20
Produtos fitossanitários	90	25,40
Fertilizantes	85	23,90
Legislação ambiental	70	22,50
TOTAL	355	100,00

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

O passo final é elaborar o índice de sustentabilidade ambiental para a cana-de-açúcar queimada. Nesta fase, vamos utilizar os pesos determinados para cada critério multiplicado pela pontuação de cada critério conforme mostram as tabelas 11 a 13.

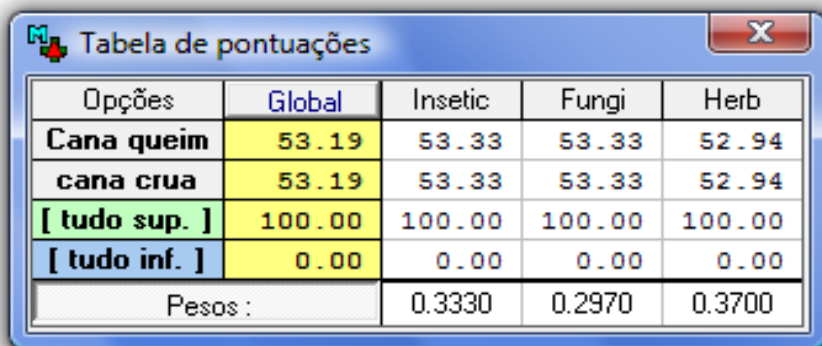
Tabela 11 - Pontuação para o critério de Conservação de solos



Opções	Global	Erosão	Prat Conserv	Aração Grade	Rotação	C.M.O.Solo
Cana Crua	64.66	78.58	54.55	100.00	0.00	100.00
Cana Queim	15.91	28.57	54.55	0.00	0.00	0.00
[tudo sup.]	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
[tudo inf.]	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Pesos:		0.1750	0.2000	0.1500	0.2250	0.2500

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

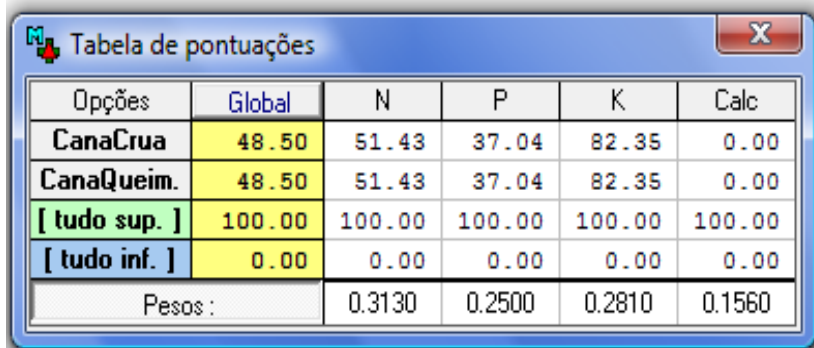
Tabela 12 - Pontuação para o critério de produtos fitossanitários



Opções	Global	Insetic	Fungi	Herb
Cana queim	53.19	53.33	53.33	52.94
cana crua	53.19	53.33	53.33	52.94
[tudo sup.]	100.00	100.00	100.00	100.00
[tudo inf.]	0.00	0.00	0.00	0.00
Pesos :		0.3330	0.2970	0.3700

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Tabela 13 - Pontuação para o critério de Fertilizantes/corretivos



Opções	Global	N	P	K	Calc
CanaCrua	48.50	51.43	37.04	82.35	0.00
CanaQueim.	48.50	51.43	37.04	82.35	0.00
[tudo sup.]	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
[tudo inf.]	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Pesos :		0.3130	0.2500	0.2810	0.1560

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

O índice de sustentabilidade ambiental é calculado da seguinte forma:

$V(a) = w_1 * v_1(a) + w_2 * v_2(a) + w_3 * v_3(a) + w_n * v_n(a)$, onde:

$V(a)$ – Valor global da ação a

$V_1(a), \dots, V_n(a)$ = Valor parcial da ação a nos critérios 1,2,...,n

$W_1, W_2, \dots, W_n$ = Pesos dos critérios 1,2,...,n

n = número de critérios do modelo

Assim, o índice de sustentabilidade da cana-de-açúcar queimada é calculado da seguinte forma, conforme demonstrado na tabela 14.

Tabela 14 - Índices de sustentabilidade ambiental parcial e Índice Global para a cana-de-açúcar queimada

CRITÉRIOS	PESO (%)	PERFORMANCE DA CANA-QUEIMADA PERANTE OS CRITÉRIOS	ÍNDICE PARCIAL
Conservação de solos	28,00	15,91	4,5
Produtos fitossanitários	25,00	53,2	13,5
Fertilizantes	24,00	48,5	11,6
Legislação ambiental	23,00	54,3	12,2
Índice Global de Sustentabilidade Ambiental para a Cana-de-açúcar queimada			41,8

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

O Índice de Sustentabilidade Ambiental para a atividade da cana-de-açúcar queimada no valor de 41,8 numa escala que varia de zero a 100, está abaixo da média, sendo que o critério “conservação de solos” apresenta uma baixa contribuição na formação do índice global, principalmente pelas altas taxas de erosão verificadas empiricamente na região, a não-adoção de rotação de culturas e a adoção também de bacias de captação de água no fim dos terraços contribuindo para a alta taxa de erosão.

Adotando-se os mesmos procedimentos metodológicos, foi possível estabelecer os Índices de Sustentabilidade Ambiental para todos os usos das terras no município. A tabela 15 ilustra estes índices.

Tabela 15 - Índices de Sustentabilidade Ambiental para os usos das terras

USO DAS TERRAS	ÍNDICES DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL
Cana-de-açúcar mecanizada	65
Cafeicultura	68
Citricultura	40
Cultura anual (soja + milho)	40
Floresta secundária	70
Mata ciliar	70
Pastagem	50
Reserva Legal*	70

*adotou-se o mesmo valor utilizado para floresta secundária

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Os dados mostram, de um modo geral, que os índices são razoáveis. Uma exceção é a cultura do café que obteve o índice de 6,8. Esse índice obtido deve-se a um

manejo adequado para a atividade, pois trata-se de uma atividade perene, em que a movimentação de solo ocorre somente no início do plantio, adota-se o terraceamento em desnível e o de capim entre as linhas de plantio funcionam como amortecedor das águas de chuva protegendo o solo contra a erosão. Levantamentos de campo mostraram que a atividade faz uso de poucos produtos fitossanitários. Esses elementos contribuíram para que a atividade alcançasse o índice de sustentabilidade de 68 numa escala de zero a dez.

A atividade da citricultura, mesmo tendo um padrão de exploração semelhante a da cafeicultura, foi muito penalizada por utilizar uma quantia muito grande de fungicida para o controle da doença HLB (greening), informações pessoais dos técnicos do Grupo de Consultores em Citros – GCONCI em 2009, para a convivência com a doença é necessário a utilização de vinte e cinco litros de fungicida por hectare ao ano. O avanço da doença causa prejuízos econômicos e reduz a sustentabilidade do negócio citrícola na região.

A floresta secundária obteve um índice 70 e espacialmente está representada por muitos e pequenos fragmentos isolados na área. Uma característica favorável é que os fragmentos estão localizados próximos aos cursos d'água e em solos que favorecem a revegetação.

O índice razoável da cana-de-açúcar mecanizada está relacionado ao benefício de que a palhada deixada no solo pelo manejo da atividade tem um impacto positivo no controle da erosão, na manutenção de água no sistema e na retenção de CO₂. Como o sistema ainda não está “consolidado”, estes benefícios não são sentidos na sua integralidade.

11 DISPOSIÇÃO A PAGAR PARA REVEGETAR MATAS CILIARES

11.1 Introdução

O processo histórico de uso e de ocupação do solo brasileiro é marcado por pressão e degradação ambiental, principalmente por meio do desmatamento das florestas tropicais, constituindo-se, assim, um dos mais graves problemas ecológicos do Brasil.

As principais tipologias florestais que compõem a Mata Atlântica são a floresta ombrófila densa ou pluvial tropical, a floresta ombrófila mista, ou com araucárias, a floresta estacional semidecidual e floresta estacional decidual. A mais ameaçada é a floresta estacional semidecidual, por causa das culturas de café e, mais recentemente, soja, citros, cana-açúcar e o gado (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2002).

A mata atlântica percorre todo o litoral brasileiro e na região sudeste, onde cerca de 60% da população brasileira, este bioma sofreu um elevado grau de antropismo. As atividades econômicas do Brasil iniciaram-se pela faixa litorânea e depois expandiram-se para o interior, com a extração do pau-brasil, o cultivo de cana-de-açúcar, do algodão, do cacau e do café, com a pecuária e, por fim, com a intensa ocupação urbana, relata DEAN (1996).

O código Florestal que compõe a política ambiental do país tem um enfoque preservacionista e reconhece que as Reservas Legais e Áreas de Proteção Ambiental – (APP's) são áreas tidas como grandes prestadoras de serviços ambientais não só para a propriedade rural em si, mas também para toda a sociedade.

Para SIF (2000) os principais serviços ambientais promovidos pelas matas ciliares, são: (i) proteção de solo; Proteção da água; Regulação climática e qualidade do ar; Biodiversidade; Fixação de carbono; recreação e outros.

Constanza et al., (1997) definem como 13 os serviços ecossistêmicos providos pela mata ciliar, suas funções e exemplo conforme apresentados na tabela 16.

Tabela 16 - Serviços ambientais que podem ser fornecidos pelas matas ciliares

SERVIÇO AMBIENTAL	FUNÇÃO AMBIENTAL	EXEMPLO
Controle de distúrbios	Atenuar flutuações ambientais	Controle de enchentes, proteção à tempestades e outros aspectos de resposta do habitat para as variações bruscas do entorno, principalmente às relacionadas ao controle pela estrutura vegetal.
Controle da água	Controle dos fluxos hidrológicos	Fornecimento de água para a agricultura ou processos industriais
Controle de erosão	Retenção do solo em um ecossistema	Prevenção da perda de solo por vento, água, etc.
Formação de solo	Processo de formação de solo	Acúmulo de matéria orgânica
Ciclagem de nutrientes	Armazenamento, ciclagem interna, processamento e captação de nutrientes.	Fixação de nitrogênio e outros ciclos biogeoquímicos.
Controle biológico	Controle da dinâmica trófica das populações	Redução no número de herbívoros por predadores de topo de cadeia.
Produção de alimento	Porção da produção primária que pode ser retirada como comida.	Produção de peixes, frutas, etc.
Matérias primas	Porção da produção primária que pode ser extraída com matéria prima	Produção de resinas, combustível, etc.
Recursos genéticos	Fonte de materiais biológicos e produtos	Remédios, banco genético para desenvolvimento de novos materiais e melhoramento genético de espécies domesticadas.
Recreação	Fornecer oportunidade para atividades de recreação	Ecoturismo, pesca esportiva e outras atividades de recreação.
Cultural	Fornecer oportunidades para usos não comerciais.	Valores estéticos, artísticos, educacionais, espirituais e ou científico.
Controle do clima	Regulação da temperatura global, precipitação e outros processos climáticos em escala global ou local.	Controle de gases do efeito estufa.
Fornecimento de Água	Armazenamento e retenção de água	Armazenamento de água por lagos represas e aquíferos.

Fonte: Constanza et al., (1997).

11.2 Objetivo

O objetivo é estimar o valor econômico que a população do município de Araras está disposta a pagar para a revegetação das matas ciliares do município, visando à melhoria da qualidade da água, preservando os serviços ambientais, garantindo o bem-estar da população em geral, e associar o valor da disposição a pagar às características socioeconômicas da sociedade do município de Araras.

11.3 Material e Métodos

Na ausência de um aparato legal municipal que caracterize as áreas de preservação permanente, a delimitação dessas áreas deste estudo fica submetida ao “Código

Florestal Brasileiro”, instituído pela Lei 4.771/65, de 15 de setembro de 1965, alterado pela Lei 7.803/89. No artigo segundo, o código descreve as áreas de preservação permanente:

Art. 2 – Consideram-se de preservação permanente, só pelo efeito dessa Lei, as florestas e demais formas de vegetação natural situadas:

- a) Ao longo dos rios ou qualquer curso de água, desde o seu nível mais alto em faixa marginal, cuja largura mínima seja:
 - 1- de 30m de largura para os cursos de água de menos de 10m de largura;
 - 2- de 50m para os cursos de água que tenham de 10 a 50m de largura;
 - 3- de 100m para os cursos de água que tenham de 50 a 200m de largura;
 - 4- de 200m para os cursos de água que tenham de 200 a 600m de largura;
 - 5- de 500m para os cursos de água que tenham largura superior a 600m.
- a) Ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios de água naturais ou artificiais;
- b) Nas nascentes, ainda que intermitentes, e nos chamados olhos de água, qualquer que seja a situação topográfica, num raio mínimo de 50m de largura;
- c) No topo de morros, montes, montanhas e serras;
- d) Nas encostas ou partes destas, com declividade superior a 45°, equivalentes a 100% na linha de maior declive;
- e) Nas restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues;
- f) Nas bordas dos tabuleiros ou chapadas, a partir da linha de ruptura do relevo, em faixa nunca inferior a 100m em projeções horizontais;
- g) Em altitude superior a 1.800m, qualquer que seja a vegetação.

Parágrafo único: no caso das áreas urbanas, assim entendidas, as compreendidas nos perímetros urbanos definidos por lei municipal e nas regiões metropolitanas e aglomerações urbanas em todo o território abrangido: observar-se-á o disposto nos respectivos planos diretores e leis de uso do solo, respeitados os princípios e os limites a que se refere este artigo.

Os dados são de origem primária e foram coletados através de questionários previamente elaborados e testados baseados em estudos similares. A pesquisa de campo foi realizada no município de Araras nos meses de outubro, novembro e dezembro de 2007.

A equipe operacional passou por algumas etapas de capacitação, como discussão do problema e da metodologia; comportamento durante a abordagem e a entrevista; procedimento para escolha aleatória de pessoas a serem abordadas; sessão de interpretação do conteúdo das versões preliminares do material informativo. O texto resumo na forma de roteiro de entrevista, o questionário e as fotos explicativas podem ser visualizados nos anexos 1, 2 e 3 respectivamente.

A etapa seguinte da capacitação consistiu na aplicação do pré-teste do material (informação e questionário), visando a reduzir falhas de conteúdo e de comportamento, bem como padronizar os procedimentos dos entrevistadores. Foram, então, aplicados 35 questionários que foram posteriormente descartados

A área urbana do município de Araras foi dividida em quatro setores e em 60 quadrículas, de que foram numerados e sorteados aleatoriamente três quadrículas de cada setor. As entrevistas foram realizadas nas quadrículas sorteadas.

Plano de Amostragem

Amostra é uma parte do universo, que é a população definida segundo algum critério de representatividade (VERGARA, 2003). O universo desse estudo foi a população urbana do município de Araras, São Paulo, com idade 18 anos ou mais. Esta população, segundo o IBGE (2010), era de 67.098 residentes.

A técnica de amostragem foi probabilística, a aleatória simples. Neste tipo de amostragem os elementos do universo da pesquisa têm a mesma chance de serem escolhidos. São selecionados aleatoriamente ou ao acaso, isto é, existe uma probabilidade igual para todos os elementos de serem sorteados (BARROS, 1986).

O dimensionamento da amostra foi realizado com informações a priori do universo, como o seu tamanho, da principal variável a ser estudada, neste caso foi uma variável de proporção, a variável disposição a pagar. Fixou-se os níveis de confiança e de precisão (margem de erro). Essas informações são aplicadas a expressão matemática seguinte para a obtenção da amostra necessária, conforme (COSTA NETO, 2002).

$$n \geq \frac{Z_{\alpha/2}^2 \hat{p} \hat{q} N}{e_0^2 (N-1) + Z_{\alpha/2}^2 \hat{p} \hat{q}}$$

em que,

n = tamanho da amostra necessária;

N = tamanho da população, neste caso de 67.098 pessoas;

p = proporção na população para a principal variável, 0,50;

$$\hat{q} = 1 - \hat{p} ;$$

$Z_{\alpha/2}$ = valor da tabela correspondente a área sob a distribuição normal padronizada, para um nível de confiança de 95%;

e_o = erro amostral admitido (máxima diferença aceita entre p e $\hat{P}$) de 3,5%, para mais ou para menos.

Portanto, o tamanho da amostra necessária desse universo foi de 775 pessoas para serem entrevistadas. No entanto, entrevistou-se 992 pessoas, sendo, portanto, o erro reduzido para 3,09%, considerando a proporção de 0,5 e o nível de confiança de 95%, para a mesma população. A tabela 17 mostra o esquema da amostragem no município de Araras.

Para apoio aos trabalhos de campo foram elaborados um roteiro de entrevistas, um questionário, uma foto sobre mata ciliar degradada e outra de sobre mata ciliar preservada, sendo ilustrados respectivamente pelos anexos B,C e D.

Tabela 17 - Número de estratos, quadrantes e quantidade de questionários

SETORES	QUADRÍCULAS SELECIONADAS	QUANTIDADE DE QUESTIONÁRIOS
1	2	78
	12	90
	13	80
	16	88
2	18	92
	22	88
3	31	88
	34	72
	40	68
	47	84
4	48	84
	57	80

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Especificação do modelo

Devido ao seu caráter abrangente, utilizou-se o método de valoração contingente (MVC) para estimar o valor econômico atribuído pela população para financiar um projeto técnico para a reposição das matas ciliares do município de Araras, SP.

No caso do serviço ambiental, objeto deste trabalho, 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).

Deve ficar bem claro ao entrevistado também a "estrutura da oferta" do mercado hipotético, isto é, quais entidades serão responsáveis pela implantação e pela condução do projeto, qual será a 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 maneira este afetará a sua existência e a dos demais membros da comunidade atingida pelo projeto.

Assim, busca-se simular cenários, cujas características estejam o mais próximo possível das existentes no mundo real, de modo que as preferências reveladas nas pesquisas reflitam decisões que os agentes tomariam, de fato, caso existisse um mercado para o bem

ambiental descrito no cenário hipotético. As preferências, do ponto de vista da teoria econômica, devem ser expressas em valores monetários. Estes valores são obtidos através das informações adquiridas nas respostas sobre quanto os indivíduos estariam dispostos a pagar para garantir a melhoria de bem-estar, ou quanto estariam dispostos a aceitar em compensação para suportar uma perda de bem-estar.

Para se estimar a disposição a pagar (DAP), os instrumentos mais utilizados para sua operacionalização 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 obter “sim” a determinado valor, que pode ser zero;
- c) **Opção dicotômica**, em que se propõe determinado valor, obviamente com resposta “sim” ou “não” (logit com limite simples), método este que pode ter suas eficiências estatísticas aumentadas 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, ou referendo com *follow-up*).

Neste trabalho, para determinar a disposição a pagar, os entrevistados foram submetidos a questões de referendo com limite duplo (escolha dicotômica). Inicialmente, perguntava-se ao entrevistado se estaria disposto a pagar uma quantia pré-determinada pela preservação da mata ciliar e, caso aceitasse, em seguida, acrescentando à pergunta inicial, uma segunda, indagando se pagaria valor maior do que aquele proposto preliminarmente. Caso o entrevistado respondesse inicialmente que não pagaria R\$ X, perguntava-se se pagaria um valor menor do que aquele anteriormente proposto.

Ressalta-se que foram sugeridos aos 992 entrevistados cinco níveis de preços (valor inicial). Caso o entrevistado aceitasse pagar o preço sugerido, tomava-se valor da variável dependente como sendo 1 (um), em contrapartida se a resposta fosse negativa, considerava-se este valor como sendo 0 (zero).

Neste trabalho adotou-se os procedimentos preconizados por Brugnaro (2000) onde no modelo de logito, a variável dependente, y_i , é definida como sendo a resposta atual de um indivíduo, i dá uma resposta favorável (ou positiva), optando por para recuperar as matas ciliares, e o valor zero quando o indivíduo i responde desfavoravelmente (ou negativamente) ao pagamento. Supõe-se que a resposta de cada indivíduo seja explicada por um vetor de variáveis independentes $\mathbf{x}_i$, de dimensão $k \times 1$, onde k é o número de variáveis independentes explicativas.

Assim, a função logística é definida como:

$$G_i = \frac{e^{\mathbf{x}_i \boldsymbol{\beta}}}{1 + e^{\mathbf{x}_i \boldsymbol{\beta}}} \quad (1)$$

com $0 < G < 1$ e $\mathbf{x}_i$: vetor que inclui o preço proposto e as características do indivíduo i da amostra; $\boldsymbol{\beta}$: 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:

$$prob\{sim\}_i = \frac{1}{1 + e^{\mathbf{x}_i \boldsymbol{\beta}}} \quad (2)$$

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, a função para toda a população é estimada por onde $\mathbf{w}$ é o vetor de características médias da população (representada pela amostra) e β_1 é uma constante.

Obtidas as regressões, a função para toda a população é estimada por:

$$prob\{sim|\bar{\mathbf{w}}\} = \frac{1}{1 + e^{\beta^* + \beta_1 p_i}} \quad (3)$$

onde $\bar{\mathbf{w}}$ é o vetor de características médias da população (representada pela amostra), β_1 é o parâmetro do preço proposto e β^* é uma constante dada por:

$$\beta^* = \beta_0 + \beta_2 \bar{x}_2 + \beta_3 \bar{x}_3 + \dots + \beta_6 \bar{x}_6 \quad (4)$$

As formulações apresentadas em (1) ou (2) 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 (1):

$$\frac{prob\{sim\}}{prob\{n\tilde{a}o\}} = \frac{prob\{sim\}}{1 - prob\{sim\}} = \frac{\frac{e^{\mathbf{x}\beta}}{1 + e^{\mathbf{x}\beta}}}{\frac{1}{1 + e^{\mathbf{x}\beta}}} = e^{\mathbf{x}\beta} \quad (5)$$

Fazendo-se a transformação por logaritmos:

$$\ln(e^{\mathbf{x}\beta}) = \mathbf{x}\beta = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_6 x_6, \quad (6)$$

que pode ser estimada por mínimos quadrados ordinários. Se utilizada a formulação dada em (2), tem-se:

$$\frac{prob\{sim\}}{prob\{n\tilde{a}o\}} = \frac{prob\{sim\}}{1 - prob\{sim\}} = \frac{\frac{1}{1 + e^{\mathbf{x}\beta}}}{\frac{e^{\mathbf{x}\beta}}{1 + e^{\mathbf{x}\beta}}} = e^{-\mathbf{x}\beta} \quad (7)$$

$$\ln(e^{-\mathbf{x}\boldsymbol{\beta}}) = -\mathbf{x}\boldsymbol{\beta} = -(\beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_6 x_6), \quad (8)$$

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).

$$L = \prod_{i=1}^n \left(1 - G_i^a\right)^{y_i^{ss}} \left(G_i^a - G_i^0\right)^{y_i^{sn}} \left(G_i^0 - G_i^b\right)^{y_i^{ns}} \left(G_i^b\right)^{y_i^{nn}} \quad (9)$$

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 à equação (9) e lembrando a condição de primeira ordem para maximização, faz-se:

$$\frac{\partial \ln(L)}{\partial \boldsymbol{\beta}} = \mathbf{0} \quad (10)$$

$$I(\boldsymbol{\beta}) = \frac{\partial^2 \ln L}{\partial \boldsymbol{\beta} \partial \boldsymbol{\beta}'} \quad (11)$$

A matriz de covariâncias é dada por $-E [I(\boldsymbol{\beta})]^{-1}$.

11.4 Resultados e Discussão

A tabela 18 apresenta a tabulação das percentagens segundo a divisão por sexo. É possível verificar que o número de entrevistados do sexo feminino é maior, representando 54,43% da amostra.

Tabela 18 - Distribuição da amostra por sexo

SEXO	QUANTIDADE	%
Masculino	448	45,16
Feminino	540	54,43
Não relatado	4	0,39
TOTAL	992	100,00

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Na tabela 19 verifica-se a composição da amostra por faixa etária, apresentando idade média de 41,12 anos; desvio padrão de 16,22 e mediana igual a 39 anos. A idade mínima foi de 18 anos, condição para participar da pesquisa e maior com 92 anos de idade. A distribuição das idades mostra que a maioria dos entrevistados (66,27%) possui idade entre 25 e 59 anos de idade.

Tabela 19 - Distribuição da amostra por faixa etária

FAIXA ETÁRIA	QUANTIDADE	%
18 - 24 anos	184	18,51
25 - 39 anos	316	31,80
40 - 59 anos	342	34,47
60 anos ou mais	151	15,22
TOTAL	992	100,00

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

A tabela 20 mostra o nível de instrução dos componentes da amostra. A maioria dos entrevistados (46,67%) respondeu possuir o 1º grau (ensino médio) e logo em seguida vem uma percentagem de 37,70 dos entrevistados com o 2º grau. A escolaridade no nível superior ficou com 13% dos entrevistados.

Tabela 20 - Distribuição da amostra por escolaridade

ESCOLARIDADE	QUANTIDADE	%
Sem estudos	20	2,02
1º Grau	463	46,67
2º Grau	374	37,70
Superior	129	13,00
Outros	6	0,61
TOTAL	992	100,00

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

As faixas de renda nos valores de R\$ 301,00 a R\$ 1.000,00 e de R\$ 1.001,00 a R\$ 3.000,00 são as mais comuns no município, representando, respectivamente, entre 36,39 e 43,75 %, conforme mostra a tabela 21.

Tabela 21 - Distribuição da amostra por renda familiar mensal

RENDA FAMILIAR MENSAL	QUANTIDADE	%
Até R\$ 300,00	32	3,24
De R\$ 301,00 a R\$ 1.000,00	361	36,39
De R\$ 1.001,00 a R\$ 3.000,00	434	43,75
De R\$ 3.001,00 a R\$ 5.500,00	120	12,10
De R\$ 5.501,00 a R\$ 8.000,00	33	3,33
Mais de R\$ 8.000,00	10	0,99
Não Responderam	2	0,02
TOTAL	992	100,00

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Muito embora o município de Araras tenha um forte setor agropecuário, este setor contribui somente com cerca de 3,01% da renda na amostra. O setor de serviço aponta para uma grande participação, na ordem de 52,11%, seguido pelas aposentadorias com 25,70%, conforme a tabela 22.

Tabela 22 - Distribuição da amostra por principal origem da renda

ORIGEM DA RENDA	QUANTIDADE	%
Agricultura	30	3,01
Indústria	185	18,42
Serviços	517	52,11
Aposentadoria	255	25,70
Não Responderam	3	0,30
TOTAL	992	100,00

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

A tabela 23 mostra as propostas de pagamento pela reposição de matas ciliares no Município de Araras. Verifica-se que, do total da amostra, 55,34% dos entrevistados concordam com o preço inicial, mas somente 31,45% mantiveram resposta positiva para um preço mais alto. No geral, o resultado foi o seguinte: 31,45 de respostas “sim-sim”, 24,49% de respostas “sim-não”, 9,07% de respostas “não-sim” e 35,58% de respostas do tipo “não-não”. O preço mais alto aceito foi de R\$ 15,00 com 38 ocorrências. Cerca de

64,42% dos entrevistados pagariam alguma quantia para a recuperação das matas ciliares do município, enquanto 35,58 não pagariam quaisquer valores propostos (resposta “não-não”). Cerca de 15,30% dos entrevistados não estariam dispostos a pagar R\$ 0,10 ao mês pela implantação do projeto e cerca de 26,75% não estariam dispostos a pagar valores entre R\$ 0,10 e R\$ 3,00.

Tabela 23 - Respostas 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	137	120	17	94	20	2	21
2,00	3,00	1,00	222	150	72	98	52	14	58
5,00	7,00	3,00	239	137	102	62	75	21	81
10,00	15,00	7,00	242	113	129	49	64	24	105
30,00	50,00	15,00	152	35	117	9	26	29	88
TOTAIS			992	549	443	312	243	90	353

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Na tabela 24, observamos os motivos alegados para as respostas “não-não”. O fator financeiro é o mais citado, sendo que 15,43% dizem que já pagam muitos impostos, enquanto 12,53% dizem que o valor é muito alto. Os itens 2, 3 e 4 juntos somam 170 entrevistados (17,03% da amostra) que mostram o descontentamento com alguma classe (agricultores e políticos). Apenas 5 disseram não achar o assunto importante, o que representa somente 0,5% dos entrevistados.

Tabela 24 – Quantificação das respostas “não-não”

CAUSAS DO “NÃO-NÃO”	PREÇO INICIAL (R\$/mês)					Total
	0,50	2,00	5,00	10,00	30,00	
1. Já pago muitos impostos e taxas	8	27	40	42	37	154 (29,17%)
2. O valor é muito alto	3	10	21	41	50	125 (23,67%)
3. O problema é do governo	5	13	26	29	22	95 (17,99%)
4. Não confio no uso dos recursos	6	13	18	8	10	55 (10,42%)
5. Outros motivos	2	6	7	11	4	30 (5,68%)
6. O projeto vai me dar prejuízo	2	4	3	6	10	25 (4,73%)
7. O problema é dos agricultores	2	3	4	6	5	20 (3,79%)
8. Preciso de mais tempo para pensar	3	7	3	5	1	19 (3,60%)
9. Não acho o assunto importante	2	2	0	1	0	5 (0,95%)
TOTAL	33 (6,25%)	85 (16,10%)	122 (23,11%)	149 (28,22%)	139 (26,33%)	528 (100,00%)

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Quando, na questão, o entrevistado respondia “outros”, ele dizia quais seriam os outros motivos que o levavam a não concordar em pagar quaisquer dos valores propostos para o projeto, dos 29 que citaram outros motivos, 16 não relataram quais e as outras 13 respostas obtidas foram as seguintes, na íntegra.

1. Esse dinheiro deveria vir de outro lugar.
2. Falta de informação.
3. Fiscalização das empresas.
4. Já paga R\$5,00 por mês.
5. Já planta árvores na sua propriedade.
6. Não afeta a família.
7. Não funciona.
8. Não quer contribuir com qualquer valor.
9. Não tem renda no momento (“faz bicos”).

10. Não vai afetar a cidade.
11. O projeto não funciona.
12. Os grandes empresários poderiam fazer isto.
13. Quer mudar de cidade.

A questão nº 5 era aberta, na qual o entrevistado podia fazer qualquer comentário sobre o assunto. Assim, 114 entrevistados fizeram algum comentário sobre o assunto, que foram enquadradas dentro de cinco grandes categorias a seguir.

1. Financeira: desemprego, paga muitas contas e valores muitos altos.
2. Governo: críticas ao governo, governantes ou resposta do tipo “o problema é do governo”.
3. Agricultores: respostas destinadas à maior participação dos agricultores na preservação ambiental.
4. Elogio ao projeto: respostas em que o entrevistado faz algum comentário positivo sobre o projeto.
5. Outras respostas.

Para as estimativas estatísticas, utilizou-se um programa computacional de cálculo matemático que permite a introdução de rotinas, desenvolvidas por Brugnaro, que o utilizou em sua tese. A estimativa do valor de parâmetros (β) que maximiza a verossimilhança fez-se com o emprego do método de Newton-Raphson, para os modelos com limite simples e limite duplo, cujos resultados estão nas tabelas 25 e 26.

Tabela 25 - Estimativas do modelo logito limite simples

VARIÁVEL	COEFICIENTE	DVPAD	QUI-QUADRADO	SIGNIFICÂNCIA
Constante	-2,6881	0,4440	36,6511	**
Valor inicial	0,0836	0,0085	97,6406	**
Sexo	-0,0080	0,1455	0,0031	ns
Idade	0,0316	0,0054	33,9874	**
Escolaridade	-0,0225	0,0515	0,1913	ns
Renda	-0,0377	0,0904	0,1740	ns
Origem	0,2118	0,1064	3,9644	*
Razão de verossimilhança			1336,08 (**)	
Pseudo R ²			53,41	
Concordância			67,84	
Valor (média esperada)			11,32	
Prob_sim{p=0}			0,72	
Tamanho da amostra			992	

Fonte: dados da pesquisa - Obs.: (**) 1%. (*) 5%. (+) 10%. (ns) não signif. a 10%

Tabela 26 - Estimativas do modelo Logito limite duplo

VARIÁVEL	COEFICIENTE	DVPAD	QUI-QUADRADO	SIGNIFICÂNCIA
Constante	-3,0633	0,3905	61,5515	**
Valor inicial	0,1613	0,0075	459,6404	**
Sexo	0,0854	0,1281	0,4441	ns
Idade	0,0303	0,0048	39,2587	**
Escolaridade	0,0115	0,0785	0,0216	ns
Renda	0,0115	0,0785	0,0216	ns
Origem	0,2163	0,0956	5,1237	*
Razão de verossimilhança			1030,40 (**)	
Pseudo R ²			27,27	
Concordância			48,49	
Valor (média esperada)			6,58	
Prob_sim{p=0}			0,74	
Tamanho da amostra			992	

Fonte: Dados da pesquisa - Obs.: (**) 1%. (*) 5%. (+) 10%. (ns) não signif. a 10%.

No modelo logito simples, considera-se apenas a primeira resposta do entrevistado, assim, as estimativas mostram que as variáveis “valor inicial” e a idade, estatisticamente, são significativas ao nível de 1%. A variável “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. A variável “idade”, com

coeficiente positivo, indica que, quanto maior a idade, menor a probabilidade de resposta positiva. As variáveis “sexo”, “escolaridade” e “renda” mostraram que não são significativas ao nível de 10%.

Para a variável “sexo”, como 0: homem e 1: mulher, $= -0,00800$ (embora não significativo a 10%), o sinal negativo pode ser interpretado como maior a probabilidade de as mulheres aceitarem o valor proposto, isto é, *prob(sim)* aumenta a medida que se vai de 0 a 1.

Na variável “escolaridade”, com o coeficiente negativo (não significativo a 10%), indica uma tendência de que com o maior grau de instrução aumenta a probabilidade de resposta ao pagamento. A variável “nível de renda”, não significativo, apresenta coeficiente negativo, indicando tendência de que maiores rendas têm maiores probabilidade de pagar a contribuição, o que era de se esperar.

A qualidade do ajuste (razão de verossimilhança) foi altamente significativo. 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 67,84%, isto é, de previsões corretas. Assim, quanto ao poder de previsão, mostra o modelo um resultado satisfatório. Isso significa que dadas as características de uma pessoa da amostra, em 67,84% dos casos, podemos prever se ela aceitaria pagar, ou não, certo valor estipulado.

A base de dados do modelo logito duplo, mostrado na tabela 26, indica que 992 foram aproveitados. Neste modelo, consideram-se as duas respostas que o entrevistado fornece, conforme descrito na metodologia utilizada. A razão de verossimilhança foi altamente significativa. São significativos a 1% o valor inicial, a idade e a origem da principal fonte de renda. O sinal positivo do coeficiente do valor inicial, como esperado, indica que um aumento no valor proposto diminui a probabilidade de resposta positiva. A variável “idade” com coeficiente positivo indica que quanto maior a idade, menor a probabilidade de resposta positiva. As variáveis sexo, escolaridade e renda não são significativas ao nível de 10%.

As variáveis “sexo”, “escolaridade” e “renda”, todas não significativas a 10%, apresentam coeficientes com sinais contrários aos obtidos para o modelo com limite simples, sugerindo pouca confiabilidade no seu poder de previsão.

A probabilidade de aceitar um valor não negativo está em torno de 72%. A estimativa da DAP média foi de R\$ 11,32/mês, isto é, com a probabilidade de 50% de aceitação do valor proposto. Dessa forma, para o município de Araras, que possui cerca de 31.792 domicílio ocupados, na área urbana, o valor mensal a ser arrecadado será de R\$ 359.885,40 e R\$ 4.318.625,28 anualmente.

O nível de concordância foi de 48,49%, calculado de forma rigorosa, isto é, computou-se a resposta como “concordante” se rigorosamente igual a previsão fornecida pelo modelo. A probabilidade de aceitar um valor não negativo está em torno de 74%. A estimativa da DAP média foi de R\$ 6,58. Neste modelo, o valor mensal para o município de Araras está em torno de R\$ 209.191,36 e, anualmente este valor é de R\$ 2.510.296,32. A recomendação do relatório NOAA (Arrow et. al., 1993) é a de aceitar o valor mais conservador, neste caso, o de R\$ 6,58.

Analisando as estimativas de limite simples e limite duplo é possível verificar, conforme a constatação, entre outros, de Brugnaro (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 limites simples e também pode ser verificada neste trabalho. No entanto, comparando as proporções de acerto dos dois modelos, nota-se que o modelo com limite simples (67,84%) tem um melhor poder de previsão do que o modelo com limite duplo (48,49%).

A grande vantagem do método de valoração contingente, em relação a qualquer outro método de valoração, é que ele pode ser aplicado em um espectro de bens ambientais mais amplo. Se as pessoas são capazes de entender claramente a variação ambiental que está sendo apresentada na pesquisa e são induzidas a revelar suas “verdadeiras” disposições a pagar, então, este método pode ser considerado bom.

A valoração ambiental é um importante critério no processo de decisão na definição de políticas ambientais e de desenvolvimento sustentável, sendo que vários

métodos podem ser utilizados e a escolha mais adequada vai depender das especificidade de cada situação e de ampla revisão sobre o caso a ser analisado.

O método de valoração contingente é alvo de diversas críticas, principalmente quanto à precisão das estimativas. No entanto, seus resultados são amplamente utilizados em alguns países, EUA à frente, no julgamento de litígios sobre danos ambientais, sendo necessário, para isso, delinear-se o projeto de pesquisa de forma a reduzir ao máximo a possibilidade de vieses que embasam a maior parte das críticas ao método.

Se todos os critérios necessários para garantir maior confiabilidade ao resultado da pesquisa de avaliação contingente forem obedecidos, e não for detectado nenhuma fonte de viés que possa comprometer a análise dos dados, suas estimativas são uma boa aproximação dos benefícios atribuídos pela população ao recurso natural.

Somente a presença e a manutenção das matas ciliares não resolve o problema dos resíduos carregados pelas chuvas. A vegetação ciliar é parte importante de um desenho mais amplo de conservação, que inclui, entre outros, o controle da erosão, água de chuva captada pelas estradas e práticas agrícolas e mecânicas de manejo do solo.

Linhas de pesquisa correlatas poderiam ser, além da verificação dos resultados estimados nesse trabalho, implementadas, como a avaliação dos custos sociais da implantação de um projeto dessa natureza; custo *versus* benefício de um projeto mais amplo de recuperação ambiental mantendo a mata ciliar e acrescentando o controle de erosão das estradas vicinais e controle de erosão das atividades agrícolas.

Espera-se, com este trabalho, oferecer contribuição para os formuladores de políticas públicas ambientais, pela avaliação do comportamento do público afetado frente à proposta de uma “nova taxa” e, segmentos não governamentais da sociedade, pela possibilidade de argumentação em eventuais pendências entre grupos conflitantes ou em projetos de recuperação florestal.

12 ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE ÁGUA

12.1 Introdução

O conhecimento do volume e da distribuição do escoamento superficial é fundamental para auxiliar na tomada de decisão direcionada para o controle da erosão rural e urbana, para o controle das inundações e dos projetos de engenharia hidráulica ou relacionada ao planejamento dos recursos hídricos.

No estudo de enxurradas e/ou enchentes máximas, uma falha na estimativa desses volumes pode acarretar grandes prejuízos. Uma vez superdimensionado, tem-se o desperdício de capital e, se subdimensionado, leva a grandes prejuízos com a falha da estrutura e, em muitos casos, coloca em risco a saúde ou até vidas humanas. No entanto, o escoamento sempre existiu, mas o homem o desafia, aterra grotas, canaliza córregos, faz plantios agrícolas sem pensar num manejo adequado, extrai argilas de várzeas ou até mesmo de nascentes para a indústria cerâmica, sem avaliar os efeitos que estas mudanças acarretarão no escoamento. Como consequência, aumentam as erosões rurais e surgem as erosões urbanas, principalmente em loteamentos, agravam-se as inundações nas cidades e o assoreamento de grotas, córregos, rios e lagos, provocando a morte de nascentes, reduzindo a capacidade dos lagos e diminuindo a capacidade de transporte líquido dos canais, intensificando as inundações.

12. 2 Objetivo

O objetivo desta parte da tese é determinar, utilizando o método CN (número curva), o volume de água escoado no município de Araras, por tipo de cobertura do solo. Este serviço ecossistêmico (água) foi valorado método de reposição, ou seja, quanto é que vale a reposição da água escoada.

12.3 Material e métodos

O método CN foi desenvolvido, em 1954, pelo Serviço de Conservação do Solo (SCS) do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos da América (USDA), que atualmente chama-se Serviço de Conservação dos Recursos Naturais (NRCS).

Sendo inicialmente desenvolvido para uso em áreas agrícolas, atualmente tem sido objeto de estudo, desenvolvimento e aplicação também em áreas urbanas. Devido a sua simplicidade, o método CN ganhou credibilidade e popularidade, sendo utilizado em vários países, tendo, porém, limitação de área quanto a sua aplicação, isto é, recomenda-se evitar o seu uso em áreas superiores a 250 km², sem subdividi-las (PONCE e HAWKINS, 1996).

Segundo Sartori (2004), o uso frequente do método está ligado diretamente a sua simplicidade, dependendo apenas de três variáveis: precipitação, umidade antecedente do solo e do complexo hidrológico solo-cobertura.

A precipitação excedente total é determinada pela equação (USBR, 1977):

$$Q = \frac{(P - 0.2 S)^2}{P + 0.8 S}, \text{ se } P > 0.2 S$$

sendo que Q é o escoamento superficial (em mm), P a precipitação (mm), S o potencial de infiltração máximo, após o início do escoamento superficial.

Segundo Sartori (2004), para que o cálculo do escoamento direto Q seja feito a partir de uma determinada precipitação P, existe a necessidade de uma estimativa média para a variável desconhecida S. Assim, visando uma aplicação mais prática da equação (1), foi elaborado pelo SCS o número da curva de escoamento superficial, o CN. Este parâmetro adimensional representa os efeitos da combinação do grupo hidrológico do solo com o tipo de cobertura e tratamento da terra sobre o escoamento superficial. Estas curvas foram numeradas de 0 a 100 e S está relacionado ao CN por:

$$S = \frac{25400}{CN} - 254$$

O escoamento superficial (em mm), também pode ser obtido graficamente, conforme figura 45.

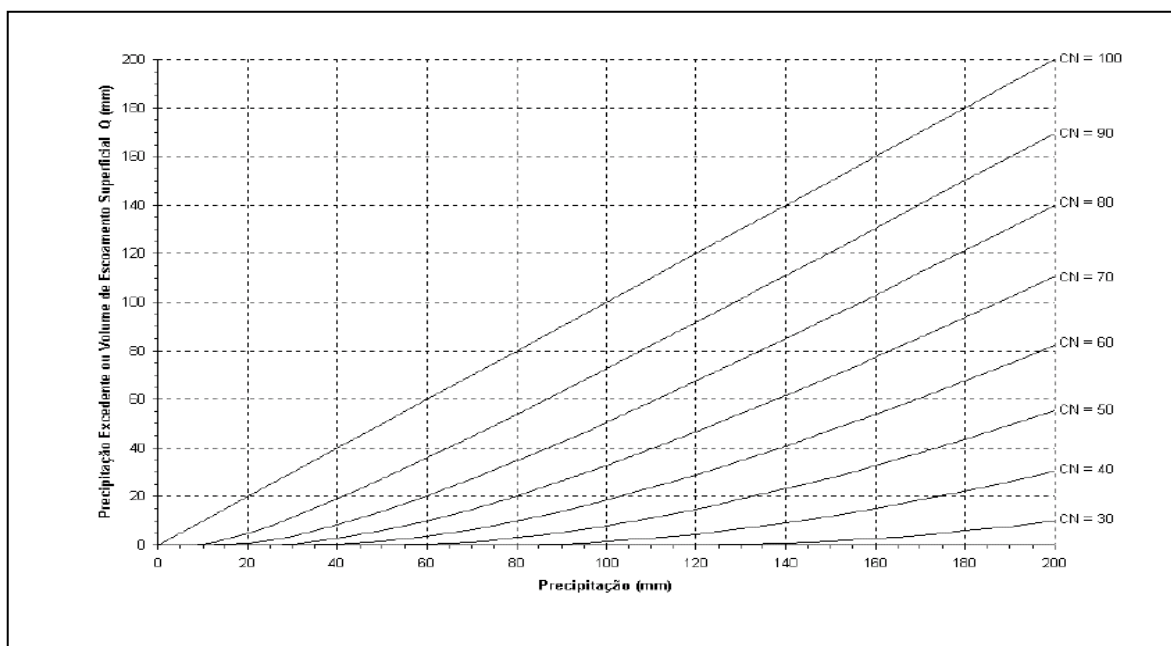


Figura 45 - Gráfico para obtenção do volume de escoamento superficial em função da precipitação e do número da curva de escoamento superficial ($Ia = 0,2.S$ e Condição II de umidade antecedente).
Fonte: Sartori (2004)

Os valores de CN estão tabelados de acordo com a combinação entre o grupo hidrológico do solo, o tipo de cobertura e tratamento da terra, ambos associados a uma condição de umidade antecedente da bacia, conforme as tabelas 27 e 28, a tabela 29 refere-se as áreas urbanas. O CN representa uma curva média de infiltração que separa a parte da precipitação que escoará superficialmente. Uma dispersão natural dos pontos em torno da curva média foi interpretada pela medida da variabilidade natural da umidade do solo e associado à relação chuva-escoamento.

Tabela 27 - Número da curva de escoamento para terras agrícolas cultivadas (Condição II de umidade antecedente)

DESCRIÇÃO DA COBERTURA		NÚMERO DAS CURVAS PARA OS GRUPOS				
Tipo de cobertura	Tipo de manejo de solos ¹	Condição hidrológica	A	B	C	D
Terra Arada	Solo Exposto	-	77	86	91	94
		Má	76	85	90	93
	CR	Boa	74	83	88	90
Plantios em linha	SR	Má	72	81	88	91
		Boa	67	78	85	89
	SR + CR	Má	71	80	87	90
		Boa	64	75	82	85
	C	Má	70	79	84	88
		Boa	65	75	82	86
	C + CR	Má	69	78	83	87
		Boa	64	74	81	85
	C & T	Má	66	74	80	82
		Boa	62	71	78	81
	C & T + CR	Má	65	73	79	81
		Boa	61	70	77	80
Cereais	SR	Má	65	76	84	88
		Boa	63	75	83	87
	SR + CT	Má	64	75	83	86
		Boa	60	72	80	84
	C	Má	63	74	82	85
		Boa	61	73	81	84
	C + R	Má	62	73	81	84
		Boa	60	72	80	83
	C & T	Má	61	72	79	82
		Boa	59	70	78	81
	C & T + R	Má	60	71	78	81
		Boa	58	69	77	80
Semeação densa de leguminosas ou dos pastos em rodízios	SR	Má	66	77	85	89
		Boa	58	72	81	85
	C	Má	64	75	83	85
		Boa	55	69	78	83
	C & T	Má	63	73	80	83
		Boa	51	67	76	80

¹ Cobertura com resíduos de colheita, aplicada somente se o resíduo está em no mínimo 5% da superfície por todo o ano. CR: cobertura com resíduo de colheita; SR: linha reta; SR + CR: linha reta com resíduo de colheita; C: curva de nível; C + CR: curva de nível com resíduos de colheita; C & T: curva de nível e terraceamento; C & T + CR: curva de nível e terraceamento com resíduos de colheitas.

Fonte: Rawls et al., 1996.

Tabela 28 - Número da curva de escoamento para áreas urbanas

DESCRIÇÃO DA COBERTURA		NÚMERO DA CURVA PAR OS GRUPOS HIDROLÓGICOS DO SOLO			
Tipo de condição hidrológica	Porcentagem média da área impermeável	A	B	C	D
1 – Áreas urbanas desenvolvidas					
1.1 – Espaço aberto (gramados, parques, campos de golfe, cemitério, etc.					
- Condição ruim (cobertura com grama > 50%)		68	79	86	89
- Condição média (cobertura com grama 50 a 75%)		49	69	79	84
- Condição boa (cobertura com grama > 75%)		39	61	74	80
1.2. Áreas impermeáveis					
- Lotes de estacionamentos pavimentados, telhados, estradas, etc.		98	98	98	98
1.3. Ruas e rodovias:					
- Pavimentadas com calçadas, guias e galerias de drenagem		98	98	98	98
- Pavimentadas com abertura de valas ou fossos para dreno		83	89	92	93
- Pedregulhadas		76	85	89	91
- De terra		72	82	87	89
1.4. Áreas urbanas no deserto (meio oeste dos EUA)					
- Paisagem natural do deserto (somente áreas permeáveis)		63	77	85	88
- Paisagem artificial do deserto (barreiras de ervas impermeáveis, arbustos do deserto com 25 a 50 mm de material em decomposição com areia ou pedregulho na borda do caule		96	96	96	96
1.5. Zonas urbanas:					
- Comerciais e escritórios	85%	89	92	94	95
- Indústrias	72%	81	83	91	93
- Residenciais pela média do tamanho dos lotes					
- 500m ² ou menor	65%	77	85	90	92
- 1.000m ²	38%	61	75	83	87
- 1.300 m ²	30%	57	72	81	86
- 2.000 m ²	25%	54	70	80	85
- 4.000 m ²	20%	51	68	79	84
- 8.000 m ²	12%	46	65	77	82
2 – Áreas urbanas em desenvolvimento:		77	86	91	94
- Área mudadas recentemente (somente áreas permeáveis)					

Fonte: Rawls et al., (1996).

A condição de umidade antecedente foi usada como um parâmetro representativo dessa variabilidade (PONCE e HAWKINS, 1996). Dessa forma, a variabilidade do CN depende do volume precipitado num período de 5 a 30 dias antecedente a uma determinada chuva, a qual é denominada de “Precipitação Antecedente” (USBR, 1977). Tendo em vista tal fato, o SCS definiu três condições de umidade antecedente do solo, as quais são:

Condição I: Condição em que os solos de uma bacia hidrográfica estão secos, mas não ao ponto de murchamento das plantas, é quando se ara ou cultiva bem o solo.

Condição II: É o caso em que os solos encontram-se na “umidade ideal”, isto é, nas condições que precederam a ocorrência de uma enchente máxima anual em numerosas bacias hidrográficas.

Tabela 29 - Número da curva de escoamento para áreas rural

DESCRIÇÃO DA COBERTURA		NÚMERO DA CURVA PARA OS GRUPOS			
Tipo de cobertura	Condição hidrológica	A	B	C	D
Pastagem, pastos, ou campos de pastagem (forragem contínua para pastoração)	Má	68	79	86	89
	Média	49	69	79	84
	Boa	39	61	74	80
Campinas ou prados (gramíneas contínuas, protegidas da pastoração e destinadas geralmente a meda de feno)	-	30	58	71	78
Capoeira (mistura de arbustos com ervas e gramas, sendo os arbustos em maior quantidade)	Má	48	67	77	83
	Média	35	56	70	77
	Boa	30	48	65	73
Reflorestamento – combinação de gramas e pomares ou árvores (CN computado para 50% de bosques e 50% de pastagem)	Má	57	73	82	86
	Média	43	65	76	82
	Boa	32	58	72	79
Reflorestamento	Má	45	66	77	83
	Média	36	60	73	79
	Boa	30	55	70	77
Fazendas e chácaras (construções, travessas e lotes)	-	59	74	82	86

Fonte: Rawls et al. (1996).

Condição III: Condição em que os solos se apresentam quase saturados, quando da ocorrência de chuvas fortes ou fracas e baixas temperaturas durante 5 dias anteriores a uma determinada precipitação.

De acordo com McCuen (1989), as condições de umidade antecedente podem ser identificadas a partir dos limites sazonais da precipitação estabelecidos para ambas. Esses limites constam na tabela 30 e são obtidos num período mínimo de cinco dias antecedentes.

Tabela 30 - Limites da precipitação para a estimativa das condições de umidade antecedente

CONDIÇÕES DE UMIDADE ANTECEDENTE	PRECIPITAÇÃO ACUMULADA NOS 5 DIAS ANTECEDENTES EM MM	
	Estação seca	Estação úmida
I	< 13	< 36
II	13 a 28	36 a 53
III	> 28	>53

Fonte: McCuen, 1989

Ao se analisar dados reais, geralmente há a necessidade de converter o equivalente de uma condição umidade antecedente do solo, seja tipo I ou III para a classe II, a fim de se usar no modelo Número da Curva. Para isso, o SCS criou uma tabela contendo tais conversões Ver tabela 31

Quanto aos grupos hidrológicos de solos, houve a necessidade de adaptar o método às características dos solos brasileiros, sendo a primeira iniciativa datada de 1979, com a publicação do trabalho de Setzer e Porto (1979), no qual propunham cinco classes hidrológicas do solo para o Estado de São Paulo. Posteriormente em 1989, foi apresentada por Lombardi Neto et al. (1989), usando quatro classes de solos, uma nova abordagem para o enquadramento dos solos, no estudo sobre cálculo de espaçamento entre terraços. Mais recentemente, em 2001, Kutner et al. (2001) apresentaram uma classificação alternativa para a bacia do Alto Tietê com quatro grupos hidrológicos para os diversos litotipos nela ocorrentes. Detalhes sobre as diferenças entre as classificações desses autores podem ser encontradas em Sartori (2004).

Segundo Sartori (2004), das três classificações apresentadas para o Estado de São Paulo (SETZER e PORTO, 1979); (LOMBARDI NETO et al., 1989); (KUTNER et al., 2001), a de maior praticidade é a proposta por Lombardi Neto et al. (1989), pois, além de ser muito parecida no processo de desenvolvimento com a original proposta pelo SCS, a classificação é direta como a original, bastando localizar a bacia sobre um mapa pedológico para se determinar às classes hidrológicas que nela ocorrem.

Tabela 31 - Correspondência entre os números da curva de escoamento para as três condições de umidade antecedente

CONDIÇÃO II	CONDIÇÃO I	CONDIÇÃO III	CONDIÇÃO II	CONDIÇÃO I	CONDIÇÃO III	CONDIÇÃO II	CONDIÇÃO I	CONDIÇÃO III
100	100	100	74	55	88	48	29	68
99	97	100	73	54	87	47	28	67
98	94	99	72	53	86	46	27	66
97	91	99	71	52	86	45	26	65
96	89	99	70	51	85	44	25	64
95	87	98	69	50	84	43	25	63
94	85	98	68	48	84	42	24	62
93	83	98	67	47	83	41	23	61
92	81	97	66	46	82	40	22	60
91	80	97	65	45	82	39	21	59
90	78	96	64	44	81	38	21	58
89	76	96	63	43	80	37	20	57
88	75	95	62	42	79	36	19	56
87	73	95	61	41	78	35	18	55
86	72	94	60	40	78	34	18	54
85	70	94	59	39	77	33	17	53
84	68	93	58	38	76	32	16	52
83	67	93	57	37	75	31	16	51
82	66	92	56	36	75	30	15	50
81	64	92	55	35	74	-	-	-
80	63	91	54	34	73	25	12	43
79	62	91	53	33	72	20	9	37
78	60	90	52	32	71	15	6	30
77	59	89	51	31	70	10	4	22
76	58	88	50	31	70	5	2	13
75	57	88	49	30	69	0	0	0

Fonte: Prakash et al., 1996.

Sartori (2004) descreve as características dos quatro grupos hidrológicos de solos definidos por Lombardi Neto et al. (1989), cuja descrição é reproduzida a seguir:

Grupo A: Inclui solos com alta taxa de infiltração, mesmo quando completamente molhados e com alto grau de resistência e de tolerância à erosão. Eles normalmente são profundos ou muito profundos, porosos, com baixo gradiente textural, menor que 1,20, de textura média, argilosa ou mesmo muito argilosa, desde que a estrutura proporcione alta macroporosidade em todo o perfil, resultando em solos bem drenados ou excessivamente drenados. A permeabilidade das camadas superficial/subsuperficial, segundo Manual para Levantamento Utilitário do Meio Físico e Classificação de Terras no Sistema de Capacidade de Uso (LEPSCH et al., 1991), deve ser rápida tanto na camada superficial como na subsuperficial (1/1) ou pelo menos moderada na camada superficial e rápida na subsuperficial (2/1), porém, a textura da camada não deve ser arenosa.

Grupo B: Compreende os solos com moderada taxa de infiltração, mesmo quando completamente molhados ou com alta taxa de infiltração, mas com moderada resistência e tolerância à erosão. São normalmente profundos, com relação textural entre

1,20 a 1,50. A permeabilidade das camadas superficial/subsuperficial, segundo Manual para Levantamento Utilitário do Meio Físico e Classificação de Terras no Sistema de Capacidade de Uso (LEPSCH et al., 1991), deve ser rápida/moderada (1/2) ou rápida/rápida (1/1), neste último caso só quando o horizonte A é arenoso. A drenagem do perfil é boa ou moderada.

Grupo C: Enquadram-se neste grupo os solos com baixa taxa de infiltração mesmo quando completamente molhados, com baixa resistência e tolerância à erosão. São normalmente profundos ou moderadamente profundos, com relação textural maior que 1.5, comumente apresentando relação textural abrupta. A permeabilidade das camadas superficial/subsuperficial, segundo Manual para Levantamento Utilitário do Meio Físico e Classificação de Terras no Sistema de Capacidade de Uso (LEPSCH et al., 1991), deve ser lenta/moderada (3/2), lenta/rápida (3/1) ou rápida/moderada (1/2).

Grupo D: Possui solos com taxa de infiltração muito baixa, mesmo quando completamente molhados, e muito baixa resistência e tolerância à erosão. São normalmente rasos e/ou permeáveis ou então com mudança textural abrupta aliada à argila de alta atividade (Ta) ou ainda com camada de impedimento à infiltração de água (piçarra, fragipã, etc.). A permeabilidade das camadas superficial/subsuperficial, segundo Manual para Levantamento Utilitário do Meio Físico e Classificação de Terras no Sistema de Capacidade de Uso (LEPSCH et al., 1991), são lenta/lenta (3/3), moderada/lenta (2/3), rápida/lenta (1/3).

Para facilitar e simplificar os trabalhos, principalmente para a classificação hidrológica dos solos, as classes de solo definidas no mapa de solo foram agrupados por tipo de solo, dando origem aos Hi (hidromórficos), LE (Latossolos vermelho escuro), LR (Latossolos roxo), LV (latossolo vermelho amarelo), Li (Litólicos), PV (Podzólicos) e TE (Terra roxa estruturada). A tabela 32 mostra os diferentes tipos de solos com seus respectivos usos e sua extensão em termos de área.

Tabela 32 - Tipos de solos, uso e área

SOLO	USO	ÁREA - ha
Hi	Cana-de-açúcar crua	542,51
Hi	Cana-de-açúcar queimada	58,61
Hi	Citricultura	145,29
Hi	Cultura anual - Soja+milho	43,71
Hi	Floresta secundária	32,96
LE	Cafeicultura	8,13
LE	Cana-de-açúcar crua	7988,10
LE	Cana-de-açúcar queimada	2032,75
LE	Citricultura	3167,47
LE	Cultura anual - soja+milho	302,98
LE	Floresta secundária	1039,98
LE	Pastagem	304,55
LR	Cafeicultura	277,86
LR	Cana-de-açúcar crua	7197,53
LR	Cana-de-açúcar queimada	2957,61
LR	Citricultura	1404,75
LR	Cultura anual - soja+milho	487,27
LR	Floresta secundária	597,04
LR	Pastagem	127,48
LV	Cafeicultura	42,56
LV	Cana-de-açúcar crua	8476,45
LV	Cana-de-açúcar queimada	1880,71
LV	Citricultura	6417,09
LV	Cultura anual - soja+milho	460,02
LV	Floresta secundária	349,11
LV	Pastagem	534,15
Li	Cana-de-açúcar crua	57,45
Li	Cana-de-açúcar queimada	352,06
Li	Citricultura	2,75
Li	Floresta secundária	540,11
Li	Pastagem	82,00
PV	Cana-de-açúcar crua	1065,44
PV	Cana-de-açúcar queimada	1659,28
PV	Citricultura	832,31
PV	Cultura anual - Soja+milho	392,90
PV	Floresta secundária	403,64
PV	Pastagem	288,04
TE	Cana-de-açúcar crua	168,57
TE	Cana-de-açúcar queimada	164,69
TE	Citricultura	1,76
TE	Cultura anual - Soja+milho	1,23
TE	Floresta secundária	50,29
Urbana	Áreas urbanas	3419,17
Água	Corpos d'água	1254,48

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

A figura 46 mostra o mapa de solo considerando somente os tipos de uso utilizados para o cálculo do escoamento superficial de água no município de Araras, SP.

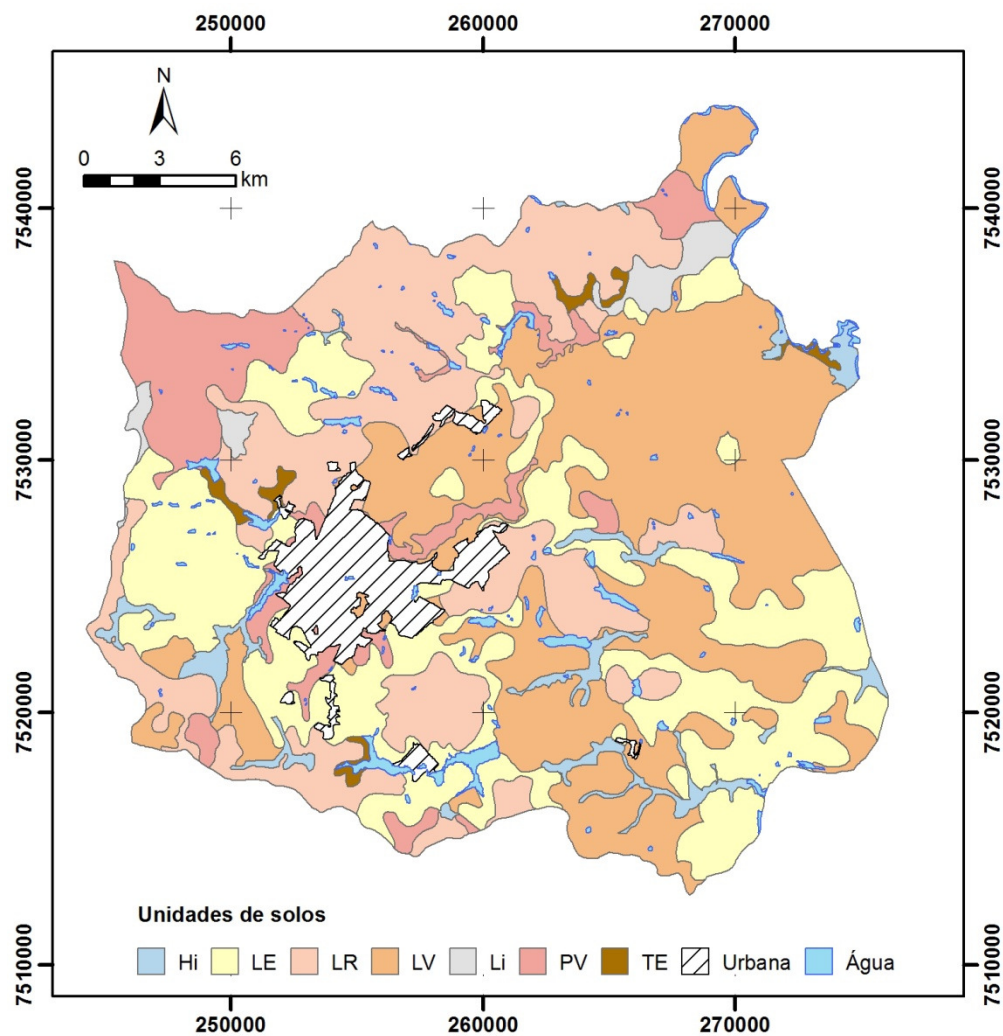


Figura 46 - Mapa de solos gerado para o cálculo de escoamento superficial de água.
Fonte: Mapa gerado pela pesquisa.

Visando também a facilitar os trabalhos, bem como a falta de dados e de informações para todos os usos e coberturas das terras, elaborou-se um mapa com os seguintes usos: cana-de-açúcar mecanizada (cana crua), cana-de-açúcar queimada, citricultura, mata ciliar, área urbana, floresta secundária, pastagem, café, cultura anual (soja + milho). A representação espacial destes usos são demonstrados na figura 47.

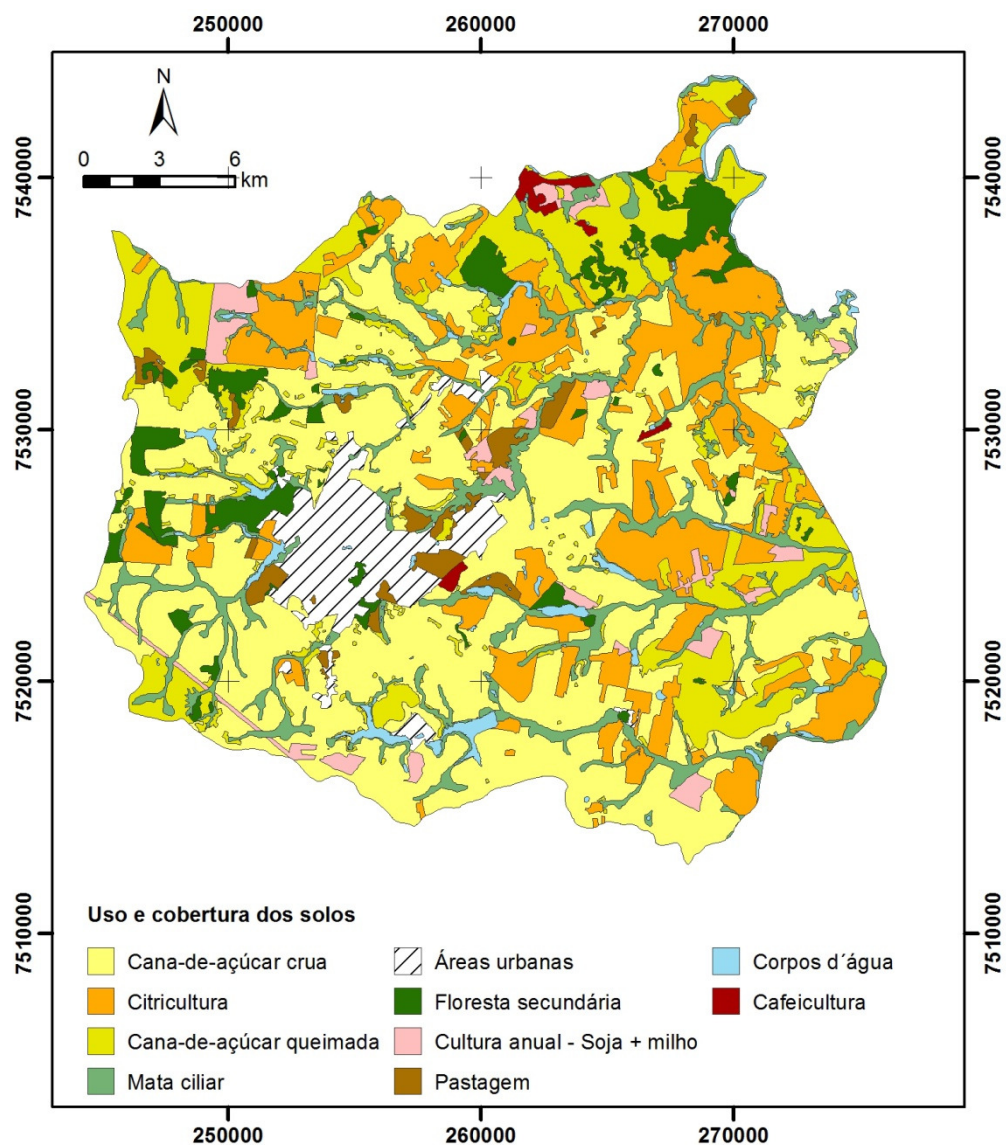


Figura 47 - Mapa de uso e cobertura dos solos utilizado para a determinação do escoamento superficial de água.

Fonte: Mapa gerado pela pesquisa.

Após a elaboração dos mapas de solos, mapa de uso e cobertura das terras e considerando-se o uso, o tipo de cobertura, o tipo de manejo do solo e a classificação hidrológica dos solos, determinou-se as CN (que estão em **negrito**) na tabela 33.

Tabela 33 - Determinação da CN para cada tipo de uso e cobertura

USO	TIPO DE COBERTURA	TIPO DE MANEJO DO SOLO	CONDIÇÃO HIDROLÓGICA	A	B	C	D
Cana -de-açúcar crua	Plantio em linha	Contorno e terraceamento com incorporação da palhada no solo	Boa	61	70	77	80
Citricultura	Plantio em linha	Contorno e terraceamento	Boa	32	58	72	79
Cana-de-açúcar queimada	Plantio em linha	Contorno e terraceamento com queima da parte aérea	Má	66	74	80	82
Mata ciliar	Arbustiva	Sem manejo	Boa	30	48	65	73
Floresta secundária	Área antropizada	Sem manejo	Média	43	65	76	82
Cultura Anual – Soja + Milho	Plantio em linha	Curva de nível com resíduos de colheita	Má	60	71	78	81
Pastagem	Plantio à lanço	Terraceamento	Má	68	79	86	89
Cafeicultura	Plantio em linha	Curva de nível e terraceamento	Média	32	58	72	79

Fonte: Prakash et al., 1996.

12.4 Resultados e Discussão

O escoamento superficial de água determinado pela curva CN pode ser entendido como aquele que deveria ser retido pelo solo. A tabela 34 mostra as vazões de água escoada no município, considerando os manejos adotados em cada atividade e o tipo de solo. Os resultados parecem coerentes, ou seja, esperava-se um maior escoamento de água na cana-de-açúcar queimada do que na cana-de-açúcar mecanizada (cana crua), principalmente pelos benefícios advindos da incorporação da fitomassa no solo da cana mecanizada, o que favorece a infiltração. Esperava-se, também, uma alta vazão de escoamento para as culturas anuais e pastagens. Para as culturas anuais, devido à constante utilização de maquinários no preparo do solo, com o tempo ocasiona uma maior densidade dificultando a infiltração de água no solo. Também o pisoteamento causa o efeito do adensamento do solo e, conseqüentemente, leva a uma maior densidade, o que dificulta a infiltração da água, favorecendo, assim, uma maior vazão de escoamento superficial. A boa cobertura do solo para as culturas de café e de citrus leva a uma maior infiltração de água, diminuindo o escoamento, no entanto, deve-se observar que a cobertura dessas duas

atividades é feita com capim, o que do ponto de vista químico do solo, não é tão eficaz quanto o uso de uma planta leguminosa.

O resultado surpreendente relativo à floresta secundária com um escoamento maior do que o esperado pode ser explicado pela avançada antropização da área e, a natureza dos solos com pequena profundidade (solos litólicos) e, um relevo acidentado facilitando assim, o escoamento superficial. Não foi calculado o valor para a mata ciliar, pois este valor está implícito no trabalho sobre Disposição a Pagar – DAP realizado no item 11 da tese.

Tabela 34 - Escoamento de água superficial de acordo com o uso e cobertura das terras

USO E COBERTURA	ESCOAMENTO DE ÁGUA SUPERFICIAL (Em mm)
Cana-de-açúcar crua	166
Cana-de-açúcar queimada	283
Citricultura	10
Cafeicultura	6
Cultura anual (soja+milho)	215
Pastagem	263
Mata ciliar	-
Floresta secundária	111
TOTAL	1.054

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Tabela 35 - Precificação da água escoada no município de Araras

USO	M ³ .ANO ⁻¹	PREÇO R\$ 0,0003	PREÇO R\$ 0,0005	PREÇO R\$ 1,52
Cana crua	42.348.096	12.704,00	21.174,00	64.369.105,00
Cana queimada	25.713.895	7.714,00	12.857,00	39.085.120,00
Citricultura	1.141.773	343,00	571,00	1.735.494,00
Cafeicultura	20.121	6,00	10,00	30.583,00
Cultura anual (soja + milho)	3.633.536	1.090,00	1.817,00	5.522.974,00
Pastagem	3.507.016	1.052,00	1.754,00	5.330.664,00
Floresta secundária	3.333.280	1.000,00	1.667,00	5.066.585,00
Mata ciliar	-	-	-	-
TOTAL	79.697.717	23.909,00	39.850,00	121.140.525,00

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Para simplificar o modelo e facilitar os cálculos, não foi considerado neste trabalho a água evaporada do sistema o que levaria uma menor por escoamento diminuindo assim, o valor monetário total.

Os resultados econômicos mostram uma grande variação do valor econômico do serviço ecossistêmico, dependendo do preço praticado. Sendo que a contribuição de água escoada é maior na cultura da cana-de-açúcar crua devido a sua maior área de cultivo, independente do preço utilizado, conforme ilustrado na tabela 35.

Os preços utilizados para o cálculo do valor econômico de água perdida tomou-se como base o preço de R\$0,0003/m³ de água estabelecidos pelo comitê de bacias hidrográficas do rio Piracicaba, Corumbataí e Jundiaí, sendo esta uma bacia estadual e, o preço de R\$0,0005/m³ praticado pelo comitê de bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, sendo esta uma bacia federal. Finalmente, foi considerado preço de R\$1,52 por metro cúbico de água, parâmetro este que considera a água para ser utilizada na irrigação (FILHO, 2008). Os valores estimados devem ser observados com cautela, dada a sua grande variação. Neste trabalho, será adotado o valor de R\$1,52 por entender que a água escoada superficialmente só poderia retornar via irrigação.

13 VALORAÇÃO ECONÔMICA DA EROSÃO DO SOLO

13.1 Introdução

Historicamente, o desenvolvimento econômico global, na grande maioria dos países, apoiou-se na exploração e na utilização dos recursos naturais, exercendo, assim, uma pressão sobre os sistemas naturais, com efeitos adversos na qualidade do meio ambiente.

O setor agropecuário é o responsável por produzir grande parte de alimentos e de fibras, porém, dada a tecnologia em uso, pode levar a uma série de efeitos indesejáveis no sistema produtivo.

A Revolução Verde, por meio do modelo industrial-produtivista de apropriação da natureza, acelerou de forma alarmante a degradação ambiental e social do espaço rural. O alto grau de industrialização trouxe, num primeiro momento, o aumento da produção e da produtividade, principalmente nos produtos de exportação – as “*commodities* agrícolas”. O incremento no uso de insumos, da mecanização e da expansão de monocultivos nas maiorias dos cultivos agrícolas, levou à degradação de grandes superfícies, muitas delas abandonadas depois de poucos anos de cultivo. O agravamento desses problemas se deu com a intensificação da produção em áreas não aptas, ou acima de sua capacidade de suporte, provocando erosão e contaminação de solos e de água com agroquímicos, tornando-os cada vez mais dependentes do aporte de energia externa e reduzindo a sua capacidade produtiva ao longo do tempo. Isso devido, em grande parte, à falta de uma visão mais abrangente entre a produtividade e a estabilidade dos ecossistemas tropicais (MARQUES et. al, 2003). A inadequação deste modelo tem levado a uma crescente busca de modelos alternativos e sustentáveis para a agricultura, como o plantio direto, agricultura biodinâmica e agricultura orgânica.

O solo é um recurso natural fundamental para a produção agrícola graças a um conjunto de propriedades que permitem que ofereça sustentação às plantas e lhes dê condições necessárias de desenvolvimento. Tem um importante papel no meio ambiente, onde funciona como integrador ambiental e reator, acumulando energia solar na forma de

matéria orgânica, reciclando água, nutrientes e outros elementos e alterando compostos químicos. Desse modo, o solo tem importante função ecológica, influenciando de forma positiva a qualidade ambiental e o funcionamento global da biosfera.

A degradação ambiental pode ser entendida como um processo de redução no uso atual e futuro do solo, mais precisamente, à perda de área cultivável, à desertificação, ao desmatamento, à depleção de bacias hidrográficas, entre outros. Dentre as manifestações de degradação observadas, a erosão é a externalidade. Segundo Seroa da Motta (1989), a erosão é uma das diversas externalidades que ocorrem no meio rural que pode trazer consequência danosas ao meio ambiente.

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 (LOMBARDI NETO et al., 1989).

A erosão consiste no processo de desprendimento e arraste das partículas do solo, ocasionado pela ação da água ou do vento, sendo a principal causa de degradação das terras agrícolas. A erosão hídrica é um processo natural relacionado à formação do relevo e dos solos, cuja intensidade pode ser aumentada a ponto de causar degradação ambiental, principalmente em função do uso agrícola com práticas inadequadas (LOMBARDI NETO et al., 1989).

O processo erosivo compreende três etapas distintas: ruptura dos agregados, transporte de partículas e deposição dos sedimentos. Os processos de ruptura dos agregados e de transporte são mais extensos nas áreas agrícolas intensamente mecanizadas. A desagregação compreende o processo de redução do tamanho dos agregados, ou seja, a individualização das partículas agregadas do solo, que é causada, principalmente, pelo impacto direto das gotas de chuva na superfície.

As partículas desagregadas salpicam com as gotículas de chuva e retornam à superfície selando a porosidade superficial, o que reduz num segundo momento a infiltração de água. À medida que aumenta a intensidade da chuva e esta passa a ser maior que a taxa de infiltração, começa também a haver acúmulo de água sobre a superfície do solo, iniciando-se a segunda fase do processo, que é o transporte das partículas, ou seja, o escoamento superficial.

O transporte pode ocorrer mesmo não havendo a ruptura dos agregados, basta que a energia da enxurrada seja suficientemente alta para promover o arraste das partículas de solo. Finalmente, a deposição ocorre nas áreas de sedimentação e nos leitos dos rios, resultando em perdas de água e solos nas bacias hidrográficas, causando impacto negativos nos sistemas produtivos, pela degradação do solo, e no meio ambiente, pelo assoreamento de rios e desabastecimento dos mananciais hídricos. A degradação do solo causada pelos processos erosivos constitui-se em uma ameaça iminente para a sustentabilidade agrícola (EPAMIG, 2003).

Os efeitos negativos do processo erosivo têm abrangência local (*on-site*), que são impactos diretos na qualidade do solo e no rendimento das lavouras, e outros geram impactos em âmbito global (*off-site*), ou indiretos, como as mudanças na qualidade das águas naturais, danos à estrutura viária, inundações nas cidades, danos à estrutura civil, rompimento de barreiras e interdição de estradas, sedimentação de rios e reservatórios, desmatamento e desertificação.

Os efeitos diretos estão relacionados aos danos causados às propriedades químicas e físicas dos solos, como a perda de nutrientes, de água disponível para as plantas, de matéria orgânica, desestruturação das propriedades físicas dos solos, e também a perda de área agricultável. Estes efeitos obrigam os produtores a utilizarem uma dosagem adicional de fertilizante para manter a fertilidade do solo, a realizar reparos em benfeitorias da propriedade, a realizar replantio, assim, há um relativo aumento nos custos de produção como reflexos dos custos financeiros causados pela erosão.

Os solos e os seus organismos podem ser afetados pelo manejo adotado pelos produtores rurais. A atividade agrícola predatória, o desmatamento fora de limites e as mudanças globais, podem acarretar consequências maléficas para o solo e sua biodiversidade, tais como: (i) perda da produção agrícola; (ii) redução das taxas de aporte e decomposição da matéria orgânica; (iii) ruptura ou alterações nos ciclos globais de nutrientes; (iv) aumento das emissões de gases causadores do efeito estufa e (v) degradação de terras, erosão e desertificação; (vi) perda de água entre outras (EPAMIG, 2003).

A degradação do solo por erosão é um grave problema mundial da atualidade, o recurso solo é finito, não renovável na escala de duração da vida humana e frágil para ser explorado de forma inadequada.

A perda de produtividade das culturas cultivadas, a degeneração das pastagens e a perda de área física cultivável são considerados os principais impactos causados pela erosão nas propriedades rurais. Economicamente, temos a redução da oferta de alimentos, a perda de renda, a diminuição da área agrícola *per capita* e a perda, às vezes irreversível, de terras ocupadas por sulcos e voçorocas, em que estas representam um processo erosivo em estágio muito avançado.

A intensidade de uso exprime a maior ou a menor mobilização imposta ao solo, expondo-o a certo risco de erosão e/ou perda da produtividade. Geralmente, culturas anuais impõem alta intensidade de uso, enquanto vegetações naturais representam o mais baixo grau de intensidade de uso.

Do ponto de vista econômico, indica que a exploração do recursos do solo, com um determinado estoque de fertilidade natural⁶, pode ser benéfica para o produtor rural. Assim, esse estoque alto de fertilidade natural pode dar suporte às explorações agrícolas por muito tempo, não onerando os custos de produção. Se esta fertilidade natural, através de um manejo adequado do solo, for mantida constante, os custos de produção poderiam ser levados a uma diminuição, resultando em maiores receitas e retornos líquidos⁷ para o produtor rural.

As tabelas 36 e 37 mostram um resumo de algumas consequências econômicas *on site* e *off site* da erosão em nível nacional e mundial.

⁶ Fertilidade natural refere-se à presença de um excedente de fertilidade (nutrientes e matéria orgânica) que acumulou através do tempo por um processo geológica (natural) de formação do solo.

⁷ Receita líquida é receita bruta da unidade produtiva menos os custos de produção. Retorno líquido é a receita líquida menos ou mais qualquer mudança no valor de capital da terra agrícola resultante de um sistema de exploração ou de melhoria dela.

Tabela 36 - Consequências econômicas *on site*

AUTORES	PERDA DE PRODUTIVIDADE/t SOLO ERODIDO	PERDA DE NUTRIENTES/T SOLO ERODIDO	REDUÇÃO VALOR DA TERRA AGRÍCOLA
Colacicco <i>et al.</i> (1989)	US\$ 0,08 a US\$0,66	US\$ 0,06 a US\$0,37	-
Crosson (1983, 1986)	US\$ 420 milhões	US\$ 105 a US\$ 168 milhões	-
Castro (1987)	-	US\$ 1,7 bilhão	-
Cavalcanti (1995)	-	US\$ 1,4 bilhão	-
Miranowski (1985)	--	-	US\$ 12 a US\$31/ha/cm de solo erodido
Palmquist & Danielson (1989)	-	-	US\$ 15,5/ha/t solo erodido

Fonte: Campos, 2000.

Tabela 37 - Consequências econômicas *of site*

AUTOR E LUGAR	TRATAMENTO DE ÁGUA USO DOMICILIAR	PRODUÇÃO DE HIDROELETRICIDADE
Sorrenson e Montoya (1989)	US\$ 218 mil/ano	-
Holmes (1988)	US\$ 353 milhões/ano	-
Southgate e Macke (1989)	-	US\$ 0,5 a US\$ 1 milhão/ano
Marques (1996)	-	US\$ 64 a US\$ 74 milhões

Fonte: Campos, 2000.

13.2 Objetivo

O objetivo desta parte do trabalho é estimar a perda de solo para as atividades agrícolas exploradas no município de Araras sob diferentes classes de solo e de uso, além de ocupação do solo e estimar o valor econômico para repor os nutrientes perdidos com o processo da erosão.

13.3 Material e Métodos

O Método do Custo de Reposição (MCR) apresenta uma das idéias mais básicas quando se pensa em prejuízo: a reparação por um dano provocado. Assim, o MCR se baseia no custo de reposição ou restauração de um bem danificado e entende esse custo como uma medida do seu benefício (PEARCE, 1993). Para esse autor, o MCR é,

frequentemente, utilizado como uma medida do dano causado. Essa abordagem é correta nas situações em que é possível argumentar que a reparação do dano deve acontecer por causa de alguma outra restrição, por exemplo, de ordem institucional. É o caso do padrão de qualidade da água: os custos para alcançá-lo são uma *proxy* dos benefícios que esse padrão proporciona à sociedade.

Porém, esse autor alerta para os riscos desse procedimento porque, ao impor uma reparação, a sociedade está sinalizando que os benefícios excedem os custos, quaisquer que sejam estes, e que, portanto, “os custos são uma medida mínima dos benefícios”. Outra situação de aplicação válida da abordagem do custo de reposição é quando se configura uma restrição total a não permitir um declínio na qualidade ambiental. É o que se chama de “restrição à sustentabilidade”. Sob essas condições, os custos de reposição se apresentam como uma primeira aproximação dos benefícios ou do dano (PEARCE, 1993).

A operacionalização desse método é feita pela agregação dos gastos efetuados na reparação dos efeitos negativos provocados por algum distúrbio na qualidade ambiental de um recurso utilizado numa função de produção. Na função de produção, os gastos com todo o processo de recuperação do bem ou do serviço ambiental servem como uma medida aproximada do benefício que a sociedade auferir por ter um determinado recurso.

Existem várias aproximações para a estimação do valor econômico da erosão, sendo a mais comum a mensuração dos custos de reposição dos nutrientes perdidos via aplicação de fertilizantes industrializados. Serão levados em conta apenas os danos causados pela erosão na propriedade agrícola. Aqueles efeitos observados fora da propriedade (*off-site*) serão desconsiderados, embora não sejam, em nenhum momento, menos importantes que os ocorridos *in situ*.

A aplicação do método do custo de reposição de nutrientes⁸, cuja idéia básica é a quantificação das perdas de nutrientes, usando-se como parâmetro a equivalência de preços de fertilizantes encontrados no mercado envolve quatro procedimentos: i. quantificação das perdas de solo por cultura; ii. identificação da quantidade de nutrientes carregada pelo processo erosivo (nitrogênio – N, fósforo – P, potássio – K, cálcio e magnésio – Ca+Mg); iii. conversão da quantidade de nutrientes em equivalentes de fertilizantes

⁸ Para mais detalhes sobre o método do custo de reposição de nutrientes, ver, entre outros, Marques (1995).

necessários para repor a fertilidade do solo (sulfato de amônia, superfosfato simples, cloreto de potássio e calcário dolomítico); iv. mensuração dos custos de aplicação dos fertilizantes.

No presente trabalho, utilizou-se uma adaptação do método do custo de reposição dos nutrientes proposto por Marques (1995), adicionado do custo de aplicação dos fertilizantes para se atribuir valor monetário aos impactos relacionados à erosão do solo em cada atividade agrícola do município.

$$\text{Valor econômico da perda de solo agrícola} = \sum_{i=1}^n (Q_n * P_n) + C_{af}, \text{ onde:}$$

Q_n = Quantidade de nutrientes necessários para reposição da fertilidade do solo observada nas amostras;;

P_n = Preço de mercado de cada fertilizante industrializado;

C_{af} = Custo de aplicação dos fertilizantes.

A estimativa das taxas de perda de solo na área de estudo foi efetivada aplicando o modelo USLE – Universal Soil Loss Equation (WISCHMEIER e SMITH, 1978), também conhecido por Equação Universal de Perda de Solo, que foi adaptada para uso nas condições brasileiras por Bertoni e Lombardi (1998). O modelo estima a perda média de solo de locais específicos, sob sistemas de cultivo e manejo também específicos, tendo por base os valores médios de eventos de precipitação ocorridos, considerando uma série de observações de 20 anos ou mais (WISCHMEIER e SMITH, 1978). Consiste de um modelo multiplicativo, pelo qual a perda média anual de solo é obtida pelo produto de seis fatores determinantes, de acordo com a equação:

$$A = R * K * L * S * C * P, \text{ onde:}$$

A = perda anual de solo em $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$;

R = fator erosividade da precipitação e da enxurrada, em $M.J.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}$;

K = fator erodibilidade do solo, definido pela intensidade de erosão por unidade de índice de erosão da chuva, para um solo específico mantido continuamente sem cobertura, mas sofrendo as operações normais, em um declive de 9% e comprimento de rampa de 25m em $Mg.ha.h/ha.MJ.mm$;

L = fator comprimento da encosta, definido pela relação de perdas de solo entre uma encosta com um comprimento qualquer e uma encosta com 25m de comprimento, para o mesmo solo e grau de inclinação;

S = fator grau de declividade, definido pela reação de perdas de solo entre um terreno com uma declividade qualquer e um terreno com declividade de 9%, para o mesmo solo e comprimento de rampa;

C = fator de cobertura e manejo da cultura, definido pela relação de perdas de solo entre um terreno cultivado e dadas condições e um terreno mantido continuamente descoberto, em condições semelhantes às aquelas em que o fator K é avaliado, adimensional;

P = fator prática de controle de erosão, relação de perdas de solo entre um terreno cultivado com determinada prática e as perdas quando se planta morro abaixo, adimensional.

Os fatores R,K,L e S dependem das condições naturais do clima, do solo e do terreno, definindo o potencial natural de erosão, já os fatores C e P são antrópicos ou relacionados com as formas de manejo do solo e do uso e ocupação das terras. Os valores para o fator C utilizados para este trabalho estão mostrados na tabela 38.

O fator R foi calculado a partir do potencial erosivo da chuva (erosividade) na região do município de Araras, seguindo a metodologia estabelecida por Bertoni & Lombardi Neto (1990) e os valores encontrados para o fator erosividade (R) variaram entre 8.791 a 9.043 MJ.mm.ha⁻¹.ha⁻¹.ano⁻¹.

Foram utilizados os seguintes fatores C, conforme mostra a tabela 38

Tabela 38 - Valores do Fator C”

USO FATOR “C”	FATORC
Cafeicultura	0,02010
Cana-de-açúcar crua	0,03770
Cana-de-açúcar queimada	0,07540
Citricultura	0,02470
Cultura anual (soja + milho)	0,10231
Floresta secundária	0,00077
Pastagem	0,01000

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

13.4 Resultados e Discussão

Com o conjunto de dados e de informações gerado, foi elaborado o mapa de perdas de solo para o município e pode-se verificar que há locais na região que, muito embora sejam pequenos, a taxa de perdas de solos pode atingir até 24 a 60 e 60 a 120 t.ha⁻¹.ano⁻¹, conforme mostra a figura 48. Estas taxas de erosão podem contribuir muito para uma queda do índice de sustentabilidade ambiental calculado neste trabalho.

Foram encontrados as seguintes taxas de erosão para as atividades agrícolas exploradas no município, conforme a tabela 39.

Tabela.39 - Taxa de perda de solos

USO DO SOLO	TAXA DE PERDA DE SOLOS t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹
Cafeicultura	2,8763
Cana-de-açúcar crua	3,9562
Cana-de-açúcar queimada	14,8818
Citricultura	2,9403
Cultura anual (soja + milho	14,4046
Floresta secundária	0,9958
Pastagem	1,8154

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

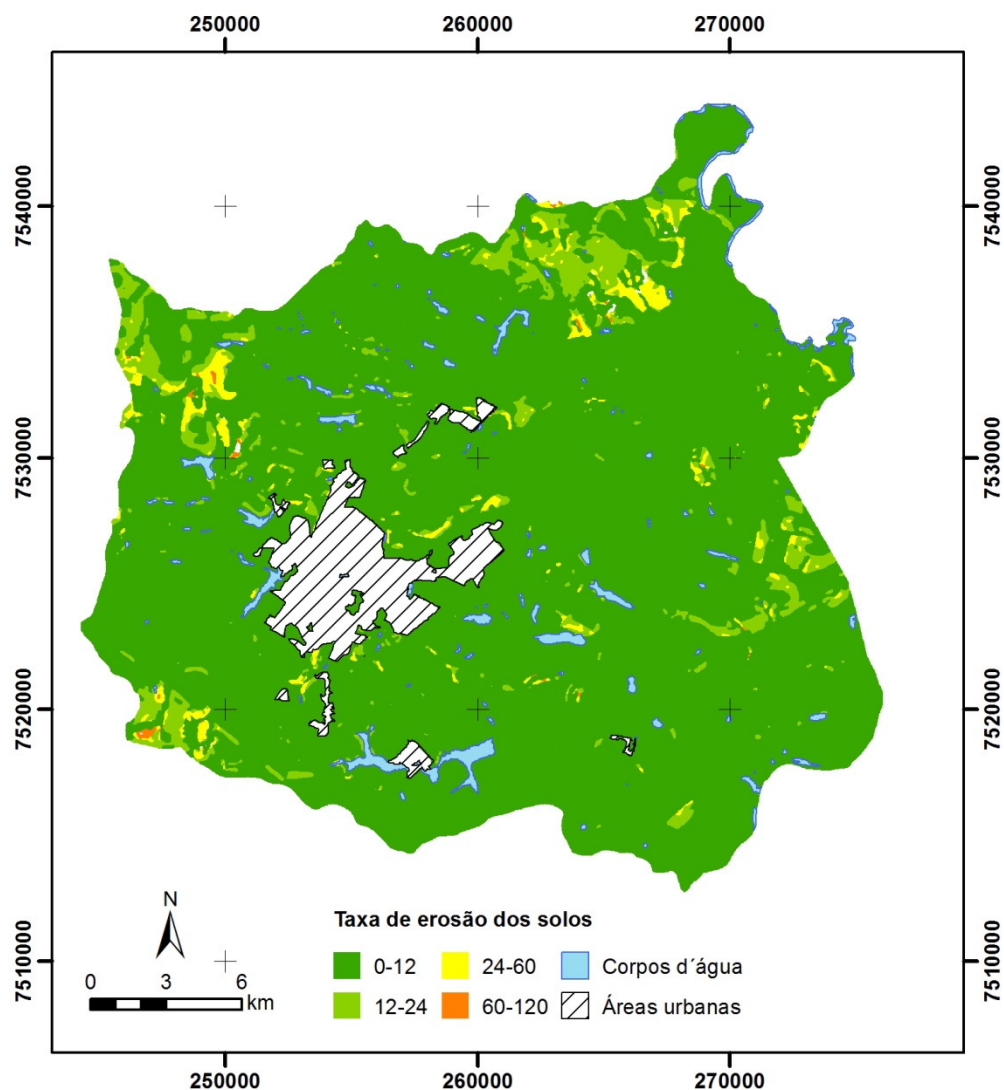


Figura 48 - Mapa da taxa de erosão dos solos do município de Araras, SP.
Fonte: Mapa gerado pela pesquisa.

A tabela 40, em seguida, sintetiza as perdas totais de solo e de nutrientes no município de Araras-SP no ano de 2007. Percebe-se que o tipo de uso que mais apresentou perdas totais de solo foram, respectivamente, a cana-de-açúcar queimada, a cana-de-açúcar crua, a fruticultura e a cultura anual. Considerando apenas o sistema cana-de-açúcar (crua e queimada), tem-se que ele é responsável por aproximadamente 75,69% das perdas de solo no município. Trata-se de uma informação ilustrativa da importância do cultivo de cana-de-açúcar na região no que tange aos impactos ambientais causados. Os quatro tipos de uso

dos solos citados anteriormente são responsáveis pela quase totalidade das perdas de solo ocorridas na área em estudo no ano de 2007 (cerca de 94,13%).

Tabela 40 - Perda total de solo e de nutrientes por tipo de uso do solo no município de Araras-SP no ano de 2007 (em toneladas)

USO DAS TERRAS	ÁREA(ha)	PERDA SOLO t.ha ⁻¹ ANO ⁻¹	PERDA N t.ANO ⁻¹	PERDA P t.ANO ⁻¹	PERDA K t.ANO ⁻¹	PERDA CA+MG t.ANO ⁻¹
Cafeicultura	328,55	945,00	0,9142956	0,024957671	0,095048941	0,896548336
Cana-de-açúcar crua	25.472,16	100.772,95	97,497838	2,661413858	10,13574426	95,60532203
Cana-de-açúcar queimada	9.098,97	135.409,05	131,00826	3,576153057	13,61944242	128,4652756
Citricultura	11.938,67	35.103,27	33,962415	0,927077398	3,530687038	33,30317564
Cultura anual - Soja + milho	1.687,64	24.309,77	23,519711	0,642021267	2,445077586	23,06317367
Floresta secundária	3.011,99	2.999,33	2,9018611	0,07921256	0,301673581	2,845533505
Pastagem	1.337,41	427,9341	2,3490263	0,06412174	0,244201613	2,303429653

Fonte: Dados da pesquisa.

O próximo passo foi converter as quantidades perdidas de nutrientes em equivalentes de fertilizantes. Isso foi feito utilizando-se a seguinte equação e o índice de equivalência fornecido por Bellinazzi Jr. *et al.* (1981)⁹:

$$QF_i = \sum_{j=1}^4 NS_j * TF_i \quad (3)$$

Em que:

QF_i = quantidade correspondente de fertilizantes (t);

NS_j = teor médio do j-ésimo nutriente perdido nos solos da bacia (t);

TF_i = índice de equivalência entre nutrientes e fertilizantes.

A tabela 41 em seguida apresenta as quantidades de fertilizantes necessárias para repor a fertilidade do solo perdida no processo de erosão por tipo de uso do solo na região. Com base nos preços de mercado dos fertilizantes considerados (sulfato de amônia, superfosfato simples, cloreto de potássio e calcário dolomítico)¹⁰, conforme ilustrado na

⁹ Confome Bellinazzi Jr. *et al.* (1981), são necessários 5 quilogramas (kg) de sulfato de amônia para repor 1 kg de nitrogênio, 5,56 kg de superfosfato simples para 1 kg de fósforo, 1,72 kg de cloreto de potássio para 1 kg de potássio e 2,63 kg de calcário dolomítico para repor 1 kg de cálcio+magnésio.

¹⁰ Os dados de preço dos fertilizantes foram retirados da base de dados do Insituto de Economia Agrícola (IEA) e corresponde à média dos preços pagos pela agricultura nos meses do ano de 2007. Os dados

tabela 42, foi possível conhecer o custo monetário de aquisição dos fertilizantes necessários.

Tabela 41 - Quantidade de fertilizantes necessárias para reposição dos nutrientes perdidos pelo processo de erosão do solo por tipo de uso do solo no município de Araras-SP no ano de 2007 (em toneladas)

USO DAS TERRAS	SULFATO DE AMÔNIA	SUPERFOSFATO SIMPLES	CLORETO DE POTÁSSIO	CALCÁRIO DOLOMÍTICO
Cafeicultura	4,571477966	0,13876465	0,163484179	2,357922124
Cana-de-açúcar crua	487,4891911	14,79746105	17,43348012	251,441997
Cana-de-açúcar queimada	655,0412878	19,88341099	23,42544097	337,8636748
Citricultura	169,8120754	5,154550331	6,072781705	87,58735194
Cultura anual - Soja + milho	117,5985566	3,569638246	4,205533448	60,65614675
Floresta secundária	14,50930552	0,440421833	0,51887856	7,483753119
Pastagem	11,74513128	0,356516874	0,420026775	6,058019986

Fonte: dados da pesquisa.

A tabela 42 mostra os valores médios de fertilizantes e corretivos levantado junto à órgão de pesquisa estadual.

Tabela 42 - Preço médio dos fertilizantes no ano de 2007 (em reais, de 2007, por tonelada)

Fertilizante	Preço médio ¹ (R\$/T)
Sulfato de amônia	832,79
Superfosfato simples	650,80
Cloreto de potássio	1.083,67
Calcário dolomítico	31,25

Fonte: Instituto de Economia Agrícola (IEA).

¹ média dos preços nos meses do ano de 2007.

A etapa final de aplicação do método consistiu em agregar ao custo monetário calculado acima o custo de aplicação dos fertilizantes (equação 1). Tais custos foram compilados do Relatório do Projeto ECOAGRI¹¹, que calculou os custos associados de serviços e de transportes para aplicação dos fertilizantes por tipo de cobertura do solo na

encontram-se disponíveis em <http://www.iea.sp.gov.br/out/banco/menu.php> (pesquisa realizada em 9/01/2010).

¹¹ Projeto ECOAGRI – Diagnóstico da Agricultura no Estado de São Paulo: bases para um Desenvolvimento Rural Sustentável, financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP, processo número 2002/06685-0).

Bacia Hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo, na qual o município de Araras-SP se insere (R\$42,02 por tonelada de sulfato de amônia, superfosfato simples e cloreto de potássio, e R\$ 128,87 por tonelada para o calcário dolomítico.¹²). As tabelas 43 e 44 apresentam, respectivamente, os custos de reposição de nutrientes total e por hectare (reais de 2007) para os tipos de uso analisados no município em questão.

Tabela 43 - Custo de reposição de fertilizantes

USO DAS TERRAS	SULFATO DE AMÔNIA	SUPERFOSFATO SIMPLES	CLORETO DE POTÁSSIO	CALCÁRIO DOLOMÍTICO
Cafecultura	3807,081135	90,3080344	177,1629004	73,6850664
Cana-de-açúcar crua	405976,1234	9630,18765	18892,1394	7857,5624
Cana-de-açúcar queimada	545511,8341	12940,1239	25385,44762	10558,2398
Citricultura	141417,7983	3354,58136	6580,89135	2737,10475
Cultura anual (soja + milho)	97934,90196	2323,12057	4557,410432	1895,50459
Floresta secundária	12083,20454	286,626529	562,2931287	233,867285
Pastagem	9781,227876	232,021182	455,1704149	189,313125

Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 44 - Custo de aplicação dos fertilizantes necessários para reposição da fertilidade do solo por tipo de uso no município de Araras-SP no ano de 2007 (em reais de 2007)

TIPO DE USO DO SOLO	SULFATO DE AMÔNIA	SUPERFOSFATO SIMPLES	CLORETO DE POTÁSSIO	CALCÁRIO DOLOMÍTICO
Cafecultura	239,09	7,26	8,55	378,21
Cana-de-açúcar crua	20.471,38	621,40	732,09	32.382,89
Cana-de-açúcar queimada	26.301,77	798,38	940,60	41.605,77
Floresta Antropizada	1.108,60	33,65	39,65	1.753,65
Cultura anual (soja + milho)	4.316,77	131,03	154,38	6.828,53
Citricultura	7.081,34	214,95	253,24	11.201,71
Pastagem	537,80	16,32	19,23	850,72

Fonte: Dados da pesquisa.

A tabela 45 mostra a estimativa do custo de reposição de nutrientes (custos dos fertilizantes + custos de aplicação) por tipo de uso do solo no município de Araras-SP no ano de 2007 (em reais de 2007).

¹² Os valores originais calculados são R\$ 39,00 por tonelada e R\$ 119,61 por tonelada para o ano de 2005, que atualizados para o ano de 2007 (ano da análise) pelo Índice de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA) resultam nos valores citados e utilizados nos cálculos do custo total de aplicação de nutrientes.

Tabela 45 - Estimativa do custo de reposição de nutrientes por tipo de uso do solo no município para o ano de 2007

USO DAS TERRAS	SULFATO DE AMÔNIA	SUPERFOSFAT O SIMPLES	CLORETO DE POTÁSSIO	CALCÁRIO DOLOMÍTICO	TOTAL
Cafeicultura	3.999,17	96,14	184,03	377,55	4.656,90
Cana-de-açúcar crua	426.460,42	10.251,98	19.624,69	40.260,89	496.597,98
Cana-de-açúcar queimada	573.036,67	13.775,62	26.369,78	54.098,73	667.280,81
Citricultura	148.553,30	3.571,18	6.836,07	14.024,49	172.985,03
Cultura anual (soja + milho)	102.876,39	2.473,12	4.734,13	9.712,26	119.795,90
Floresta secundária	12.692,89	305,13	584,10	1.198,30	14.780,41
Mata ciliar	-	-	-	-	-
Pastagem	10.274,76	247,00	472,82	970,01	11.964,59
TOTALGERAL					1.487.992,62

Fonte: dados da pesquisa.

Tabela 46 - Estimativa do custo de reposição de nutrientes (custos dos fertilizantes + custos de aplicação) por hectare e por tipo de uso do solo no município de Araras-SP no ano de 2007 (em reais de 2007 por hectare)

USO DAS TERRAS	CUSTO DE REPOSIÇÃO DE NUTRIENTES (R\$.ha ⁻¹)
Cafeicultura	14,17
Cana-de-açúcar crua	19,50
Cana-de-açúcar queimada	73,34
Citricultura	14,49
Cultura anual (soja + milho)	70,98
Floresta secundária	4,91
Mata ciliar	0,52
Pastagem	8,95
TOTAL	23,28

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

A tabela 46 acima resume, portanto, o custo de reposição de nutrientes por cultura no município de Araras-SP no ano de 2007. Percebe-se que as coberturas de cana-de-açúcar queimada e cultura anual apresentam uma estimativa de custo de reposição acima da média apresentada pelo município (R\$ 23,28 por hectare). Com relação à bacia Hidrográfica dos rios Mogi-Guaçu e Pardo, na qual se insere a área estudada, o custo de reposição por hectare aqui corresponde a 62,74% do valor estimado para toda a bacia (R\$ 39,21 por hectare de acordo com o Projeto ECOAGRI¹³).

¹³ O valor original do custo de reposição de nutrientes por hectare para toda a bacia hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu é de R\$ 36,40 (reais de 2005), que atualizados para 2007 pelo IPCA equivalem a R\$ 39,21 por hectare.

O método do custo de reposição é muito simples, porém, muito trabalhoso, pois requer o emprego de muitas variáveis, as quais possuem metodologias próprias, além de conhecimento sólido na área de geoprocessamento. Particularmente, as estimativas aqui podem servir como parâmetro para a tomada de decisão para adoção de práticas de conservação do solo por parte dos produtores rurais do município. Tais estimativas também podem funcionar como uma medida pedagógica para os produtores no que tange aos custos econômicos provocados pela erosão do solo.

14 RETENÇÃO DE CARBONO PELO SOLO, RAÍZES, FITOMASSA E PROVISÃO

14.1 Introdução

O solo é a maior reserva de carbono em sistemas terrestres, contendo aproximadamente 2500 Peta gramas (Pg ou bilhões de toneladas), menor apenas do que os oceanos. Estima-se que as atividades antrópicas liberam anualmente 7,5 Pg do C existente no solo para a atmosfera, na forma de CO. Por isso, a concentração de CO₂ na atmosfera, que era de cerca de 280 ppm, em 1850, encontra próxima-se a 380 ppm nos dias de hoje e continua aumentando a uma taxa de aproximadamente 2 a 3 ppm ao ano. Considera-se que a agricultura responda por 20% do efeito estufa do planeta (IPCC,2000).

A queima da palhada na colheita manual da cana-de-açúcar, para facilitar a colheita e o transporte dos colmos, tem sido praticada desde a década de 60 no Brasil. Atualmente, por razões econômicas e legais, a colheita da cana-de-açúcar mecanizada com a manutenção da palhada, tem crescido. O acúmulo de palhada favorece o aumento da matéria orgânica, potencializando assim, a sua capacidade do solo em “sequestrar” o CO₂. Atualmente, no município de Araras, cerca de 85% de colheita da cana-de-açúcar é realizada usando o corte mecânico deixando a palhada no solo. O sequestro de carbono têm importância agrônômica, ambiental e econômica principalmente no contexto das mudanças climáticas e do mercado de carbono.

14.2 Objetivo

Estimar e valorar o carbono total (CO₂) retido pelo solo, pelas raízes e pela fitomassa.

14.3 Material e Método

Inicialmente, foi desenvolvido um trabalho de campo para a retirada de amostras de solos da região, de modo que fossem contemplados todos os usos das terras.

Assim, retiraram-se 120 amostras de solos nas profundidades de 0 a 15 cm e de 15 a 30 cm, sendo que todas georreferenciadas. A figura 49 mostra os locais das retiradas das amostras de solos no município de Araras.

Utilizou-se o anel volumétrico de Kopec, com um volume pré-definido, com o objetivo de facilitar o cálculo da densidade dos solos, parâmetro necessário para efetuar a conversão de matéria orgânica em CO₂

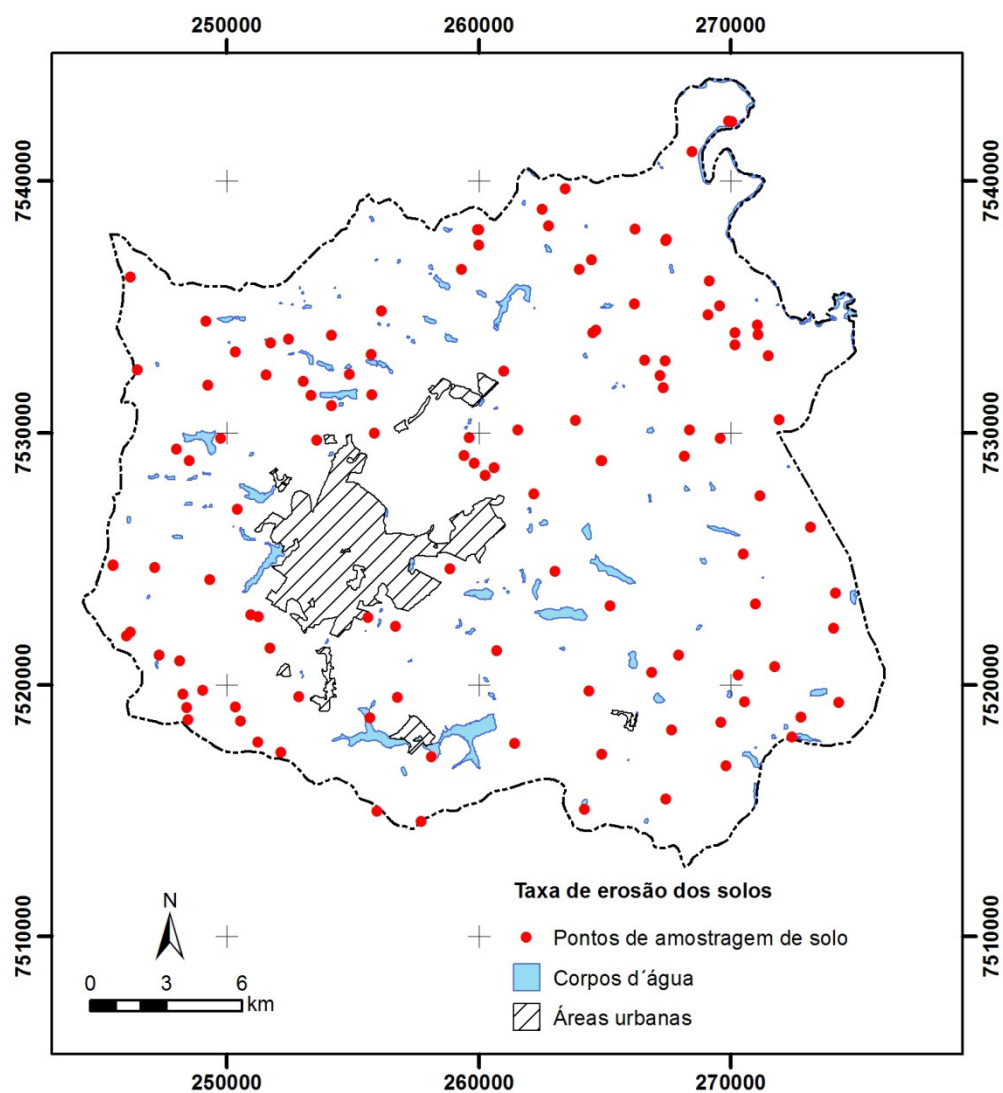


Figura 49 - Mapa de amostragem de solo com os locais de amostragem georreferenciados
Fonte: Mapa gerado pela pesquisa.

As amostras de solos devidamente embaladas, acondicionadas e identificadas foram encaminhadas para o laboratório do Instituto Agronômico de Campinas, para que fossem realizadas as determinações analíticas para os seguintes parâmetros químicos - matéria orgânica, pH, fósforo, potássio, cálcio e magnésio - e os seguintes parâmetros físicos - densidade e granulometria.

Para o cálculo de $tCO_2 \cdot ha^{-1}$ usou-se os teores totais de matéria orgânica (IPCC, 2000).

14.4 Resultados e Discussão

Com os resultados analíticos físico e químico, foram determinados os teores de matéria orgânica. Esta foi convertida para CO_2 através da seguinte fórmula:

Estoque em $ton CO_2 \cdot ha^{-1}$ = densidade do solo x espessura do horizonte (metros) x teor de matéria orgânica x 0,58 x 3,66667 onde :

0,58 que é a quantidade de C na matéria orgânica do solo e 3,66667 é uma constante para a conversão de C para CO_2 .

Para o cálculo do “sequestro de CO_2 pelas raízes, considerou-se 20% da quantidade “sequestrado pelo solo. A tabela 47 mostra os teores de $t CO_2 \cdot ano^{-1}$ sequestrado pelos solos e raízes nas atividades agrícolas do município.

Tabela 47 - Quantidades de toneladas de CO_2 “sequestrado pelo solo e raízes

USO DAS TERRAS	SOLO – $tCO_2 \cdot ha^{-1}$	RAÍZES - $t CO_2 \cdot ha^{-1}$ **	FITOMASSA- $t CO_2 \cdot ha^{-1}$ ***
Cana-de-açúcar crua	269,05	53,81	245,5
Cana-de-açúcar queimada	242,50	48,50	116,2
Citricultura	223,73	44,75	4,1
Cafeicultura	271,00	54,20	0,7
Cultura anual (soja + milho)	175,22	35,04	29,6
Pastagem	233,61	46,72	15,5
Floresta secundária	318,77	63,75	151,0***
Mata ciliar	282,35	56,47	151,0***

* 20% do retido pelo solo (IPCC, 2000); ** Ronquim, (2007); ***Britez, (2006).

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

O cálculo do valor econômico levou em consideração o preço de US\$3,00 por t de CO_2 , preço este corrente no mercado paralelo de comercialização de crédito de carbono. Adotou-se este procedimento, pois as atividades agrícolas não estão devidamente

regularizada junto ao MDL – Mecanismo de Desenvolvimento Limpo. No ano de 2007, US\$1,00 valia o correspondente a R\$1,90. A tabela 48 mostra o cálculo para determinar o valor econômico do bem ecossistêmico de retenção de carbono pelo solo.

Tabela 48 – Valores econômicos para retenção de CO₂ pelo solo

USO DAS TERRAS	ÁREA (ha)	CO ₂ SOLO (t)	PREÇO t CO ₂ (R\$)	VALOR TOTAL (R\$)
Cana-de-açúcar crua	25.472,16	269,05	5,70	39.063.722,50
Cana-de-açúcar queimada	9.098,97	242,50	5,70	12.577.051,30
Citricultura	11.938,67	223,73	5,70	15.224.920,25
Cafeicultura	328,55	271,00	5,70	507.511,20
Cultura anual (soja + milho)	1.687,64	175,22	5,70	1.685.344,81
Pastagem	1.337,41	233,61	5,70	1.780.864,40
Floresta secundária	3.011,99	318,77	5,70	5.472.752,70
Mata ciliar	5.786,14	-	-	-
TOTAL = R\$ 76.312.167,16				

Fonte: Elaborado pelo autor.

A palhada, que fica sobre o solo na exploração da cana-de-açúcar com colheita mecânica (cana crua), contribui muito para o sequestro de CO₂ pelo solo. A diferença pequena para a exploração da cana de açúcar queimada deve-se ao fato de que é recente o uso de maquinário para a colheita mecanizada, mas, quando o sistema estiver mais sedimentado, espera-se uma quantidade bem maior de CO₂ “sequestrado” pelo solo em detrimento daquele que usa queima na cana-de-açúcar para colheita.

Para os cálculos econômicos da fitomassa, utilizaram-se as informações produzidas por Ronquin, (2007) e Britez et.al., (2006). A tabela 49 ilustra os parâmetros para cálculo econômico da fitomassa.

Tabela 49 - Valoração econômica da fitomassa

USO DA TERRA	ÁREA (ha)	FITOMASSA tCO ₂ .ha ⁻¹ .ano ⁻¹	PREÇO t CO ₂ (R\$)	VALOR TOTAL (R\$)
Cana-de-açúcar mecanizada	25.472,16	107,2	5,70	15.564.508,00
Cana-de-açúcar queimada	9.098,97	107,2	5,70	5.559.834,00
Citricultura	11.938,67	8,4	5,70	571.623,50
Cafeicultura	328,55	10,3	5,70	19.289,17
Cultura anual (soja + milho)	1.687,64	31,6	5,70	303.977,70
Pastagem	1.337,41	11,7	5,70	89.191,88
Floresta secundária	3.011,99	82*	5,70	1.407.804,10
Mata ciliar	-	-	-	-
TOTAL = R\$ 23.516.228,35				

Fonte: Adaptado de Ronquin, et al.(2007) e Brites et.al. (2006).

*Brites, 2006; corresponde a 151 tCO₂.ha⁻¹

Para os cálculos dos serviços de provisão foram considerados os preços de mercado vigente na época do IEA, 2007, conforme a tabela 50.

Tabela 50 - Cálculo econômico dos serviços ecossistêmicos de provisão

USO DA TERRA	ÁREA (ha)	PREÇO MERCADO	PRODUTIVIDADE	VALOR TOTAL (R\$)
Cana-de-açúcar mecanizada	25.472,16	R\$29, 00.t ⁻¹	100 t.ha ⁻¹	73.692.264,00
Cana-de-açúcar queimada	9.098,97	R\$29, 00.t ⁻¹	100 t.ha ⁻¹	26.387.013,00
Citricultura	11.938,67	R\$9,50. Cx. ⁻¹	1664 cx.ha ⁻¹	188.726.495,36
Cafeicultura	328,55	R\$210,00 sc. ⁻¹	20 sc.ha ⁻¹	1.379.910,00
Cultura anual (soja + milho)	1.687,64	R\$32,00 sc. ⁻¹	60 sc.ha ⁻¹	3.240.268,80
Pastagem	1.337,41	R\$ 450,00. cab ⁻¹	01 cab. ha ⁻¹	601.834,50
Floresta secundária	3.011,99	R\$70,00. m ³	70 m ³ .ha ⁻¹	14.758.751,00
Mata ciliar	-	-	-	-
TOTAL = R\$ 308.786.536,66				

Fonte: Elaborado pelo autor.

15 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados deste trabalho serão apresentados na forma de Cenários, concebidos sob três utilizações do solo, um relativo ao uso atual, e os demais atendendo aos critérios referentes aos graus de sustentabilidade do uso do solo de forma a orientar a discussão sobre a sustentabilidade ambiental do espaço rural no município de Araras.

Os Cenários foram construídos levando-se em consideração as restrições impostas pela escala (*“escala precede a alocação”*) de uso das terras – definida pela Capacidade de Uso, pelas leis ambientais, notadamente, no que se refere às áreas de Reserva Legal e Áreas de Proteção Ambiental – APP’s e pelo Índice de Sustentabilidade Ambiental das atividades relativas ao uso das terras. Adicionalmente, com base no Índice de Sustentabilidade Ambiental - ISA para cada atividade, foi elaborado o Índice de Sustentabilidade Ambiental para cada Cenário - ISAcen. Estes condicionantes formaram a base para a análise do espaço rural do município de Araras sob a ótica da sustentabilidade.

Para todos os Cenários foram calculados os custos econômicos para a reposição dos serviços ecossistêmicos, tanto aqueles perdidos devido ao escoamento superficial de água, quanto aqueles devido à erosão do solo. Os serviços ecossistêmicos associados à retenção de dióxido de carbono (CO₂) pelo solo, pelas raízes e pela fitomassa tiveram seus valores econômicos estimados em função da área e do preço praticado pelo mercado de carbono. Os serviços ecossistêmicos proporcionados pelo controle biológico na exploração da citricultura foram estimados em vista do valor economizado pela aplicação de inseticidas. E, finalmente, os serviços ecossistêmicos associados à provisão foram calculados por meio do valor da produção, definidos pelos preços de mercados dos produtos agrícolas.

A figura 50 mostra o Índice de Sustentabilidade Ambiental que varia de zero a cem para os diversos usos das terras no município de Araras, cujos detalhes encontram-se no item 10 da tese.

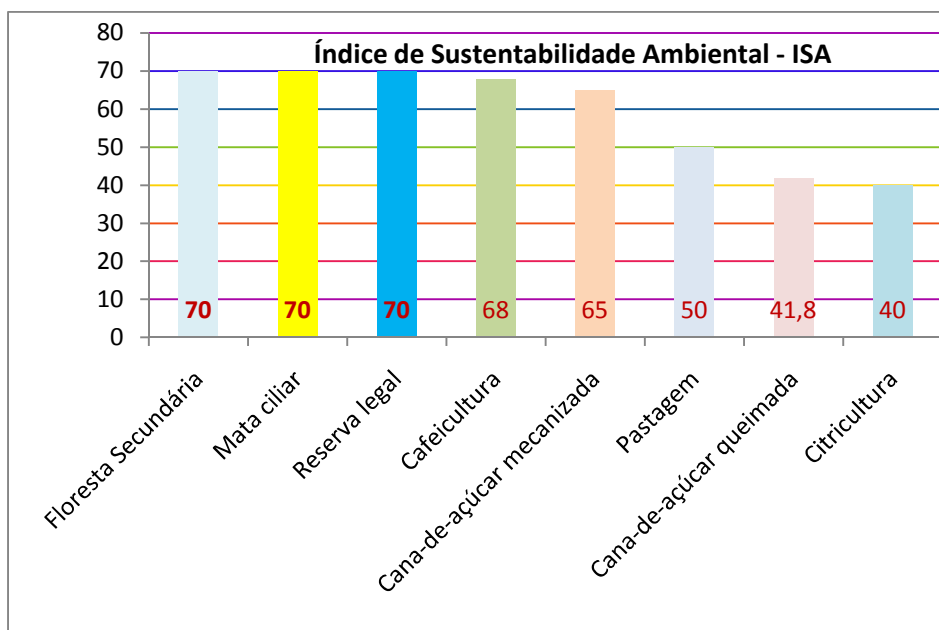


Figura 50 - Índices de Sustentabilidade Ambiental para os usos das terras do município de Araras.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Cenário 1: Uso atual das terras

O Cenário 1 reflete o uso atual das terras, ou seja, as análises e as avaliações foram realizadas com base nos levantamentos e nos mapas de uso e de ocupação das terras existentes no município para o ano de 2007. Pode ser considerado um Cenário base sob o qual foram efetuadas as alterações sugeridas no uso das terras. A distribuição das áreas de usos das terras para o Cenário 1 são ilustradas na tabela 51.

Tabela 51 - Uso das terras do município de Araras

USO DAS TERRAS	ÁREA (HA)
Cana-de-açúcar crua	25.472,16
Cana-de-açúcar queimada	9.098,97
Cafeicultura	328,55
Citricultura	11.938,67
Cultura anual (soja + milho)	1.687,64
Floresta secundária	3.011,99
Mata ciliar	7.569,60
Pastagem	1.337,41
TOTAL	60.444,99

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Para análise integrada de todos os Cenários propostos, foi elaborado o Índice de Sustentabilidade Ambiental para cada Cenário (ISAcen). Este índice foi gerado a partir do Índice de Sustentabilidade (ISA) das atividades de uso das terras. A tabela 52 demonstra os procedimentos para a elaboração do ISAcen para o Cenário 1.

Tabela 52 - Definição do ISAcen 3

USO DAS TERRAS	ISA ATIVIDADE ¹	ÁREA(ha) ²	ISACEN ³
Cana-de-açúcar mecanizada	65	25.472,16	27,39169
Cana-de-açúcar queimada	41,8	9.098,97	6,292282
Cafeicultura	68	328,55	0,369615
Citricultura	40	11.938,67	7,900519
Cultura anual (soja + milho)	40	1.687,64	1,116811
Floresta secundária	70	3.011,99	3,488119
Mata ciliar	70	7.569,60	8,766186
Pastagem	50	1.337,41	1,106303
TOTAL		60.444,99	56,43152

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Coluna 1: Índice de Sustentabilidade Ambiental obtido a partir da análise multicritério, apresentado no item.10 da tese.

Coluna 2: Área em ha ocupada pelas atividades.

Coluna 3: Índice de Sustentabilidade Ambiental para o Cenário 1= (Coluna 1 x Coluna 2) ÷ pelo total da Coluna 2.

O resultado encontrado para o ISAcen 1 foi de 56,43, o que significa que, numa escala que varia de zero a cem, o valor encontrado está pouco acima da média. Em seguida, para este mesmo Cenário, foi calculado o valor dos serviços ecossistêmicos ofertados. A tabela 53 mostra os valores econômicos dos serviços ecossistêmicos correspondentes a cada uso do solo.

Tabela 53 - Definição do ISA do cenário 1

ATIVIDADE	ISA	ÁREA(ha)	ISACEN 1
Cana-de-açúcar mecanizada	65	25.472,16	27,39169
Cana-de-açúcar queimada	41,8	9.098,97	6,292282
Cafeicultura	68	328,55	0,369615
Citricultura	40	11.938,67	7,900519
Cultura anual (soja + milho)	40	1.687,64	1,116811
Floresta secundária	70	3.011,99	3,488119
Mata ciliar	70	7.569,60	8,766186
Pastagem	50	1.337,41	1,106303
TOTAL		60.444,99	56,43152

Fonte: Dados gerados pela pesquisa

O valor econômico dos serviços ecossistêmicos ofertados pela mata ciliar, tanto para este como para os demais Cenários, foi estimado a partir dos resultados da pesquisa sobre a Disposição a Pagar (DAP). Este resultado revelou o valor de R\$ 2.510.296,32/ao ano, valor este que a população do município de Araras está disposta a pagar para recuperação de toda a mata ciliar do município, que deverá ocorrer durante um período de dez anos. Como o presente Cenário apresenta um déficit de áreas ocupadas pelas matas de aproximadamente 34%, assumiu-se que o valor econômico corresponda a R\$ 1.656.795,57, ou seja, 66% do total da disposição a pagar pela população. O objetivo de revegetar a mata ciliar redundará não somente em água de boa qualidade, mas também poderá assegurar os serviços ecossistêmicos providos pela mata. Não obstante as limitações já sobejamente apontadas no processo de valoração dos serviços ecossistêmicos, e conscientes das dificuldades impostas por uma valoração total e integrada dos serviços providos pelas matas, pode-se apontar tal resultado como indicativo do valor detido pelos serviços ecossistêmicos providos pela mata e coadjuvante no processo de tomada de decisão, juntamente com outros aspectos relevantes.

Cenário 2: Recuperação de APP's

O Cenário 2 tem como característica a recuperação das APP's - Áreas de Proteção Ambiental, que são áreas (naturais ou recuperadas), as quais devem ser mantidas intactas

com vistas a proteger os serviços ecossistêmicos. A vegetação deve ser mantida ou recuperada, tendo em vista o fornecimento de serviços ecossistêmicos ligados à biodiversidade, à proteção do solo e da água, à ciclagem de nutrientes, dentre outros. Assim, há intenção de intervir nas Áreas de Proteção Ambiental (APP's), ou seja, será revegetada a mata ciliar- 30 metros a partir da borda de ambas as margens dos rios, nascentes de rios e bordas de lagos e lagoas. Neste Cenário, então, para análise dos resultados do uso, mata ciliar, juntamente com nascentes de rios e bordas de lagos e lagoas passam a ser chamadas de APP's.

Para atender à proposta para o Cenário 2, foi necessário, então, realocar determinadas áreas. Para determinar as Áreas das APP's foi utilizado o SIG com um buffer de 30 m para cada margem e nascentes além de bordas de lagos e lagoas e identificando as atividades presentes nestas áreas. Assim, para acomodar as áreas de APP's, houve uma diminuição em relação ao Cenário 1 de 24,5% na área de cana-de-açúcar queimada, 3,8% da área da cana-de-açúcar mecanizada e 53% na área ocupada pela pastagem. Verificou-se, então, que esses usos estavam em conflito com áreas destinadas por lei para APP's. Em contrapartida, houve um aumento na ordem de 52% na área ocupada por APP's. A distribuição dos usos das terras, considerando o Cenário 2, pode ser ilustrada na tabela 54.

Tabela 54 - Uso das terras no município de Araras

USO DAS TERRAS	ÁREA(ha)
Cana-de-açúcar mecanizada	24.504,22
Cana-de-açúcar queimada	6.868,97
Cafeicultura	328,55
Citricultura	11.938,67
Cultura anual (soja + milho)	1.687,64
Floresta secundária	3.011,99
APP's	11.476,45
Pastagem	628,59
TOTAL	60.444,99

Fonte: Dados gerados pela pesquisa

A figura.51.mostra o mapa de drenagem do município de Araras com o “buffer” de 30 metros para definição das áreas de APP's (matas ciliares, nascentes e bordas de lagos e lagoas) e, a figura .52.ilustra com detalhe o “buffer”.

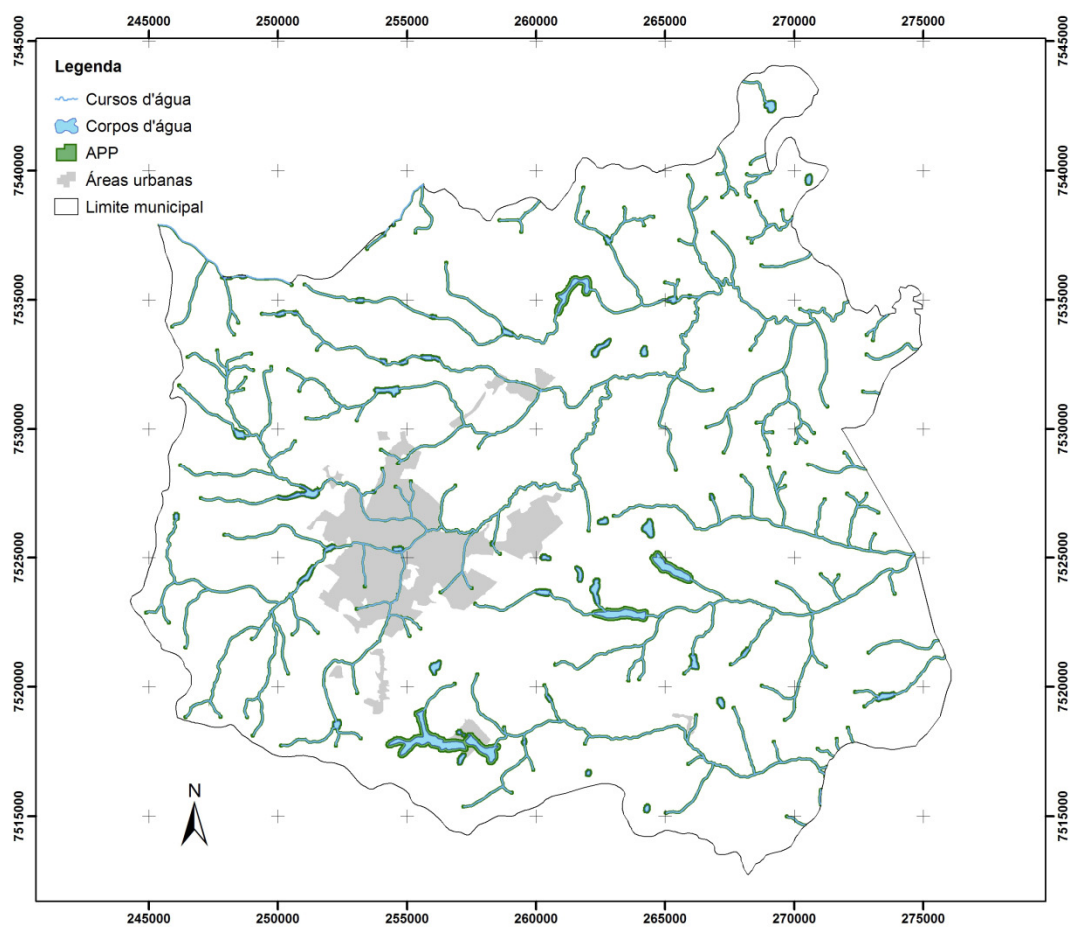


Figura.51 -.Mapa de drenagem do município de Araras com o “buffer” em matas ciliares, nascentes e bordas de lagos e lagoas.

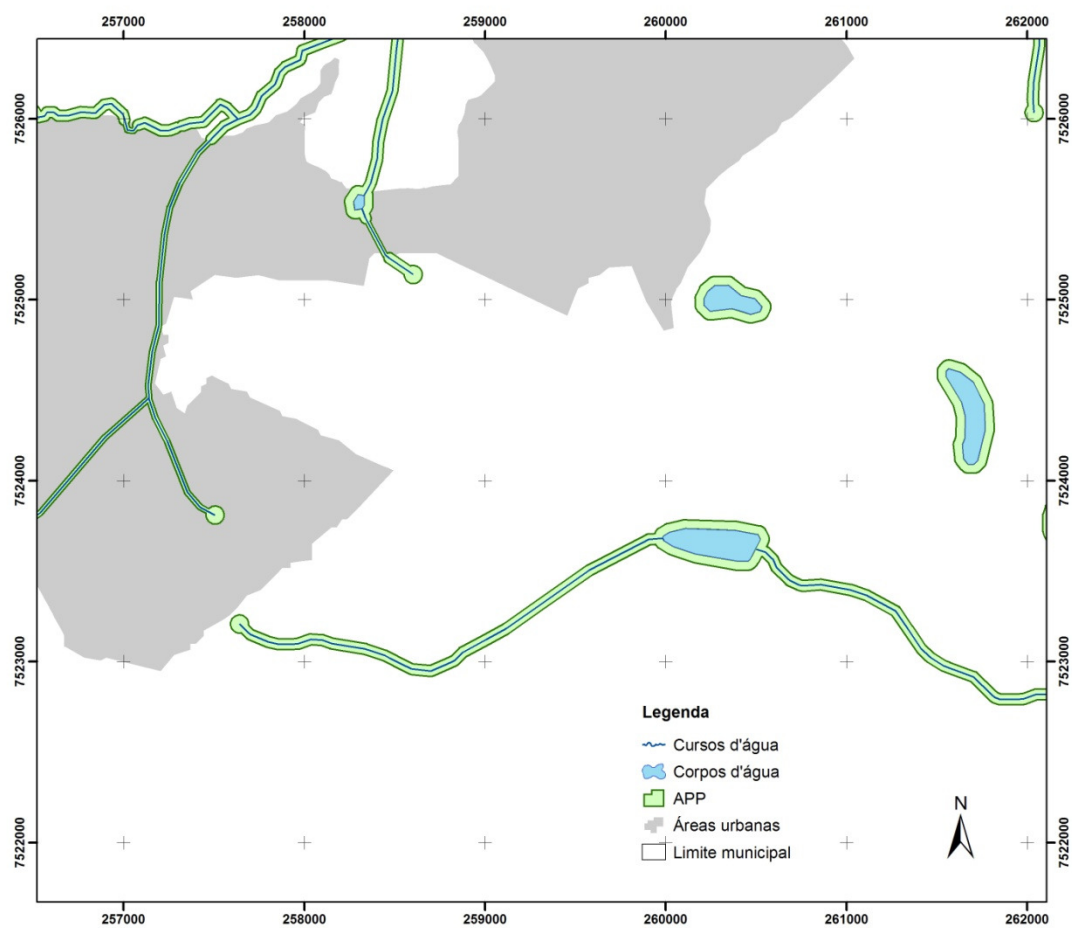


Figura.52 -.Parte do mapa de drenagem do município de araras com destaque para o “buffer” para estimar as áreas de APP’s.

Fonte: Mapa gerado pela pesquisa.

A elaboração do ISAcen 2 seguiu o mesmo procedimento metodológico adotado para o Cenário 1. A tabela 55 mostra as áreas propostas para o Cenário 2, bem como a elaboração do ISAcenário 2.

Tabela 55 - ISA atividade e ISAcenário2

ATIVIDADE	ISA ATIVIDADE	ÁREA (ha)	ISACENÁRIO 2
Cana-de-açúcar mecanizada	65	24.504,22	26,35077
Cana-de-açúcar queimada	41,8	6.868,97	4,750146
Cafeicultura	68	328,55	0,369615
Citricultura	40	11.938,67	7,900507
Cultura anual (soja + milho)	40	1.687,64	1,116809
Floresta secundária	70	3.011,99	3,488114
Mata ciliar	70	11.476,45	13,2906
Pastagem	50	628,59	0,519968
TOTAL		60.444,99	57,78653

Fonte: Dados gerados pela pesquisa

Como era de se esperar, o resultado do ISAcenário2, na magnitude de 57,78, mostra uma melhoria nas condições de sustentabilidade ambiental quando comparado com o Cenário 1. Essa melhoria deve-se ao aumento nas Áreas de Preservação Permanente, ou seja, recomposição da mata ciliar exigida por lei, considerando a faixa de trinta metros a partir das margens dos rios, incluindo também as nascentes e as bordas de lagos e lagoas.

Este melhor desempenho ambiental está relacionado com o aumento da área da mata ciliar- Área de Preservação Ambiental que passou de 7.569,60 ha para 11.476,45 ha. Observa-se, portanto, que o *trade off* entre as atividades de cana-de-açúcar mecanizada, cana-de-açúcar queimada e pastagem, por matas ciliares foi vantajoso para a sustentabilidade, mesmo assim, um aumento de aproximadamente 52 % nas matas ciliares provocou apenas uma pequena alteração positiva no Índice de Sustentabilidade Ambiental da ordem de 2,4 %. Os resultados econômicos para os serviços ecossistêmicos produzidos pelo Cenário 2 são ilustrados na tabela 56

Tabela 56 - Valoração econômica para o Cenário 2

USOS DAS TERRAS	VALORAÇÃO SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS (R\$) – CENÁRIO 2							
	Escoamento	Erosão solo	Controle biológico	Retenção solo	Retenção raiz	Retenção fitomassa	Provisão	DAP
Cana-de açúcar crua	63.570.823,00	477.832,25	-	33.425.180,00	6.685.036	34.289.980,30	71.062.238,00	-
Cana-de-açúcar queimada	29.509.265,60	659.311,36	-	9.914.625,45	1.982.925	4.549.593,60	19.920.013,00	-
Citricultura	1.735.494,00	172.911,32	179.080,00	15.224.920,25	3.044.984	279.006,80	188.726.495,36	-
Cafeicultura	30.583,00	4.655,55	-	507.511,20	101.502	13.109,20	1.379.910,00	-
Cultura anual* (soja + milho)	5.522.974,00	119.788,68	-	1.685.344,81	337.069	284.738,60	3.240.268,80	-
Pastagem	2.505.412,08	5.438,65	-	7.212.404	1.442.481	5.529,80	282.865,50	-
Floresta secundária	5.066.585,00	14.788,87	-	5.472.752,70	1.094.551	2.592.419,80	14.758.751,00	-
Mata ciliar	-	-	-	-	-	-	-	2.510.296,32
Total Parcial	107.941.136,68	1.281.815,36	179.080,00	73.442.738,41	14.688.547,68	42.014.378,10	299.370.541,66	2.510.296,32

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Cenário 3 – Capacidade de Uso das terras, Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal

Este Cenário utiliza-se dos resultados sobre a Capacidade de Uso das Terras, obtidos no item 9 da tese e das leis ambientais vigentes, no que se refere à recomposição das áreas de Reserva Legal e Áreas de Preservação Permanente (APP's). Relembre-se que, para o presente estudo, Áreas de Preservação Permanente consideram somente as matas ciliares, as nascentes e as bordas de lagos e lagoas, além de áreas de Reserva Legal - área localizada no interior de uma propriedade rural, excetuada a área de Preservação Permanente-, que deve ocupar 20% da propriedade rural coberta por matas. Observe-se que para os propósitos do presente trabalho, em diversas áreas do Município, principalmente as áreas de matas ciliares, havia áreas que excediam a exigência legal e que foram tidas como parte da Reserva Legal.

De acordo com a Capacidade de Uso das Terras, as áreas ocupadas pelo Município de Araras foram classificadas e quantificadas como: áreas *sobreutilizadas* - aquelas áreas em que o uso está acima da capacidade de sustentação do solo, portanto, degradando-o, e áreas consideradas *subutilizadas*, áreas, que podem ser postas em uso mais intenso, contudo, adequando-se ao uso sustentável do recurso natural, solo, em função de sua

capacidade de uso. Assim, as áreas *sobreutilizadas* (áreas ocupadas por café, cana-de-açúcar mecanizada, cana-de-açúcar queimada, cultura anual e pastagens, serão substituídas por áreas de florestas secundárias) e as áreas consideradas *subutilizadas* (café, citricultura e pastagens) serão substituídas por áreas destinadas à produção de cana-de-açúcar mecanizada. A tabela 57 ilustra as áreas de conflito no município de Araras.

Tabela 57 - Áreas de conflito no município de Araras

ÁREAS DE CONFLITO	ÁREA (ha)	%
Adequada	46.042,66	71,56
Sobreutilizada	2.282,72	3,55
Subutilizada	12.142,62	18,87
TOTAL	-	100,00

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

A partir do critério de Capacidade de Uso, verificou-se que cerca de 22,5% das terras agrícolas do Município de Araras, não estão adequadas ao uso sustentável do recurso, ou porque estão sendo utilizadas de forma ineficiente, podem ser utilizadas para um fornecimento maior de um fluxo de serviços ambientais, ou porque estão sendo super exploradas, o que pode levar à degradação do recurso. A tabela 58 mostra as áreas propostas para o Cenário 3 bem como a elaboração do ISAcenário 3.

Tabela 58 - ISA atividade e ISAcenário2

CENÁRIO 3	Área (ha)	ISA ATIVIDADE	ISACEN3
Cana-de-açúcar mecanizada	35.891,91	65	38,5966
Cana-de-açúcar queimada	5.079,50	41,8	3,5127
Cultura anual (soja + milho)	863,24	40	0,5713
Floresta secundária	5.294,71	70	6,1317
APP's	11.476,45	70	13,2906
Pastagem	981,46	50	0,8119
Reserva legal	857,88	70	0,99349
TOTAL	60.444,99		63,90812

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Este Cenário, também como esperado, apresentou o maior grau de sustentabilidade, ISAcen igual 63,90, dentre todos os Cenários analisados, isto porque,

além de manter as áreas de APP's, foram aumentadas as áreas de floresta e de utilização de áreas com cana-de-açúcar mecanizada, com índices de sustentabilidade maiores que a maior parte das culturas substituídas. Há ainda que se observar a implantação de, aproximadamente, 858 ha destinados à recomposição de Reserva Legal. Para a avaliação econômica, esse Cenário 3 apresentou os seguintes resultados mostrados na tabela 59.

Tabela 59 - Valores econômicos para o cenário 3

Uso das terras	VALORAÇÃO SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS (R\$) – CENÁRIO 3						
	Escoamento água	Erosão do solo	Retenção CO ₂ solo	Retenção CO ₂ raíz	Retenção CO ₂ fitomassa	Serviço de Provisão	DAP
Cana-de-açúcar crua	93.103.614,54	699.892,24	55.237.649,50	11.047.530	50.225.344,25	104.086.539,00	-
Cana-de-açúcar queimada	21.682.251,00	487.632,00	7.021.138,90	1.404.228	1.047.528,30	14.730.550,00	-
Cultura anual* (soja + milho)	2.824.521,00	61.203,70	861.081,90	172.216	145.645,85	1.657.420,80	-
Floresta secundária	8.905.702,22	25.944,07	9.597.191,40	1.919.438	4.557.156,90	25.944.079,00	-
Pastagem	3.915.043,94	8.607,40	1.306.889,57	261.378	86.711,90	441.657,00	-
Reserva legal	1.442.954,16	14.781,30	1.554.993,30	310.999	738.377,30	4.203.612,00	-
Mata ciliar	-	-	-	-	-	-	2.510.296,32
Sub-total	131.874.086,86	1.298.060,71	75.578.944,57	15.115.788,91	56.800.764,50	151.063.857,80	2.510.296,32

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

As análises a seguir levam em consideração os resultados obtidos nos três cenários. Permanecendo dentro da expectativa, em relação ao Índice de Sustentabilidade dos Cenários, verifica-se um melhor desempenho dos Cenários 2 e 3 em relação ao Cenário 1. Em resumo, com base no apresentado, pode-se inferir que, considerando a implantação de APP's (Cenário 2) e APP's, implantação de Reserva Legal e as terras sendo utilizadas dentro de sua capacidade de uso, a sustentabilidade ambiental do município de Araras apresenta uma clara tendência a elevar o grau de sustentabilidade do espaço rural. A figura 53 mostra o valor dos ISAcen's e verifica-se um melhoramento gradual nos valores absolutos quando se passa do cenário 1 para o 2 e 3.

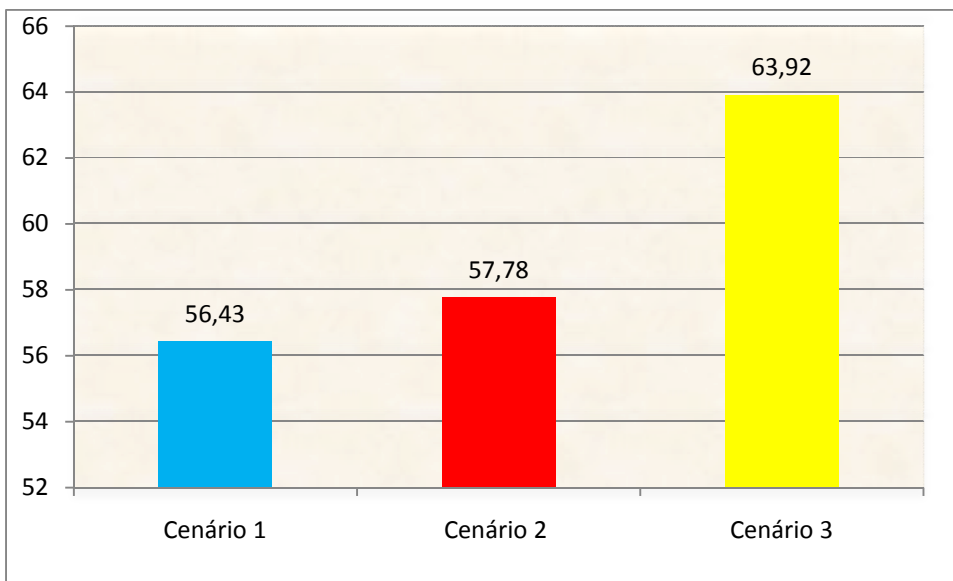


Figura 53 - Evolução dos Cenários 1,2 e 3 respectivamente
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

A seguir os valores econômicos dos serviços ecossistêmicos serão analisados individualmente para cada um dos três Cenários.

Serviço Ecossistêmico de Escoamento Superficial de Água

É preciso esclarecer, inicialmente, que, quanto menor o valor relativo aos custos de reposição deste serviço ecossistêmico, melhor em termos de sustentabilidade, uma vez que indica que está ocorrendo menos perda da água pelo escoamento superficial, consequentemente, maior infiltração e preservação dos serviços correspondentes. Desta forma, quanto mais água é retida no solo, maior a disponibilidade e menor a necessidade de procedimentos antrópicos para a substituição deste recurso no local. Conforme se observa na figura 54, o escoamento superficial, ocorrido no Cenário 1, representando a situação atual, gerou um custo econômico para a reposição dos serviços ecossistêmicos de aproximadamente R\$121 milhões de reais.

Dado o menor índice de escoamento superficial, consequente maior retenção de água e maior conservação dos serviços ecossistêmicos, o custo de reposição gerou o

valor econômico de aproximadamente R\$ 108 milhões de reais, menor, como era de se esperar, que o do Cenário anterior. Esta redução (R\$ 13 milhões) se deve à substituição de áreas de cana queimada e pastagem por APP, a qual possibilita melhor condição física do solo e, conseqüentemente, menor escoamento superficial.

O Cenário 3 gerou o valor econômico de aproximadamente 131 milhões de reais. O aumento da área de cana crua ocasionou o aumento do escoamento superficial na área de estudo, elevando assim o valor do custo de reposição.

O maior valor do escoamento superficial no Cenário 3 é atribuído à substituição, principalmente, das áreas ocupadas pela cultura de citrus, com valor de escoamento igual a 10mm/ano, por áreas a serem ocupadas por cana-de-açúcar crua com valores de escoamento de 166mm/ano. Cabe aqui uma pequena consideração sobre as dificuldades de operacionalização do conceito de sustentabilidade e da mensuração dos graus atribuídos a este conceito neste trabalho. Embora em termos de preservação do recurso natural água, a cultura de citrus promova uma maior infiltração, preservando os serviços ecossistêmicos associados, o uso intensivo de inseticidas (25 litros/ha/ano) causa impactos no ambiente natural, que apontam no sentido contrario à sustentabilidade ambiental, então, resulta nos valores obtidos para o ISA da atividade, reportados no item 10.da tese.

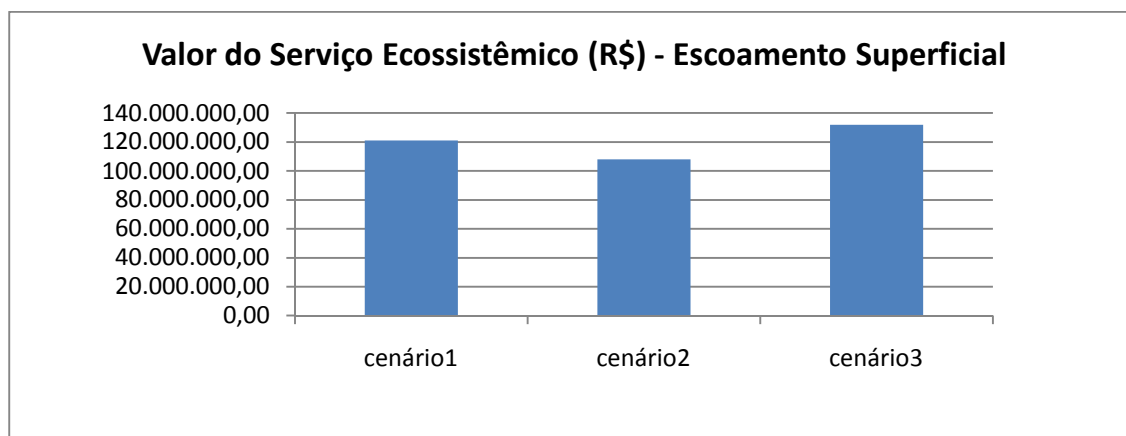


Figura 54 - Valores econômicos para o serviço ecossistêmico – escoamento superficial de água.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Serviço Ecossistêmico da Erosão do Solo

Observa-se na figura 55 que o Cenário 1 foi o que gerou maior valor econômico para a reposição de nutrientes. Os Cenários 2 e 3, praticamente, são similares em valores, pois ao comparar com o Cenário 1, respectivamente, obtêm-se uma redução de 13,9% e 12,8%.

É interessante notar que, no Cenário 3, o valor de reposição de nutrientes foi maior que no Cenário 2, devido ao fato de áreas ocupadas pela citricultura e pela cafeicultura terem sido substituídas pela cultura da cana-de-açúcar crua. Novamente, ao se adequar a escala de utilização, buscando uma utilização mais sustentável e eficiente no uso do recurso solo, apoiado nos resultados obtidos no item sobre a Capacidade de Uso das terras, embora não tão expressiva, tanto em termos físicos quanto em termos econômicos, os valores correspondentes aos custos de recuperação apresentaram-se levemente superiores que aqueles verificados no Cenário anterior. A figura 55 mostra a evolução econômica deste cenário.

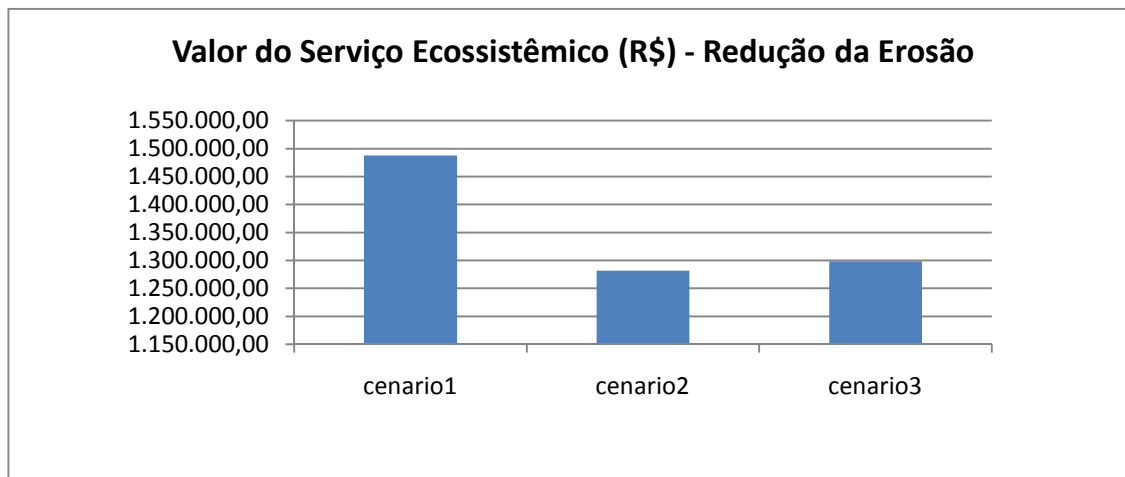


Figura 55 - Evolução econômica para o serviço ecossistêmico solo (erosão do solo).
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Serviço Ecossistêmico - Retenção de CO₂ pelo solo, raízes e fitomassa.

Para os propósitos da obtenção de valores econômicos dos serviços ecossistêmicos de retenção de CO₂ para os diversos compartimentos analisados, foram considerados como provedores deste serviço, portanto, quanto mais preservado maiores serão os valores correspondentes a este serviço. Diante de tais considerações, a análise dos valores do serviço ecossistêmico de retenção de CO₂ pelo solo para os Cenários 1,2,3 mostram, segundo a figura 56, que o Cenário 1 apresenta o maior valor econômico seguido do Cenários 3 e 2.

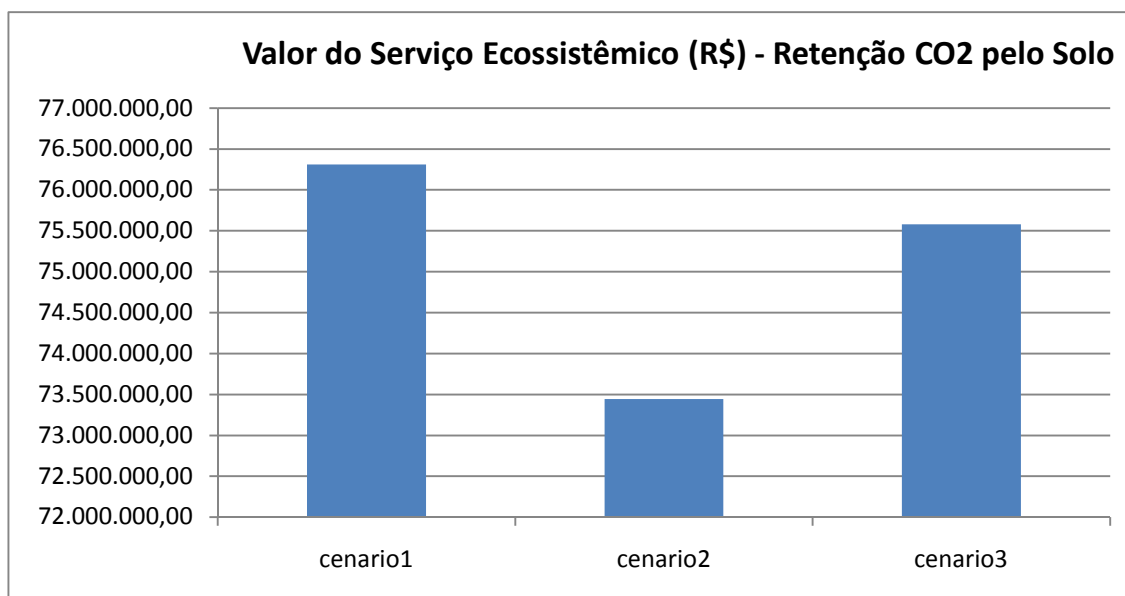


Figura 56 - Valor econômico do serviço ecossistêmico da retenção de CO₂ pelo solo.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Serviço Ecossistêmico de Retenção de CO₂ pelas Raízes

A retenção de CO₂ pelas raízes representa 20% do serviço ecossistêmico de retenção de CO₂ pelo solo, conforme pode se observar na figura 57.

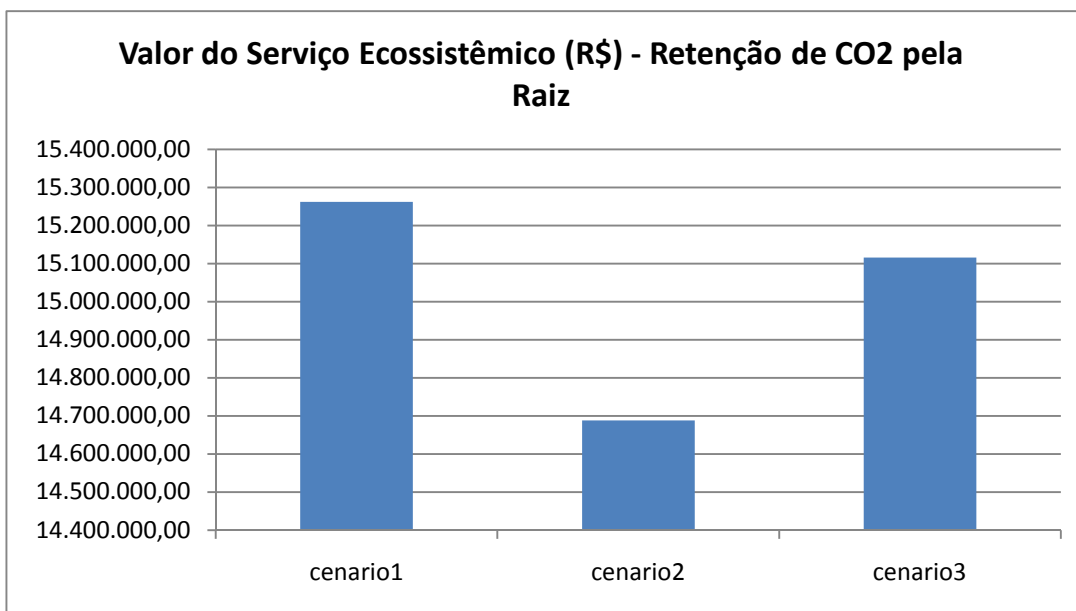


Figura 57 - Valores econômicos para o serviço ecossistêmico da retenção de CO₂ pelas raízes.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Retenção de CO₂ pela Fitomassa

O aumento gradativo desse serviço ecossistêmico do Cenário 1 para os Cenários 2 e 3 foi devido à introdução de usos das terras (ampliação das APP's) no Cenário 2 e um grande aumento na área de cana-de-açúcar no Cenário 3, o que proporcionou uma maior quantidade de massa verde e, consequentemente, uma maior retenção de CO₂ pelas plantas, via processo de fotossíntese. A figura 58 mostra o valor econômico para os diversos Cenários.

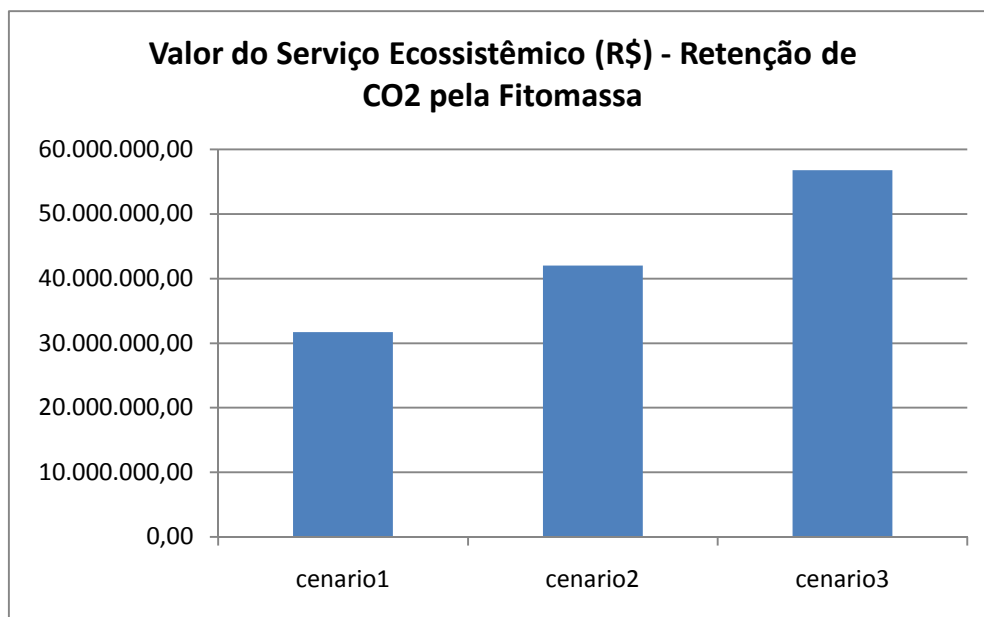


Figura 58 - Valor econômico para retenção de CO₂ para as raízes.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

Serviço Ecosystemático de Provisão

Os Cenários 1 e 2 geraram os maiores valores econômicos de provisão. O valor econômico de provisão do Cenário 2 foi 3% menor que o Cenário 1, destacando que no Cenário 2 houve aumento de área de APP, cujo valor de mercado dos produtos das áreas substituídas impõe um alto custo de oportunidade para que este *trade off* possa ser concretizado. Embora este estudo não tenha por objetivos explorar em detalhes as políticas e as proposições adequadas ao presente caso, não se pode furtar a algumas reflexões. Em vista do exposto, este simples fato permite fazer a seguinte constatação: no presente caso, os instrumentos de comando e de controle podem se tornar ineficientes, requerendo, portanto, medidas adicionais que possam efetivamente considerar o pagamento pelos serviços ambientais. Se a medida propõe a compensação pelas perdas de renda efetivamente verificadas, o indicador monetário mais preciso é o custo de oportunidade das mudanças necessárias à provisão dos serviços ambientais. A forma viabilizar este procedimento implica em verificar experiências nacionais e internacionais e pesquisar com tal objetivo a realidade local.

O valor econômico de provisão do Cenário 3 foi o menor de todos os cenários, simplesmente pelo fato de que as áreas ocupadas pela citricultura foram substituídas por cana-de-açúcar mecanizada, que não apresenta, por unidade de área, o mesmo valor econômico, consequentemente reduzindo o valor de provisão para este Cenário. A figura 59 mostra a evolução dos valores econômicos para o serviço ecossistêmico de provisão.

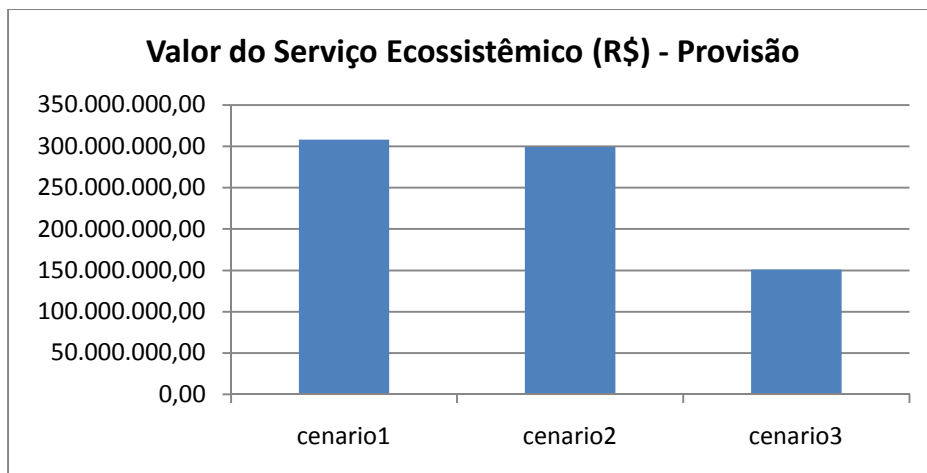


Figura 59 - Valores econômicos para o serviço ecossistêmico de provisão.
Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

16 CONCLUSÃO

O município de Araras pode ter a ocupação do seu espaço agrícola alterada de forma a alcançar a sustentabilidade de um dos mais importantes recursos naturais, o solo.

A capacidade de uso das terras é importante para delinear a escala ecologicamente adequada dos usos das terras, porém, não suficiente para determinar a escala sustentável, para se chegar a esta dimensão tornou-se necessário incorporar outras variáveis que reflitam as práticas culturais e o nível tecnológico adotado. A incorporação destas variáveis, neste trabalho, se deu por meio do índice de sustentabilidade ambiental. Assim, o conceito de escala sustentável do uso de recursos naturais pode se tornar operacional ao se utilizar a metodologia denominada de Capacidade de Uso Sustentável do Solo associada a Índices de Sustentabilidade Ambiental e às restrições legais relativas às áreas de APP e de matas ciliares.

A metodologia de análise multicritério mostrou-se importante ferramenta quando estão presentes conflitos de interesses, como nas decisões sobre os temas que envolvem o meio ambiente, notadamente aquela denominada de Análise Multicritério de Apoio à Decisão Construtivista, em que os atores participam diretamente na formulação e solução dos problemas, de forma consciente de modo a fazer *trade offs* entre os divergentes interesses dos grupos envolvidos. No presente estudo, a Análise Multicritério de Apoio à Decisão mostrou-se um instrumental útil na definição do Índice de Sustentabilidade Ambiental.

De uma forma geral, pode-se afirmar que existe uma relação positiva entre os índices de sustentabilidade ambiental e a oferta de serviços ecossistêmicos, assim, medidas que venham resultar em índices de sustentabilidade mais elevados também irão proporcionar uma maior disponibilidade de serviços ecossistêmicos, o que nos autoriza a afirmar que haverá como consequência uma melhoria no bem estar da população.

Ao longo da execução deste trabalho, apoiado que foi na visão pré-analítica da economia ecológica, foram realizados esforços com vistas a integrar os valores econômicos e ecológicos obtidos. Contudo, há que se ressaltar, que dado o caráter pioneiro deste estudo pode-se perceber a necessidade de pesquisas adicionais, necessárias ao desenvolvimento

analítico-conceitual e metodológico que possa orientar de forma mais adequada o alcance dos objetivos de sustentabilidade ambiental, social e econômica.

O arcabouço teórico desenvolvido neste trabalho deve ser aprimorado com vista a incorporar outras variáveis ambientais e a incluir outras dimensões da análise como a social, econômica e a institucional. Não se tem dúvidas de que ainda resta uma longa trajetória a ser percorrida, as críticas aos sistemas tradicionais de valoração por si só não bastam, pois devem servir de orientação para novas construções teóricas, aplicações e metodologias mais abrangentes. Os caminhos abertos pela modelagem, a aplicação de métodos multicritérios, a integração de valores, e a construção de indicadores apoiados nas construções teóricas da economia ecológica devem ser perseguidos pelos economistas ecológicos para que sua real contribuição obtenha espaços na definição das políticas públicas.

A utilização deste esquema interpretativo para o município de Araras e sua área agrícola permitiu operacionalizar alguns conceitos fundamentais e relevantes para a economia ecológica, obviamente que, por seu caráter pioneiro, apresenta limites, mas também aponta no sentido da necessidade de que mais trabalhos empíricos devam ser desenvolvidos para que avanços conceituais, metodológicos e práticos embasados no corpo teórico da economia ecológica possam ser realizados de forma a contribuir efetivamente para o avanço da ciência e para a sustentabilidade no uso dos recursos naturais

Portanto, conclui-se que a adoção da visão pré-analítica da economia ecológica é determinante para os avanços necessários. Assim, a consolidação de modelos mais abrangentes de valoração deve considerar as alternativas aqui discutidas de se levar em conta os aspectos relativos a escala sustentável, um processo de valoração monetária mais consciente de suas limitações e potencialidades e as possibilidades de uma distribuição dos recursos mais justa tanto entre a geração presente quanto entre esta e a geração futura. Espera-se que este estudo tenha pontuado de forma clara as potencialidades da economia ecológica possibilitando identificar as lacunas onde há necessidades de estudos de maior profundidade teórica e conceitual e de aplicações práticas, tão necessárias ao processo de intervenção na realidade.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, Luciana, Togeiro. **Política Ambiental: uma análise econômica**. São Paulo: UNESP, 192 p. 1998.

AMAZONAS, M. de C. Desenvolvimento sustentável e a economia ecológica. In: NOBRE, M.; AMAZONAS, M. de C. **Desenvolvimento sustentável**: a institucionalização de um conceito. Brasília: Edições Ibama, 2002.

AMAZONAS, M. de C. O Pluralismo da economia ecológica e a economia política do crescimento e da sustentabilidade. **Boletim da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica**. 2009.

ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. **Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano**. Texto para Discussão. IE/UNICAMP n. 155, fev. 2009.

ANGELOCCI, L. R.; PEREIRA, A. R.; SENPELHAS, P. L. **Agrometeorologia**: fundamentos e aplicações práticas. Guaíba: Agropecuária, 2002.

ARROW, K. J.; FISCHER, A. C. Environmental, preservation, uncertainty and irreversibility. *Quarterly Journal of Economics*, v. 88, p.312-319, 1974.

ARROW, K.; SOLOW, R.; PORTNEY, P. R.; LEAMER, E.E.; RADNER, R.; SCHUMAN, H. **Report of the NOAA Panel on contingent valuation**, january, 11, 1993. Disponível em: <citessrx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi= 10.1.1.129.2114>.

BAKKES, J. A.; VAN DER BORN, G. J.; HELDER, J. C.; SWART, R. J.; HOPE, C.W.; PARKER, J. D. E. **An overview of environmental indicators**: state of the art and perspectives. Nairobi: United Nations Environment Programme (UNEP)/Dutch National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), 1994.

BANA e COSTA, C.A., VANSNICK, J.C. **Uma nova abordagem ao problema da construção de uma função de valor cardinal**: MACBETH. *Investigação Operacional*, v.15, pp.15-35, Jun., 1995.

BANA E COSTA, C.A; STEWART, T. J.; VANSNICK, J.C. Multicriteria decision analysis: some thoughts based on the tutorial and discussion sessions of the ESIGMA meetings. In: **Euro Conference**, 14, 1995, Jerusalem. *Anais...* Jerusalem, p. 261-272, 1995.

BAUMOL, W.T.; OATES, W.E. **The theory of environmental policy: externalities, public outlays and the quality of life.** Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice, Hall, 1975.

BARROS, A .J.P.de. **Um guia para inicialização científica.** São Paulo: Macgraw-Hill, 1986.

BELLINAZZI JUNIOR, R., BERTONI, D., LOMBARDI NETO, F. A ocorrência de erosão rural no Estado de São Paulo. In: **Simpósio sobre o controle da erosão.**, 2ª edição, São Paulo. Anais. São Paulo:ABGE, 1981. p.117-137.

BELLUZZO, W.J. **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, p. 113 – 136, 1999.

BERTONI, J., LOMBARDI NETO, F., **Conservação do solo.** São Paulo: Ícone. 355p. 1990.

BOSSEL, H.,. Assessing viability and sustainability: a systems-based approach for deriving comprehensive indicators sets. **Conservation Ecology**, v. 5, n. 12, 2001 [on line]. Disponível em: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol5/iss2/art12/>>. Acesso em: 17 maio 2009.

BRASIL. **Lei n. 4.771, de 15 de setembro de 1965** – Institui o Novo Código (com alterações introduzidas pela Lei n. 7.803, de 18 de julho de 1989 que altera a redação da Lei n. 4.771 de 15 de setembro de 1965, e revoga as Leis n.s 6.535, de 15 de junho de 1978 e 7.511, de 7 de julho de 1986). Diário Oficial da União, Brasília, DF (1965). Disponível em: <http://legislação.planalto.gov.br/legislação.nsf>.

BRITEZ. R.M de; BORGIO, M.; TIEPOLO, G.; FERRETTI, A.; CALMON, M.; HIGA, R. **Estoque e incremento de carbono em florestas e povoamentos de espécies arbóreas com ênfase na floresta atlântica do sul do Brasil.** Colombo: Embrapa Florestas, 2006. 165p.

BROMLEY, D. W. The ideology of efficiency: Searching for a theory of policy Analysis. **Journal of Environmental Economics and Management** 19:86-107, 1990.

BRUGNARO, C. **Valor atribuído pela população às matas ciliares da Bacia do Rio Corumbataí, SP.** 2000. Tese (Doutorado em Economia Aplicada)–Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2000. 146 p.

CAETANO, M.; SANTOS, T.; GONÇALVES L. **Cartografia de Ocupação do solo com imagens de Satélite: estado da arte.** Disponível em: <<http://www.igeo.pt/gdr/pdf/Caetano2002a.pdf>> Acesso em: mar. 2008.

CAMPOS, E.M.G. **Avaliação econômica da erosão e conservação do solo agrícola: Metodologia e aplicação no município de Lagoa Dourada.** Tese de DOUTORADO. UFRJ/COPPE, 2000.

COASE, R.H.,. The problem of social cost. **Journal of Law and Economics** 3, 1–44. 1960.

COMUNE, A. E. Meio ambiente, economia e economistas: uma breve discussão. In: MAY, P. H.; SEROA da MOTTA, R. **Valorando a natureza: análise econômica para o desenvolvimento sustentável.** Rio de Janeiro: Campus, 1995. cap. 3 e 4.

COMUNE, A. E. Meio ambiente, economia e economistas: uma breve discussão. In: MAY, P. H.; SEROA DA MOTTA, R. (orgs.). **Valorando a natureza: análise econômica para o desenvolvimento sustentável.** Rio de Janeiro: Campus, p. 45-59. 1994.

COSTA N. P. L. de O. **Estatística.** 2 ed. São Paulo: Edgard Blucher, 2002.

COSTANZA, R. **Visions, values, valuation, and the need for an ecological.** [s.n.t.], 2001.

COSTANZA, R. Economia ecológica: uma agenda de pesquisa. IN: MAY, P.H., MOTTA, R.S. (orgs.). **Valorando a natureza: a análise econômica para o desenvolvimento sustentável.** Rio de Janeiro: Campus, 1994.

COSTANZA, R., ANDRADE, F., ANTUNES, P., VAN DEN BELT, M., BOERSMA, D., BOESCH, D.F., CATARINO, F., HANNA, S., LIMBURG, K., Low, B., MOLITOR, M., PEREIRA, J.G., RAYNER, S., SANTOS, R., Wilson, J., YOUNG, M. Principles for sustainable governance of the oceans. **Science** 281, 198-199. 1998.

COSTANZA, R., DALY, H. E. Natural Capital and Sustainable Development. **Conservation Biology**, v. 6, p. 37-46, 1992.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R. S.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; ASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, n. 387, p. 253-260, 1997.

CUMMINGS, R.G.; BROOKSHIRE, D.S. ; SCHULZE, W.D. **Valuing environmental goods: a state of the arts assessment of the contingent valuation method.** Totowa, N.J.: R & A, 1986, 220p.

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

DALY, H. E. Allocation, distribution, and scale: towards an economics that is efficient, just, and sustainable. **Ecological Economics**, v. 6, p. 185-193, 1992.

DALY, H. E. Ecological economics: The concept of scale and its relation to allocation, distribution, and uneconomic growth. **Discussion Paper**, School of Public Affairs, University of Maryland, 1993.

DALY, H. E. Políticas para o Desenvolvimento Sustentável. In: CAVALCANTI, C. (Org.). **Meio Ambiente, Desenvolvimento Sustentável e Políticas Públicas**. São Paulo: Corte, 1997. p. 179-192.

DALY, H. E. Beyond Growth. The Economics of Sustainable Development. Boston: Beacon Press. Economics BioScience 51, 459-468. **Economia Ecológica**, n. 20, jan./abr. 2009.

DALY, H. E.; COBB JR., J. B. **For the common good**: redirecting the economy toward community, the environment, and a sustainable future. Boston: Beacon Press, 1989.

DALY, H. E.; FARLEY, J. **Ecological economics**: principles and application. Washington: Island Press, 2004. 530p.

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

DEAN, W. **A ferro e fogo - a história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484 p.

EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2ª edição. Rio de Janeiro. 2006. 306 p.

EMPRESA DE PESQUISAS AGROPECUÁRIA DE MINAS GERAIS. **Informe agropecuário** – V.24. N. 220, 2003.

ENSSLIN, L.; MONTIBELLER NETO, G.; NORONHA, S.M. **Apoio à decisão: metodologias para estruturação de problemas e avaliação multicritério de alternativas**. Ed. Insular, Florianópolis, SC. 2001.84p.

FALCONI, F.; BURBANO, R. Instrumentos econômicos para la gestión ambiental: decisiones monocriteriales versus decisiones multicriteriales. 2007. In: ULATE, R.; CISNEROS, J. 2007. **Valoración económica ecológica y ambiental. Análisis de casos em Iberoamérica**. 1ª Ed. Heredia, EUNA. p.79-100.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2002. www.sosmatatlantica.org.br/ acessado em 12/10/2009.

GEORGESCU-ROEGEN, N. **The entropy Law the economic process**. 4th printing. Cambridge, Mass.: Havard University, 1971. 380p.

GUTIÉRREZ-ESPELETA, E. E. **Designing environmental indicators for decision makers**. International Statistical Institute. 1998. Disponível em: <<http://isi.cbs.nl/iamamember/CD5-Mexico1998/inviter/DIN7SP2.HTM>>. Acesso em: 14 maio 2009.

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.

HERRERO, L.M.J. **Desarrollo sostenible y economía ecológica. Integración medio ambiente – desarrollo y economia-ecologia**. Editorial Sintesis. 1977. 96p.

IGARASHI, D. C. C.; PALADINI, E. P.; ENSSLIN, S. R. **A metodologia multicritério de apoio a decisão construtivista como subsidio para o gerenciamento interno: estudo de caso no PPGC/UFSC**. Organizações & Sociedade, vol. 14, n. 42, jul./set. 2007.

INSTITUTO RÃ-BUGIO PARA CONSERVAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. **Mata Atlântica**. 2006. Disponível em: <http://www.ra-bugio.org.br/mataatlantica_05.php>. Acesso em: fev. 2008.

IPCC. **Emission Scenários**. Special Reporto f the Intergovernmental Panel on Climate Change. N. Nakicenovic e Swart (eds). Cambridge University Press. Cambridge, England.

KEENEY, R.L. and RAIFFA, H. **Decisions with Multiple Objectives: Preferences and Value Trade-offs**. Wiley, New York. Reprinted, Cambridge University Press, 1976, 256p.

KEENEY, R.L. **Value-Focused Thinking: A Path to Creative Decision making**. Harvard University Press, 1992.196p.

KUTNER, A. S.; CONTE, A. E.; NITTA, T. Análise Geológica e Caracterização dos Solos para avaliação do coeficiente de escoamento superficial na bacia do Alto Tietê. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 14, Aracajú-SE, 25-29 nov. 2001. ABRH, 10.pdf. 1CD ROM.

LANDRY, M. A. **Note on the Concept of 'Problem**. Organization Studies, v. 16, n. 2, p.315, 1995.

LEPSCH, I. F.; BELLINAZZI JR. R.; BERTOLINI, D.; ESPÍNDOLA, C.R. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. 4ª aproximação. Campinas: SBCS, 1991, 175p

OLIVEIRA, J.B. de; MENK, J.R.F.; BARBIERI, J.L. ; ROTTA, C.L.; TREMOCOLDI, W. Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo: Quadrícula de Araras. Governo do Estado de São Paulo, convênio Embrapa, **Boletim técnico Instituto Agrônômico** nº 71. Campinas São Paulo.1982. 180 p.

LOBÃO, S. B.; ROCHA, W. J. S. F.; SILVA, A. B. **Aplicação dos Índices KAPPA e PABAK na validação da classificação automática de imagem de satélite em Feira de Santana-BA** Disponível em: <http://marte.dpi.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.21.14.18/doc/1207.pdf>. Acesso em: fev. 2008.

LOMBARDI NETO, F.; BELLINAZZI JÚNIOR, R.; GALETI, P. A.; BERTOLINI, D.; LEPSCH, I. F.; OLIVEIRA, J. B. Nova abordagem para cálculo de espaçamento entre terraços. In: **Simpósio sobre terraceamento agrícola**, Campinas, 1989. Fundação Cargill. p. 99-124.

MAGINI, C.; CHAGAS, R. L. **Microzoneamento e Diagnóstico Físico-Químico do Ribeirão das Araras, Araras – SP.** Disponível em: <cmagini@csv.unesp.br>. Acesso em: fev. 2008.

MAIA, A.G.; ROMEIRO, A.R.; REYDON, B. P. **Valoração de recursos ambientais – metodologias e recomendações.** Texto para Discussão, Instituto de Economia/UNICAMP, nº 116, março. 2004.

MARGULIS, S. Economia do meio ambiente: In: MARGULIS, S. , Ed. **Meio ambiente: aspectos técnicos e econômicos.** Rio de Janeiro: IPEA, 1995. cap. 6, p. 135-155.

MARGULIS, S. **The economy of the environmental impact of the use of pesticides in Brazil.** London: Centre for Environmental Technology – Imperial College- University of London, Tese de Doutorado, 1988. 288p.

MARQUES, J. F. **Efeitos da degradação do solo na geração de energia elétrica: uma abordagem da economia ambiental.** Tese de Doutorado/USP.São Paulo. 1995. 257 p.

MARQUES, J.F.; SKORUPA, L.A.; FERRAZ, J.M.G. **Indicadores de sustentabilidade em agroecossistema.** Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente. 2003. 281p.

MARQUES, J.F.; COMUNE, A.E. A teoria neoclássica e a valoração ambiental. In: **Economia do meio ambiente.** ROMEIRO, A.R.; REYDON, B.P.; LEONARDI, M.L.A. (orgs). Unicamp. Campinas, São Paulo, 1996. 384p.

MCCUEN, R. H. **Hydrologic Analysis and Design.** New Jersey: Prentice Hall, 1989. 867p.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA). **Ecosystem and Human Well-Being: a framework for assessment.** Washington, DC: Island Press, 2003.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA). **Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis.** Washington, DC: Island Press, 2005.

MITCHELL, R.C.; CARSON, R.T. **Using surveys to value public goods: the contingent valuation method.** Washington: resources for the future, 1990. 463p.

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

MULLER, C. C., Avaliação de duas correntes da economia ambiental: a escola neoclássica e a economia da sobrevivência. **Revista de Economia Política**, v. 18 n. 2 (70), abr./jun. 1998.

MORAES, A.S. **Pecuária e conservação do Pantanal: Análise econômica de alternativas sustentáveis – O dilema entre benefícios privados e sociais.** (Tese) Doutorado. CCSA. Economia, 2008.

NORGAARD, R. B. **Epistemology: methodological pluralism in theory and practice,** ISSE-International Society for Ecological Economics. 2003. Disponível em: www.ecologicaleconomics.org. Acesso em: Jul. 2009.

ODUM, H.T. **Environmental accounting: Emergy and environmental decision making.** New York: Wiley.1996.

OLIVEIRA, J. B.; MENK, J. R. F.; BARBIERI, J. L.; ROTTA, C. L.; TREMONCOLDI, W. **Levantamento Pedológico Semidetalhado do Estado de São Paulo:** Quadrícula de Araras. Campinas: Instituto Agrônomo, 1982. 180p.

PAIVA SOBRINHO, R. **Avaliação de cenários no contexto do aquecimento global: Estudo de caso da bacia rural do Monjolinho,** Piracicaba-SP. Dissertação de Mestrado, FEC/UNICAMP. 2007.

PEARCE D. Natural resources, growth and development : Natural resources, growth and development: Economics, Ecology and Resource Scarcity. Clement Tisdell, Praeger, New York. **Ecological Economics**, Elsevier, vol. 7(1), pages 78-79, February. 1993.

PEARCE, D.W.; TURNER, R.K. **Economics of natural resources and the environmental.** London: Harvester/Wheatsheaf, 1990.

PEREIRA, L. C. **Aptidão agrícola das terras e sensibilidade ambiental: proposta metodológica.** Tese de Doutorado/UNICAMP. São Paulo, Campinas. 2002. 122p.

- PIGOU, A. C. **The economics of welfare**. 4. Ed. London: MacMilan, 1950. 837p.
- PINDYCK, R.S.; RUBINFELD, D. L. **Microeconomia**. São Paulo: Makron Books, 2002.
- PONCE, V. M.; HAWKINS, R. H. Runoff Curve Number: Has it Reached Maturity? **Journal of Hydrologic Engineering**. v. 1, n. 1, p. 11-19, 1996.
- PRAKASH, A.; HEGGEN, R. J.; PONCE, V. M.; REPLOGLE, J. A.; RIGGS, H. C.; QUIMPO, R. G. Runoff, Streamflow, Reservoir Yield, and Water Quality. In: **ASCE, Hydrology Handbook**. 2nd ed. New York: ASCE, 1996. p. 331-435. (ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice, n. 28).
- PROJETO ECOAGRI. **III Relatório FAPESP**. Processo: 2002/06685-0 Projeto Ecoagri Diagnóstico Ambiental da Agricultura em São Paulo: Bases para um desenvolvimento rural sustentável Campinas, 15 de maio de 2006. 131p. Disponível em: <<http://ecoagri.cnptia.embrapa.br/resultados/relatorios/IIIRelatorioEcoAgri2006Completo.pdf>>. Acesso em: fev. 2008.
- QUINTAS, D. A. C.; STOLF, R.; CASAGRANDE, J. C. **Recuperação de Matas Ciliares na Microbacia do Ribeirão das Furnas no Município de Araras – SP**. Disponível em: <<http://www.jornada.ufscar.br/follow/upload/uploads/P01/P01-021.pdf>>.
- RAMALHO FILHO, A.; BEEK, K.J. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras**. 3. Ed. Ver. Rio de Janeiro: Embrapa – CNPS, 1995. 65p.
- RAMOS, P.R. **Modelo para outorga de uso da água utilizando a metodologia multicritério de apoio à decisão: estudo de caso da Bacia Hidrográfica do rio Cubatão do Sul**. UFSC, Tese Doutorado, Florianópolis. 2005.
- RANDALL, A. **Resource economics: an economic approach to natural resource and environmental policy**. 2 ed. New York: John Wiley, 1987. 434p.
- RANDALL, A. The problem of the market failure. **Natural Resource Journal**, v. 23, p. 132-148, 1983.
- RAWLS, W. J.; GOLDMAN, D.; VAN MULLEN, J. A.; WARD, T. J.; AHUJA, L. R.; AKAN, A. O.; BRAKENSIEK, D. L.; DEBARRY, P. A.; HEGGEN, R. J.; SABOL, G. V. Infiltration. In: **ASCE, Hydrology Handbook**. 2nd Ed. New York: ASCE, 1996. p. 75-124. (ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice n. 28).
- REED, M.; FRASER, E. V. G.; MORSE, S.; DOUGILL, A. Integrating methods for developing sustainability indicators to facilitate learning and action. **Ecology and Society**, v. 10, n.1, 2005 [on line]. Disponível em <<http://www.ecologyandsociety.org/articles/1296.html>>. Acesso em: 17 maio 2009.

ROMEIRO, A. R. Os fundamentos críticos da abordagem econômico-ecológica. **Boletim da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica**, n. 20, jan./abr. 2009.

ROMEIRO, A. R. **Desenvolvimento sustentável e mudança institucional**: notas preliminares. Campinas: Instituto de Economia/UNICAMP, jun. 2000. (Texto para Discussão, n. 97).

ROMEIRO, A.R. **Cultural and institutional constrains on ecological learning under uncertainty**. Texto para Discussão, Instituto de Economia/ UNICAMP, n° 110, agosto. 2002.

RONQUIM, C. C. **Dinâmica espaço temporal do carbono aprisionado na fitomassa dos agroecossistemas do nordeste do estado de São Paulo**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2007. 52 p. (Documentos, 63).

ROSENHEAD, J. **Rational analysis for a problematic world**. Wiley & Sons. 1990. 158p.

ROY, B. **Multicriteria Methodology for Decision Aiding**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 1986.167p.

SARTORI, A. **Avaliação da classificação hidrológica do solo para a determinação do excesso de chuva do método do serviço de conservação do solo dos Estados Unidos**. Dissertação (Mestrado)–FEC/UNICAMP, 2004.

SENTELHAS, P. C.; NUNES, L. H.; PEREZ A. **CEPAGRI**. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_038.html> Acesso em: out. 2009.

SEROA DA MOTTA, R. **Manual de valoração econômica de recursos ambientais**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1998. 218p.

SEROA DA MOTTA, R.; RUITENBEEK, J.; HUBER, R. **Uso de instrumentos econômicos na gestão ambiental da América Latina e caribe**: lições e recomendações. Rio de Janeiro: IPEA/DIPES, 1996. (IPEA. Texto para Discussão, n. 440).

SETZER, J.; PORTO, R. L. L. Tentativa de avaliação do escoamento superficial de acordo com o solo e seu recobrimento vegetal nas condições do Estado de São Paulo. **Boletim Técnico DAEE**, São Paulo, v. 2, n. 2, p. 81-104, 1979.

SOARES, A. F.; ZONTA, M. **Produtos iconográficos e cartográficos gerados pela Embrapa Monitoramento por Satélite**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, nov. 1999.

SOCIEDADE DE INVESTIGAÇÕES FLORESTAIS. Revista árvore Editora Universidade Federal de Viçosa, Volume 24, 2000.

TUNSTALL, D. Developing Environmental Indicators: definitios, framework, and issues (draft paper). In: **World institute workshop on global environmental indicators**. Washington, D.C., Dec. 1992.

ULATE, R.; CISNEROS, J. **Valoración econômica ecológica y ambiental. Análisis de casos em Iberoamérica**. 1ª Ed. Heredia, EUNA. 2007.

USBR. U.S. Bureau of Reclamation – United States Department of the interior. **Design of Small Dams**. México, DF: Companhia Editorial S.A., 1977. 639p.

VERGARA, S. C. **Projetos e relatórios de pesquisa em administração**. São Paulo: Atlas, 2000.

WIKIPÉDIA. A ENCICLOPÉDIA LIVRE. **Cerrado**. Disponível em: <http://pt.wikipedia.org/wiki/Cerrado>. Acesso em: fev. 2008.

WISCHIMEIER, W. H.; SMITH, D.D. **Prediciting rainfall erosion losses: a guide to a conservation planning**. Washington: USDA, 1978. 58p. (Agriculture Handbook, 537).

WORD WILDLIFE FUND – WWF. **Relatório planeta vivo**. 44p. 2008.

YOUNG, C. E. F.; FAUSTO, J. R. B. **Valoração dos recursos naturais como instrumento de análise da expansão da fronteira agrícola na Amazônia**. Rio de Janeiro: IPEA, 1977. Texto para Discussão, n. 490.

ZUFFO, A. C. Fuzzy set to represent environmental and social criteria in a multicriterial approach to a water resources planning. 33rd IAHR Congress: **Water Engineering for a Sustainable Environment. International Association of Hydraulic Engineering & Research (IAHR) 2009**.

ZUFFO, A. C. **Seleção e aplicação de métodos multicriteriais ao planejamento ambiental de recursos hídricos**. Tese de doutorado, EESC/USP, São Carlos. 1998.

ANEXO A

Classe de Solo (nomenclatura antiga)	Símbolo
Solos Hidromórficos	Hi
Solos Hidromórficos (Gley Húmico, Gley Pouco Húmico, com ou sem Solo Orgânico), álicos, A turfoso ou proeminente , textura arenosa até argilosa, relevo plano.	Hi
Latossolos Vermelho-Escuros	LE
Latossolo Vermelho-Escuro distrófico ou álico, A moderado, textura argilosa ou muito argilosa, relevo aplainado ou suave ondulado.	LE1
Latossolo Vermelho-Escuro distrófico ou álico, A moderado, textura argilosa ou muito argilosa, relevo aplainado ou suave ondulado + Latossolo Roxo epieutrófico ou distrófico, A moderado, textura muito argilosa ou argilosa, relevo suave ondulado.	LE1 + LRd
Latossolo Vermelho-Escuro álico, A moderado, textura média, relevo suave ondulado.	LE2
Latossolos Roxos	LR
Latossolo Roxo epieutrófico ou distrófico, A moderado, textura muito argilosa ou argilosa, relevo suave ondulado.	LRd
Latossolo Roxo epieutrófico ou distrófico, A moderado, textura muito argilosa ou argilosa, relevo suave ondulado + Latossolo Vermelho-Escuro distrófico ou álico, A moderado, textura argilosa ou muito argilosa, relevo aplainado ou suave ondulado.	LRd + LE1
Latossolo Roxo epieutrófico ou distrófico, A moderado, textura muito argilosa ou argilosa, relevo suave ondulado + Latossolo Roxo eutrófico, A moderado, textura muito argilosa ou argilosa, relevo suave ondulado.	LRd + LRe
Latossolo Roxo eutrófico, A moderado, textura muito argilosa ou argilosa, relevo suave ondulado.	LRe
Latossolo Roxo eutrófico, A moderado, textura muito argilosa ou argilosa, relevo suave ondulado + Latossolo Roxo epieutrófico ou distrófico, A moderado, textura muito argilosa ou argilosa, relevo suave ondulado.	LRe + LRd
Latossolo Roxo eutrófico, A moderado, textura muito argilosa ou argilosa, relevo suave ondulado + Terra Roxa Estruturada eutrófica ou distrófica, A moderado ou proeminente, textura argilosa ou muito argilosa, relevo suave ondulado ou ondulado.	LRe + TE
Latossolos Vermelho-Amarelos	LV
Latossolo Vermelho-Amarelo álico, A moderado, textura média, relevo suave ondulado.	LV3
Latossolo Vermelho-Amarelo álico, A proeminente, textura média, relevo suave ondulado.	LV4
Latossolo Vermelho-Amarelo álico, A proeminente, textura média, relevo suave ondulado + Latossolo Vermelho-Amarelo álico, A moderado, textura média, relevo suave ondulado.	LV4+LV3
Latossolo Vermelho-Amarelo álico, A moderado, textura argilosa, relevo suave ondulado ou aplainado.	LV5
Latossolo Vermelho-Amarelo álico, A moderado, textura argilosa, relevo suave ondulado ou aplainado + Latossolo Roxo epieutrófico ou distrófico, A moderado, textura muito argilosa ou argilosa, relevo suave ondulado.	LV5+LRd
Latossolo Vermelho-Amarelo álico, A moderado, textura argilosa, relevo suave ondulado ou aplainado + Solos Litólicos eutróficos ou distróficos, A moderado ou proeminente, textura indiscriminada, relevo ondulado ou ondulado dissecado.	LV5+Li2
Latossolo Vermelho-Amarelo Câmbico álico, A moderado ou proeminente, textura indiscriminada, relevo aplainado de terraço + Cambissolo álico, A moderado ou proeminente, textura indiscriminada, relevo ondulado e plano + Solos Hidromórficos (Gley Húmico, Gley Pouco Húmico, com ou sem Solo Orgânico), álicos, A turfoso ou proeminente , textura arenosa até argilosa, relevo plano.	LV6+Cb2+Hi
Solos Litólicos	Li
Solos Litólicos eutróficos ou distróficos, A moderado ou proeminente, textura indiscriminada, relevo ondulado ou ondulado e dissecado + Podzólico Vermelho-Amarelo, Tb, abráptico (rel text ≥ 2), distrófico ou álico, A moderado, textura média/argilosa ou muito argilosa, relevo suave ondulado ou ondulado dissecado.	Li2+PV4
Solos Litólicos eutróficos, A moderado, textura argilosa, relevo ondulado ou ondulado dissecado.	Li3
Podzólicos Vermelho-Amarelos	PV
Podzólico Vermelho-Amarelo, Tb, abráptico, distrófico ou álico, A moderado espesso, textura arenosa/média, relevo ondulado e dissecado	PV1
Podzólico Vermelho-Amarelo, Tb, álico, A moderado, textura arenosa/média, relevo suave ondulado e dissecado.	PV2
Podzólico Vermelho-Amarelo, Tb, distrófico ou álico, A moderado, textura argilosa ou média/argilosa, relevo suave ondulado a ondulado	PV3
Podzólico Vermelho-Amarelo, Tb, distrófico ou álico, A moderado, textura argilosa ou média/argilosa, relevo suave ondulado a ondulado + Podzólico Vermelho-Amarelo, Tb, abráptico (rel text ≥ 2), distrófico ou álico, A moderado, textura média/argilosa ou muito argilosa, relevo suave ondulado ou ondulado dissecado.	PV3 + PV4
Podzólico Vermelho-Amarelo, Tb, distrófico ou álico, A moderado, textura argilosa ou média/argilosa, relevo suave ondulado a ondulado + Terra Roxa Estruturada eutrófica ou distrófica, A moderado ou proeminente, textura argilosa ou muito argilosa, relevo suave ondulado ou ondulado.	PV3+TE
Podzólico Vermelho-Amarelo, Tb, abráptico (rel text ≥ 2), distrófico ou álico, A moderado, textura média/argilosa ou muito argilosa, relevo suave ondulado ou ondulado dissecado.	PV4
Podzólico Vermelho-Amarelo, Tb, abráptico (rel text ≥ 2), distrófico ou álico, A moderado, textura arenosa/média, relevo ondulado e dissecado.	PV5
Podzólico Vermelho-Amarelo, Tb, abráptico (rel text ≥ 2), distrófico ou álico, A moderado, textura arenosa/média, relevo ondulado e dissecado + Solos Litólicos eutróficos ou distróficos, A moderado ou proeminente, textura indiscriminada, relevo ondulado ou ondulado e dissecado.	PV5 + Li2
Terra Roxa Estruturada	TE
Terra Roxa Estruturada eutrófica ou distrófica, A moderado ou proeminente, textura argilosa ou muito argilosa, relevo suave ondulado ou ondulado.	TE
Terra Roxa Estruturada eutrófica ou distrófica, A moderado ou proeminente, textura argilosa ou muito argilosa, relevo suave ondulado ou ondulado + Solos Litólicos eutróficos ou distróficos, A moderado ou proeminente, textura indiscriminada, relevo ondulado ou ondulado e dissecado + Solos Hidromórficos (Gley Húmico, Gley Pouco Húmico e Solo Orgânico), álicos, A turfoso ou... , textura arenosa até argilosa, relevo plano.	TE+Li2+Hi

Atualização da nomenclatura das classes de solos do Município de Araras, SP.

Classe de Solo (nomenclatura atual - Embrapa Solos, 2006)	Símbolo
Gleissolos	G
Gleissolos (Gleissolos Melânicos, Gleissolos Hápticos, com ou sem Organossolo Háptico), A turfoso ou proeminente, textura arenosa até argilosa, relevo plano.	GMd, GXd
Latossolos Vermelhos	LV
Latossolo Vermelho distrófico, A moderado, textura argilosa ou muito argilosa, relevo aplainado ou suave ondulado.	LVd1
Latossolo Vermelho distrófico, A moderado, textura argilosa ou muito argilosa, relevo aplainado ou suave ondulado + Latossolo Vermelho epieutroférico ou distroférico, A moderado, textura muito argilosa ou argilosa, relevo suave ondulado.	LVd+LVef,df
Latossolo Vermelho, A moderado, textura média, relevo suave ondulado.	LVd2
Latossolos Vermelhos	LV
Latossolo Vermelho epieutroférico ou distroférico, A moderado, textura muito argilosa ou argilosa, relevo suave ondulado.	LVef,df
Latossolo Vermelho epieutroférico ou distroférico, A moderado, textura muito argilosa ou argilosa, relevo suave ondulado + Latossolo Vermelho distrófico, A moderado, textura argilosa ou muito argilosa, relevo aplainado ou suave ondulado	LVef,df+LVd
Latossolo Vermelho epieutroférico ou distroférico, A moderado, textura muito argilosa ou argilosa, relevo suave ondulado + Latossolo Vermelho eutroférico, A moderado, textura muito argilosa ou argilosa, relevo suave ondulado.	LVef,df+LVef
Latossolo Vermelho eutroférico, A moderado, textura muito argilosa ou argilosa, relevo suave ondulado.	LVef
Latossolo Vermelho eutroférico, A moderado, textura muito argilosa ou argilosa, relevo suave ondulado + Latossolo Vermelho epieutroférico ou distroférico, A moderado, textura muito argilosa ou argilosa, relevo suave ondulado.	LVef+LVef,df
Latossolo Vermelho eutroférico, A moderado, textura muito argilosa ou argilosa, relevo suave ondulado + Nitossolo Vermelho eutroférico ou distroférico, A moderado ou proeminente, textura argilosa ou muito argilosa, relevo suave ondulado ou ondulado.	LVef + NVef,df
Latossolos Vermelho-Amarelos	LVA
Latossolo Vermelho-Amarelo, A moderado, textura média, relevo suave ondulado.	LVAd3
Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico, A proeminente, textura média, relevo suave ondulado.	LVAd
Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico A proeminente, textura média, relevo suave ondulado + Latossolo Vermelho-Amarelo álico, A moderado, textura média, relevo suave ondulado.	LVAd4+LVAd3
Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico, A moderado, textura argilosa, relevo suave ondulado ou aplainado.	LVAd5
Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico, A moderado, textura argilosa, relevo suave ondulado ou aplainado + Latossolo Vermelho epieutroférico ou distroférico, A moderado, textura muito argilosa ou argilosa, relevo suave ondulado.	LVAd5+ LVef,df
Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico, A moderado, textura argilosa, relevo suave ondulado ou aplainado + Neossolo Litólico eutróficos ou distróficos, A moderado ou proeminente, textura indiscriminada, relevo ondulado ou ondulado dissecado.	LVAd5+RLe,d
Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico, cambissólico, A moderado ou proeminente, textura indiscriminada, relevo aplainado de terraço + Cambissolo HápticoDistrófico, A moderado ou proeminente, textura indiscriminada, relevo ondulado e plano + Solos Hidromórficos (Gley Húmico, Gley Pouco Húmico, com ou sem Solo Orgânico), álicos, A turfoso ou proeminente, textura arenosa até argilosa, relevo plano.	LVAd6+CXa+GMd, GXa
Neossolos Litólicos	RL
Neossolos Litólicos eutróficos ou distróficos, A moderado ou proeminente, textura indiscriminada, relevo ondulado ou ondulado dissecado + Argissolo Vermelho-Amarelo Tb distrófico ou Distrófico, abrupção, A moderado, textura média/argilosa ou muito argilosa, relevo suave ondulado ou ondulado dissecado.	RLe,d+PVAd
Neossolo Litólicos eutróficos, A moderado, textura argilosa, relevo ondulado ou ondulado dissecado.	RLe
Argissolos Vermelho-Amarelos	PVA
Argissolo Vermelho-Amarelo, Tb, distrófico ou Distrófico, abrupção, A moderado espesso, textura arenosa/média, relevo ondulado e dissecado.	PVAd
Argissolo Vermelho-Amarelo, Tb, Distrófico, A moderado, textura arenosa/média, relevo suave ondulado e dissecado.	PVAd2
Argissolo Vermelho-Amarelo, Tb, distrófico, A moderado, textura argilosa ou média/argilosa, relevo suave ondulado a ondulado.	PVAd,3
Argissolo Vermelho-Amarelo, Tb, distrófico, A moderado, textura argilosa ou média/argilosa, relevo suave ondulado a ondulado + Argissolo Vermelho-Amarelo Tb, distrófico abrupção, A moderado, textura média/argilosa ou muito argilosa, relevo suave ondulado ou ondulado dissecado.	PVAd,3+ PVAd,4
Argissolo Vermelho-Amarelo, Tb, distrófico, A moderado, textura argilosa ou média/argilosa, relevo suave ondulado a ondulado + Nitossolo Vermelho eutroférico ou distroférico, A moderado ou proeminente, textura argilosa ou muito argilosa, relevo suave ondulado ou ondulado.	PVAd3+ NVef,df
Argissolo Vermelho-Amarelo Tb, distrófico ou aluminico, abrupção, A moderado, textura média/argilosa ou muito argilosa, relevo suave ondulado ou ondulado dissecado.	PVAd,a4
Argissolo Vermelho-Amarelo, Tb, distrófico, abrupção (rel text ≥ 2), A moderado, textura arenosa/média, relevo ondulado e dissecado.	PVAd,5
Argissolo Vermelho-Amarelo, Tb, distrófico, abrupção (rel text ≥ 2), A moderado, textura arenosa/média, relevo ondulado e dissecado + Neossolos Litólicos eutróficos ou distróficos, A moderado ou proeminente, textura indiscriminada, relevo ondulado ou ondulado dissecado.	PVAd,5+RLe,d
Nitossolo Vermelho	NV
Nitossolo Vermelho eutroférico ou distroférico, A moderado ou proeminente, textura argilosa ou muito argilosa, relevo suave ondulado ou ondulado.	NVef,df
Nitossolo Vermelho eutroférico ou distroférico, A moderado ou proeminente, textura argilosa ou muito argilosa, relevo suave ondulado ou ondulado + Neossolos Litólicos eutróficos ou distróficos, A moderado ou proeminente, textura indiscriminada, relevo ondulado ou ondulado dissecado + Gleissolos (Gleissolos Melânicos, Gleissolos Hápticos, com ou sem Organossolo Háptico) Distrófico, A turfoso ou proeminente, textura arenosa até argilosa, relevo plano.	NVef,DF+RLe,d+GMd, GXd

ANEXO B

Anexo A – Roteiro para entrevistas – Avaliação Contingente município de Araras.

- 1) Existe um projeto financiado pela Fapesp e gerenciado pela Unicamp com objetivo de revegetação das matas ciliares do município de Araras.
- 2) A agricultura, ao mesmo tempo em que assegura o fornecimento de alimentos para a população em geral, pode degradar o meio ambiente (água, solos, florestas etc.). Os principais impactos são: terras provenientes da erosão que, levadas pelas águas das chuvas juntamente com os resíduos de fertilizantes e agrotóxicos, atingem os rios, os córregos, as represas, os lagos etc. da região.
- 3) O mal uso das terras causa impactos nas águas dos rios, como: acúmulo de areia no leito do rio, o que prejudica a navegação, diminui a quantidade de água e, conseqüentemente, a quantidade de peixes; a poluição decorrente de fertilizantes e agrotóxicos torna a água inadequada para consumo, prejudicando a saúde da população, tornando o tratamento mais caro.
- 4) Para diminuir ou evitar os impactos negativos na qualidade das águas, o projeto visa à recomposição das matas ciliares dos Rios do município de Araras.
- 5) A recomposição das matas ciliares será executada por uma firma especializada em reflorestamento com acompanhamento e fiscalização do Comitê de Bacias da região.
- 6) O recursos financeiros para a execução do projeto serão obtidos por financiamento da Fapesp e por um fundo proveniente da contribuição da população, cujo valor será acrescido na conta de água mensal para a recuperação de matas ciliares da região, por um prazo de 10 anos.
- 7) Os recursos financeiros serão administrado pelo Instituto de Economia da Universidade Estadual de Campinas, juntamente com o Comitê de Bacia dos rios Mogi-Guaçu e Pardo.

ANEXO C



Questionário - Disposição a pagar pela população para a revegetação das matas ciliares do município de Araras – São Paulo

RESIDÊNCIA DO ENTREVISTADOR:

Município	Bairro	Não responder
-----------	--------	---------------

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.(a) concorda em que sua família pague R\$----- a mais por mês na **conta de água, durante dez anos?**

1. Sim →R\$	? →	1. Sim	0. Não → item 4
-------------	-----	--------	-----------------

0. Não →R\$	? →	1. Sim	0. Não → item 3
-------------	-----	--------	-----------------

No caso de “NÃO” e “NÃO”.

1. Há algum motivo especial por que o sr. (Sra.) não concorda em pagar?
Anotar o item que melhor se aproxima da resposta:

2. O valor é muito alto (...)
3. O problema é do governo (...)
4. O problema é dos agricultores (...)
5. Não confio no uso dos recursos (...)
6. Não acho o assunto importante (...)
7. Preciso de mais tempo para pensar (...)
8. O projeto vai me dar prejuízo (...)
9. Já pago muitos impostos e taxas (...)
10. Outros Só mais umas perguntas:
11. Qual a sua idade?anos
12. O Sr (Sra.) estudou quantos anos?.....
13. Quanto é a renda de sua família, por mês?.....Reais
14. Quantas pessoas moram na sua casa?
15. A principal renda de sua família vem de que tipo de ocupação?
 - agricultura
 - Indústria
 - Serviços
 - Aposentadoria

Sexo do entrevistado

Masculino (...)

Feminino (...)

Local:

Data:

Entrevistador

ANEXO D

