

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**QUANTIFICAÇÃO E VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS SERVIÇOS
AMBIENTAIS REDUTORES DE SEDIMENTAÇÃO NA BACIA DO
RIBEIRÃO PIPIRIPAU**

SUZANA MARIA FERNANDES ALÍPAZ

ORIENTADOR: HENRIQUE MARINHO LEITE CHAVES

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

Publicação: PPGEFL.DM - 137/2010

BRASÍLIA/DF, FEVEREIRO 2010

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

FACULDADE DE TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL

**QUANTIFICAÇÃO E VALORAÇÃO ECONÔMICA DE SERVIÇOS AMBIENTAIS
REDUTORES DE SEDIMENTAÇÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO
PIPIRIPAU (DF/GO)**

SUZANA MARIA FERNANDES ALÍPAZ

**DISSERTAÇÃO DE Mestrado submetida ao Departamento de
Engenharia Florestal da Faculdade de Tecnologia da
Universidade de Brasília, como parte dos requisitos
necessários para a obtenção do grau de Mestre**

**Henrique Marinho Leite Chaves, Ph.D
Universidade de Purdue (EUA)
(ORIENTADOR)**

**Álvaro Nogueira de Souza, Doutor
(Universidade Federal de Lavras - MG)
(EXAMINADOR INTERNO)**

**Wenceslau J. Goedert, Ph.D
(University of Wisconsin-USA)
(EXAMINADOR EXTERNO)**

BRASÍLIA/DF, 19 de fevereiro de 2010

FICHA CATALOGRÁFICA

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade de Brasília.

Número de acervo _____

_____ Alipaz, Suzana Maria Fernandes

Quantificação e Valoração Econômica dos Serviços Ambientais Redutores de Sedimentação na Bacia do Ribeirão Pípiripau / Suzana Maria Fernandes Alipaz; Henrique Marinho Leite Chaves (Orientador). - Brasília, 2010. XV, 86 f.: il., 30 cm. Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Florestal. Inclui bibliografias

1. Engenharia florestal. 2. Bacia hidrográfica. 3. Abatimento da erosão / sedimentação. 4. Serviços e benefícios ambientais. 5. Valoração econômica.

I. Chaves, Henrique Marinho Leite.

II. Título.

CDU ____.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ALIPAZ, S. M. F. (2010). Quantificação e Valoração Econômica dos Serviços Ambientais Redutores de Sedimentação na Bacia do Ribeirão Pípiripau, 2010. Dissertação de Mestrado em Engenharia Florestal, Publicação PPGEFL.DM - 137/2010, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 86 p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Suzana Maria Fernandes Alipaz.

TÍTULO: Quantificação e Valoração Econômica dos Serviços Ambientais Redutores de Sedimentação na Bacia do Ribeirão Pípiripau

GRAU: Mestre ANO: 2010.

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. A autora reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito da autora.

*Bendito sejais, ó Deus Criador, pela água, criatura vossa,
fonte de vida para a Terra e os seres que a povoam.
Bendito sejais, ó Pai Providente, pelos rios e mares imensos,
pela bênção das chuvas, pelas fontes refrescantes
e pelas águas secretas do seio da terra.
Bendito sejais, ó Deus Salvador, pela água feita vinho em Caná,
pela bacia do lava-pés e pela fonte regeneradora do Batismo.*

*Perdoai-nos, Senhor Misericordioso, pela contaminação das águas,
pelo desperdício e pelo egoísmo
que privam os irmãos desse bem tão necessário à vida.
Dai-nos, ó Espírito de Deus, um coração fraterno e solidário,
para usarmos a água com sabedoria e prudência
e para não deixar que ela falte a nenhuma de vossas criaturas.*

*Ó Cristo, Vós que também tivestes sede,
ensinai-nos a dar de beber a quem tem sede.*

*E concedei-nos com fartura a água viva
que brota de Vosso coração
e jorra para a vida eterna.*

AMÉM.

Campanha da Fraternidade 2004: Água, Fonte de Vida – CNBB

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à memória de minha avó, Altair, e de minha mãe, Neuza, que me ensinaram a aprender.

e

às minhas filhas Luciana e Raquel e aos
meus netos, Helena e Lucas, que me
motivam continuar.

AGRADECIMENTOS

Obrigada, Deus. Sempre.

Obrigada, Fernando Starling, sem seu apoio nada teria sido possível.

À Caesb, cujo admirável trabalho que realiza no monitoramento da qualidade, quantidade e da sustentabilidade dos recursos hídricos dos mananciais do Distrito Federal, motivou essa busca. Expresso sinceramente minha gratidão a todos os colegas, que acreditaram na minha proposta, me incentivaram, ajudaram e “seguraram as pontas”.

À UnB, que me proporcionou a alegria do retorno à academia e a realização de um desejo quase adormecido. Ainda bem que não desisti. Agradeço ao meu orientador, professor Henrique Chaves, pela oportunidade e apoio, e aos professores Ildeu, Humberto e Álvaro, em especial, porque além de tudo são pessoas formidáveis. E você também, Alcione, obrigada, você sabe de tudo.

À Emater-DF, parceira imprescindível na elaboração do Plano de Proteção Ambiental do Ribeirão Pipiripau, que mais uma vez mostrou o significado de “extensão rural”. Obrigada Lúcio, Sumar, Sizelmo, Carlos Vítor e Banci, a Emater existe e é o que é porque vocês fazem acontecer.

À Lili e Heraldo, Odilon e Bel, Léo e Aimée: família, perdoe a ausência, estive bem “apertada de costura”. Obrigada por estarem aí e pela força que me transmitem incondicionalmente.

Às minhas amigas Gê, Nôra, Dá, Su e Manola, e ao meu amigo Marco, que estão presentes desde o começo dessa idéia, obrigada pelo estímulo e confiança. Vocês melhoram minha vida.

Aos meus colegas Raquel, Patrícia, Vítor e Bruno, pela força, e ao Rafael, pela gentileza com que dispôs dos dados tabulados. Valeu.

Obrigada Luti e Quel, Lê e Lucas. Desculpem se reclamei do barulho, afinal, não atrapalhou (quase) nada. Amor e gratidão para vocês. Zelinha, aqueles cafés das 22 horas foram cruciais para terminar esse trabalho a tempo. Obrigada.

RESUMO

A análise econômica de serviços ambientais é uma ferramenta importante na tomada de decisões relativas ao manejo de bacias hidrográficas, no sentido de compatibilizar os aspectos ambientais, econômicos e sociais das relações que ocorrem naqueles âmbitos.

A presente análise, elaborada para a bacia hidrográfica do ribeirão Pipuripau (DF/GO), cria uma associação entre os custos de recuperação dos serviços ambientais relacionados à proteção do solo e a redução da quantidade de sedimentos produzida na bacia hidrográfica diante de eventos chuvosos.

Os custos de recuperação dos serviços ambientais foram calculados com base no método do custo de reposição – MCR e foram compostos para 6 cenários hipotéticos, que abrangeram tanto o reflorestamento de áreas de preservação permanente (APP) degradadas e de reservas legais (RL) como a adoção do plantio direto (PD) em lugar do plantio convencional (PC), atualmente usado na atividade agrícola praticada na Bacia.

Para a quantificação da produção de sedimentos foi utilizada a equação MUSLE (WILLIAMS, 1975), modelada segundo as características específicas da bacia hidrográfica e tendo como variável a série pluviométrica do ano de 2004.

Para a valoração do serviço ambiental existente na BHIRP foi utilizado o MCR e a estimativa foi feita com a aplicação do VPL calculado por hectare de reposição, considerando a área de 4.327,33 hectares onde a vegetação nativa está presente. Nesse contexto, o serviço ambiental representa a riqueza florestal presente na Bacia e é de R\$ 39.372.990,92.

A relação de custo/benefício em termos de reais aplicados por tonelada de sedimento abatido é de R\$ 197,62/t para a recuperação das APPs; R\$ 228,11/t para a recuperação das RLs; R\$ 260,73/t para a recuperação das APPs e das RLs; R\$ 71,31/t para a mudança do sistema de plantio de PC para PD em toda a área de agricultura da bacia; R\$ 187,95/t para a recuperação das APPs e das RLs e para a mudança do sistema de plantio de PC para PD em toda a área de agricultura da Bacia; e R\$ 493,19/t para a recomposição da paisagem da Bacia com 60% de áreas florestais.

A partir da análise conjunta dos critérios custos, sedimentação abatida e relação custo/benefício, exclusivamente estes, os cenários apontados como mais interessantes em relação à recuperação de serviços ambientais são: cenário 4 (100% PD), cenário 5 (100% APP + 100% RL + 100% PD) e cenário 1 (100% APP), nesta ordem.

ABSTRACT

In the present study, carried in the Pípiripau river basin (DF / GO), we attempted to relate the cost recovery of the environmental services to the soil conservation and sedimentation abatement in the basin. The costs of recovery of environmental services were calculated using the method of the replacement cost-MCR for 6 scenarios of conservation practices. For the estimation of the annual sediment yield, the MUSLE model (WILLIAMS, 1975) was used, considering the hydrological year of 2004. The cost / benefit ratio related the recovery cost of the management practices with the amount of sediment abated, resulting in values ranging from R \$ 71.31 / t, relative to the change from conventional agriculture (CA) to no-till (NT) in the agriculture areas to R \$ 493.19 / t, relative to the replacement of 60% of the basin area with native forests (savannah). Subsequently, a multi-criteria analysis using the total cost, sedimentation abatement and cost / benefit ratio indicated the replacement of CA by NT in the entire area of agriculture of the basin, followed by the full recovery of permanent preservation areas and legal reserves plus the change of the management systems of PC to PD in the basin.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
2.1. OBJETIVO GERAL	3
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
2.3. NATUREZA DO PROBLEMA	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1. BACIA HIDROGRÁFICA.....	4
3.2. ÁGUA	5
3.3. USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	8
3.3.1. <i>Formações florestais</i>	8
3.3.2. <i>Agricultura e pecuária</i>	11
3.3.3. <i>Erosão e perda de solo</i>	12
3.4. SERVIÇOS AMBIENTAIS	17
3.4.1. <i>Serviços ambientais hidrológicos</i>	19
3.5. VALORAÇÃO DE SERVIÇOS AMBIENTAIS	22
3.5.1. <i>Método da Produtividade Marginal</i>	26
3.5.2. <i>Método do Custo de Oportunidade</i>	26
3.5.3. <i>Método da Valoração Contingente</i>	26
3.5.4. <i>Mercado de Bens Complementares: - Método dos Preços Hedônicos</i>	27
3.5.5. <i>Mercado de Bens Complementares: - Método do Custo de Viagem</i>	27
3.5.6. <i>Mercado de Bens Substitutos: - Método do Custo Evitado</i>	27
3.5.7. <i>Mercado de Bens Substitutos: - Método do Custo de Controle</i>	28
3.5.8. <i>Mercado de Bens Substitutos: - Método do Custo de Reposição</i>	28
3.6. ANÁLISE ECONÔMICA DO SERVIÇO AMBIENTAL	29
4. MATERIAL E MÉTODOS	32
4.1. A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO PIPIRIPAU – BHIRP	32
4.2. SERVIÇOS AMBIENTAIS REDUTORES DE SEDIMENTAÇÃO NA BHIRP.....	38
4.3. MODELO DE APORTE DE SEDIMENTOS PARA A BHIRP	41
4.3.1. <i>Escoamento superficial, infiltração e número-curva</i>	42
4.3.2. <i>Erodibilidade, comprimento de rampa e declividade</i>	45
4.3.3. <i>Fator de uso e manejo do solo na BHIRP</i>	47
4.3.4. <i>Fator de práticas conservacionistas</i>	48
4.4. VALORAÇÃO DOS SERVIÇOS AMBIENTAIS	49
4.4.1. <i>Análise de custo-benefício</i>	50
4.4.2. <i>Composição de custos</i>	53
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	60
5.1. DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS DA MUSLE	60

5.2.	APLICAÇÃO DA MUSLE	64
5.3.	QUANTIFICAÇÃO E VALORAÇÃO ECONÔMICA DO SERVIÇO AMBIENTAL UNITÁRIO	64
	5.3.1. <i>Valoração pelo método do custo de reposição (MCR)</i>	65
5.4.	VALORAÇÃO DE SERVIÇOS AMBIENTAIS	68
	5.4.1. <i>Serviços ambientais existentes na BHIRP</i>	68
	5.4.2. <i>Cenários de recuperação de serviços ambientais para a BHIRP</i>	69
5.5.	ANÁLISE DE CUSTO/BENEFÍCIO DA RECUPERAÇÃO DE SERVIÇOS AMBIENTAIS	70
6.	CONCLUSÕES	74
7.	RECOMENDAÇÕES.....	76
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	77

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1 Regimes de Escassez de Água.....	6
TABELA 3.2. Custos de Tratamento e de Produtos Químicos em Relação ao Percentual de Área Florestada em Bacias Hidrográficas de Mananciais de Abastecimento	20
TABELA 3.3. Métodos Usuais de Valoração de Serviços Ambientais.....	25
TABELA 4.1. Uso e Ocupação da BHIRP Segundo Classes de Solo	35
TABELA 4.2. Cobertura Atual do Solo na BHIRP (2008).....	39
TABELA 4.3. Ajustes entre as Tabelas 4.1 e 4.2	39
TABELA 4.4. Cenários Hipotéticos de Recuperação dos Serviços Ambientais de Redução do Processo de Sedimentação na BHIRP	40
TABELA 4.5. Os Grupos Hidrológicos de Solo (GHS) e suas Características	44
TABELA 4.6. Classe e Grupo Hidrológico dos Solos Existentes na BHIRP	44
TABELA 4.7. Principais Solos da BHIRP, com Valores de Textura, Carbono Orgânico e Fator de Erodibilidade dos Solos, Calculados Conforme Equação [8].....	46
TABELA 4.8. Dados Básicos para a Consolidação dos Custos Relativos à Recomposição da Cobertura Florestal.....	54
TABELA 4.9. Dados Básicos para a Consolidação dos Custos Relativos à Adoção de Sistema de Plantio Direto nas Propriedades Rurais Dedicadas a Agricultura.....	55
TABELA 4.10. Cenário Ideal de Ocupação da BHIRP	56
TABELA 4.11. Distribuição de Áreas Segundo Configuração do Cenário Atual	56
TABELA 4.12. Distribuição de Áreas Segundo Configuração dos Cenários Idealizados.....	57
TABELA 5.1. Valores Médios de CN Obtidos para a BHIRP no 1º Estágio da Determinação..	60
TABELA 5.2. Valores de CN e de S_{p1} para os Cenários Idealizados para a BHIRP	61
TABELA 5.3. Valores de C Tabelados e Assumidos para as Condições de Tipo, Uso e Ocupação do Solo da BHIRP	62
TABELA 5.4. Valores de C Específicos para as Condições de Uso e Manejo do Solo nos Cenários Idealizados para a BHIRP	63
TABELA 5.5. Valores de P Relativos a Configuração dos Cenários em Relação a Adoção de Práticas Conservacionistas na BHIRP.....	63
TABELA 5.6. Parâmetros da MUSLE e Volume Anual de Produção de Sedimentos para os Cenários Idealizados de Uso e Ocupação do Solo da BHIRP	64
TABELA 5.7. Cenários e Benefícios Correspondentes.....	65
TABELA 5.8. Valor Presente Líquido – VPL Relativo ao Hectare de Reflorestamento.....	66
TABELA 5.9. Valor Presente Líquido – VPL Relativo ao Hectare de Plantio Sob o Sistema de Plantio Direto	67

TABELA 5.10. Valoração dos Serviços Ambientais Existentes da BHIRP	69
TABELA 5.11. Custo de Reposição dos Serviços Ambientais Segundo Áreas Recompostas nos Cenários Idealizados para a BHIRP.....	69
TABELA 5.12. Relação de Custo/Benefício para a Recuperação dos Serviços Ambientais na BHIRP.....	70
TABELA 5.13. Índices para o Custo de Recuperação dos Serviços Ambientais	71
TABELA 5.14. Índices para Quantidade de Sedimentos Abatida	71
TABELA 5.15. Índices para a Análise de Custo Benefício.....	72
TABELA 5.16. Índice de Serviço Ambiental – ISB	72

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1. Representação do ciclo hidrológico.	5
FIGURA 3.2. Influência da Cobertura Florestal na Bacia Hidrográfica de Mananciais de Captação Sobre os Custos de Tratamento de Água.	21
FIGURA 3.3. Estrutura de Avaliação da Oferta de Serviços Ambientais.	25
FIGURA 4.1. Localização da BHIRP.	32
FIGURA 4.2. Mapa de Uso e Ocupação do Solo na BHIRP.	34
FIGURA 4.3. Variabilidade da Precipitação Pluvial na BHIRP e Média Anual 2004.	42

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação [3.1]	15
Equação [3.2]	15
Equação [4.1]	41
Equação [4.2]	42
Equação [4.3]	43
Equação [4.4]	44
Equação [4.5]	45
Equação [4.6]	45
Equação [4.7]	45
Equação [4.8]	46
Equação [4.9]	46
Equação [4.10]	47
Equação [4.11]	47
Equação [4.12]	48
Equação [4.13]	49
Equação [4.14]	51
Equação [4.15]	51
Equação [4.16]	52
Equação [4.17]	52
Equação [5.1]	72

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURA E ABREVIações

ACB – Análise de Custo Benefício

ADASA – Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do DF

ANA – Agência Nacional de Águas

APM – Área de Proteção de Mananciais

APP – Área de Preservação Permanente

BHIRP – Bacia Hidrográfica do Ribeirão Pípiripau

BPM – Boas Práticas de Manejo

CAESB – Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal

C/B – Custo/Benefício

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

CPE – Custo Periódico Equivalente

EMATER-DF – Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do DF

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

EPA – Agência de Proteção Ambiental (sigla em inglês)

ETA – Estação de Tratamento de Água

GHS – Grupo Hidrológico do Solo

ISB – Índice de Serviço Ambiental

MCR – Método do Custo de Reposição

MUSLE – Equação Universal de Perda de Solo Modificada (sigla em inglês)

ONU – Nações Unidas

PC – Plantio Convencional

PD – Plantio Direto

PDOT – Plano de Desenvolvimento e Ordenamento Territorial

PSA – Pagamento por Serviços Ambientais

SCS – Serviço de Conservação de Solo (sigla em inglês)

SIAGUA – Relatório do Sistema de Produção de Água da Caesb

TERRACAP – Companhia Imobiliária de Brasília

USLE – Equação Universal de Perda de Solo (sigla em inglês)

VPL – Valor Presente Líquido

1. INTRODUÇÃO

A perda de solo que decorre do desenvolvimento de processos erosivos em bacias hidrográficas, além de determinar prejuízos de grande monta para a propriedade rural, representa a fonte de alimentação contínua do processo de sedimentação dos cursos de água presentes naqueles espaços.

COGO et al., (2003) registram que a cobertura do solo proporcionada pelos resíduos culturais deixados na superfície tem ação direta e efetiva na redução da erosão hídrica, que atua diminuindo a velocidade do escoamento superficial e, conseqüentemente, da capacidade erosiva da enxurrada.

Também as formações florestais têm papel fundamental no balanço de energia e no fluxo de volumes de água. A alta capacidade de infiltração do solo na floresta garante baixa quantidade de escoamento superficial. Ao contrário, quanto mais exposto estiver o solo menor é a capacidade de infiltração e maior o escoamento superficial, do qual decorre a erosão hídrica. (TUCCI & MENDES, 2006).

A presença de florestas em uma bacia hidrográfica de manancial destinado ao abastecimento humano mostra-se vantajosa quando a avaliação é a qualidade da água (ERNST et al., 2004).

SWEENEY et al. (2004) reafirmam o papel de amortecedor da vegetação ripária, que dizem garantir a quantidade e a qualidade da água, além de mostrar resultados relativos à redução do assoreamento e à melhoria da capacidade de diluição de poluentes.

A busca por condições ou meios capazes de deter a perda de solo identificou os “serviços ambientais” como os aspectos dos ecossistemas que são utilizados para a produção desse benefício.

A característica comum dos serviços ambientais é o fato de serem disponibilizados pela própria natureza e, desde que não estejam submetidos à ação antrópica, são capazes de garantir os benefícios que prestam sem que sejam necessários investimentos financeiros.

Todavia, na ausência dos serviços ambientais, o prejuízo que se associa à erosão/sedimentação em bacias hidrográficas e causa impactos sobre o solo e

água, pode alcançar proporções que tornem economicamente inviáveis a manutenção de determinadas atividades naquele âmbito, causar mudanças significativas no sistema produtivo estabelecido na área e demandar a aplicação de recursos financeiros extraordinários.

Um dos investimentos que pode se tornar necessário é a recomposição da cobertura vegetal nativa em determinadas áreas da bacia hidrográfica, como forma de recuperar serviços ambientais perdidos mediante a ocupação inadequada de zonas, as quais deveriam estar obrigatoriamente protegidas da ação antrópica e cuja degradação se relaciona diretamente à evolução do processo de perda de solo e à sedimentação dos cursos de água.

Diante da necessidade de recuperação do serviço ambiental constata-se a oportunidade de vincular um valor econômico ao serviço ambiental requerido, o qual pode ser apropriado a partir do montante do investimento que se fizer necessário para a restauração dos elementos de proteção do ambiente.

O uso de matemática financeira permite determinar custos periódicos relativos às diferentes formas de recuperação da cobertura do solo e de sua manutenção ao longo de um período que permita o completo estabelecimento do serviço ambiental e durante o qual se verifiquem os benefícios esperados.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Estimar e valorar os serviços ambientais que geram benefícios relativos ao abatimento da erosão/sedimentação de cursos de água em uma microbacia hidrográfica.

2.2. Objetivos específicos

- Quantificar o abatimento da erosão/sedimentação na bacia hidrográfica do ribeirão Pipiripau – BHIRP decorrente da disponibilização de serviços ambientais, conforme 6 cenários de uso e ocupação do solo.
- Estimar o custo de recomposição da cobertura do solo em cenários de recuperação de vegetação ausente em áreas de preservação permanente e de reserva legal e com a adoção do sistema de plantio direto.
- Calcular o valor dos serviços ambientais relativos ao cenário atual e aos cenários nos quais se verificam o abatimento da erosão/sedimentação.
- Elaborar análise de custo/benefício (ACB) entre o custo de reposição dos serviços ambientais relativos à cobertura vegetal continuada do solo e o benefício do abatimento da erosão/sedimentação de cursos de água.

2.3. Natureza do Problema

Aplicação de método de valoração de serviços ambientais relativos ao abatimento da erosão/sedimentação em uma microbacia hidrográfica que é manancial de abastecimento humano.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Bacia hidrográfica

A bacia hidrográfica é uma área de captação natural da água de precipitação que faz convergir o escoamento para um único ponto de saída, seu exutório. É composta por um conjunto de superfícies vertentes e por uma rede de drenagem formada por cursos de água que confluem até resultar em um leito único no seu exutório (TUCCI, 2000).

Segundo PORTO & PORTO (2008), a bacia hidrográfica pode ser considerada um ente sistêmico, onde se realizam os balanços de entrada proveniente da chuva e saída de água através do exutório, permitindo que sejam delineadas bacias e sub-bacias, cuja interconexão se dá pelos sistemas hídricos. É o espaço no qual se desenvolvem as atividades humanas.

TORRES-BENITES et al. (2005) propõem uma definição holística, que compreende a bacia hidrográfica como unidade territorial onde funciona a combinação de um sistema hídrico que produz água, simultaneamente com um subsistema econômico e social ativado pelo homem, o capital, o trabalho e a tecnologia, que produzem bens e serviços agrícolas, pecuários, florestais e recreativos demandados principalmente pelas populações instaladas a jusante.

No entanto, a degradação de bacias hidrográficas através da ação do homem, de acordo com MONTERO et al. (2006), tem se tornado um dos mais importantes problemas de natureza ambiental, econômica e social através do mundo. Em sua pesquisa na bacia do rio Ayuquila, México, observam a presença de um complexo conjunto de problemas ambientais, que abrangem mudanças no uso do solo, queima da vegetação, erosão do solo, poluição da água, depleção nos níveis dos lençóis de água, diminuição da vazão dos rios e uso ineficiente da água para abastecimento urbano e para irrigação.

Por outro lado, BROWNER (1996) afirma que operar e coordenar programas baseados em bacias hidrográficas é uma decisão adequada sob óticas ambiental, financeira, social e administrativa, o que é demonstrado na análise conjunta dos resultados da proteção de mananciais, controle de poluição, proteção de habitats e de recursos aquáticos, entre outros. A compreensão dos impactos cumulativos

decorrentes das diversas atividades humanas é facilitada, bem como a determinação dos problemas mais críticos em cada bacia hidrográfica.

3.2. Água

O ciclo hidrológico é o modelo pelo qual se representam a interdependência e o movimento e o movimento contínuo da água nas fases sólida, líquida e gasosa (TUNDISI, 2003), conforme representa a Figura 3.1:

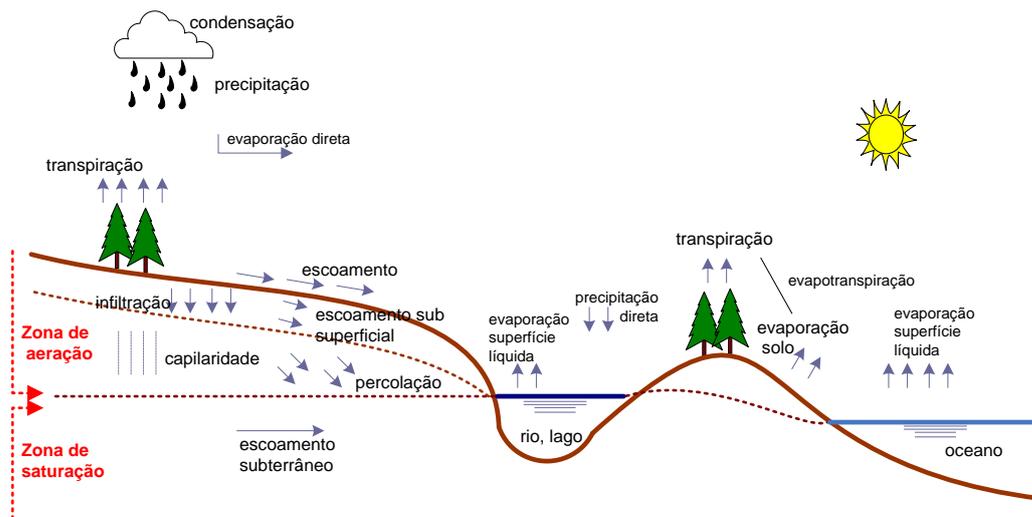


Figura 3.1. Representação do ciclo hidrológico (baseado em TUCCI, 2000).

Pela sua característica de solvente universal, a água desempenha um importante papel como elemento de ligação entre os compartimentos ambientais, refletindo na sua qualidade a forma de como é usada (ANDREOLI et al., 2000).

Cada uma das possíveis formas de utilização da água demanda um padrão de quantidade e qualidade diferenciado, que normalmente não é compatível com a qualidade da água devolvida após seu uso para um determinado fim (MOTTA, 1996).

Em termos quantitativos, a manutenção sustentável do recurso água depende de instrumentos gerenciais de proteção, planejamento e utilização, capazes de adequar o planejamento urbano à vocação natural do sistema hídrico. Bacias de mananciais de abastecimento exigem tratamento especial e diferenciado, uma

vez que a qualidade da água bruta depende da forma pela qual os demais compartimentos do sistema são manejados (ANDREOLI et al., 2000).

TUCCI & MENDES (2006) ensinam que mesmo em determinado período no qual quantitativamente as disponibilidades sejam suficientes para satisfazer as demandas, existem subperíodos, internos ao período mencionado, nos quais esta situação não ocorre e há carência (ou excesso) de água. A solução para o déficit pode ser encontrada pela busca de fontes hídricas em outros locais que serão utilizadas durante os subperíodos de escassez.

Segundo MOTTA (1996), o consumo de água é não-rival somente até certo ponto, isto é, acima de determinado nível de consumo ocorrerá um “congestionamento” que resultará em racionamento, ou seja, se o consumo de um usuário afetar o consumo de outro, a alocação da escassez tem de seguir um critério de eficiência.

No entanto, a condição de escassez não é uma decorrência, apenas, do consumo desenfreado. A esse respeito, PEREIRA (2002) apresenta na Tabela 3.1, uma síntese sobre a escassez de água e as suas implicações, inclusive no que se refere à inevitabilidade da convivência com a escassez.

Tabela 3.1 Regimes de escassez de água

ESCASSEZ	Natural	Antrópica
Permanente	<p>Aridez</p> <p>Precipitação média anual baixa a muito baixa, e grande variabilidade espacial e temporal da precipitação.</p>	<p>Desertificação</p> <p>Desequilíbrio da disponibilidade de água devido a sobre-exploração das águas subterrâneas e/ou superficiais, combinado com a degradação do solo, erosão, uso inadequado da terra, baixa infiltração, cheias rápidas mais frequentes e perda de ecossistemas ripários.</p>
	<p>Seca</p> <p>Precipitação persistentemente abaixo da média, ocorrendo com frequência, duração e severidade aleatórias, e cuja previsão é difícil ou mesmo impossível.</p>	<p>Penúria de água</p> <p>Desequilíbrio na disponibilidade de água, incluindo a sobre-exploração dos aquíferos, reduzida capacidade dos reservatórios, uso inadequado da terra, degradação da qualidade de água e redução da capacidade de suporte dos ecossistemas.</p>

Fonte: PEREIRA (2002).

No contexto, as causas antrópicas da escassez dão destaque especial às questões que envolvem o uso e a ocupação do solo e aponta o uso inadequado da terra como uma das causas tanto da desertificação como da penúria de água.

De acordo com REIS (2004), os impactos sobre os recursos hídricos são consequências de atividades humanas modificadores do ambiente, pela remoção de integrantes naturais do meio – como o desmatamento e a mineração –, e pela inserção de elementos estranhos como a instalação de infraestrutura, disposição de resíduos e introdução de espécies alóctones. Os danos, normalmente, são de alcance amplo e promovem a eutrofização da água, aumento do material em suspensão, assoreamento, perda da diversidade biológica, alterações no nível dos corpos hídricos, expansão geográfica de doenças tropicais de veiculação hídrica e toxicidade.

Para ANDREOLI, et al. (2000) os efeitos do crescimento urbano desordenado e de uma agricultura predatória sobre os rios utilizados para o abastecimento público, têm apresentado graves reflexos na qualidade das águas, com altos custos econômicos e sociais. A lógica da degradação progressiva dos mananciais próximos às cidades, transformando-os em cadáveres fétidos que envergonham a paisagem das principais cidades brasileiras, apresenta limites ambientais que se tornam mais claros a cada dia, demonstrando situações críticas em cenários de um futuro próximo.

O termo "qualidade de água", explicam MERTEN & MINELLA (2002), não se refere, necessariamente, a um estado de pureza, mas simplesmente às características químicas, físicas e biológicas, que indicam diferentes finalidades para a água. Ressaltam, ainda, que a degradação dos mananciais, proveniente do deflúvio superficial agrícola, ocorre, principalmente, devido ao aumento da atividade primária das plantas e algas em decorrência do aporte de nitrogênio e fósforo proveniente das lavouras e da produção animal em regime confinado.

ERNST et al. (2004) destacam que os avanços na ciência e na tecnologia têm determinado o aumento de eficácia na remoção de contaminantes da água bruta, proporcionando maior segurança em relação à água potável, o que evidentemente não descarta a importância e a necessidade de gestão dos

mananciais de água, no sentido de garantir a alta qualidade da água bruta, que justificou a seleção daquela fonte como manancial de abastecimento humano.

Relativamente à qualidade da água bruta a referência é a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, com o estabelecimento de condições e padrões e definição de limites admissíveis para a presença de mais de 90 parâmetros inorgânicos e orgânicos.

Os padrões de potabilidade da água estão definidos na Portaria Ministerial n.º 1.469/2000, do Ministério da Saúde, que estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle, vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

BLAINE et al. (2006) ressalta que as atividades de uso do solo em bacias de captação de água para o abastecimento humano afeta a qualidade da água, funcionando como entrada de contaminantes e como elemento de veiculação de patógenos.

McTAMMANY et al. (2007) afirma que a substituição da agricultura pelo reflorestamento pode reverter a condição de degradação de cursos d'água, indicando que a restauração poderia reduzir o nível da produção primária bruta característica dos córregos relacionados a algum tipo de atividade agrícola, tornando-o similar aos córregos associados a ambientes florestados.

3.3. Uso e ocupação do solo

3.3.1. Formações florestais

A instituição do Código Florestal¹ pretendeu limitar a utilização e exploração de formações florestais a título dos benefícios a elas associados. O instrumento criou a figura das áreas de preservação permanente, as APPs (Art. 2º e incisos), definidas como áreas cobertas ou não por vegetação nativa, cuja função ambiental de destaque é a preservação dos recursos hídricos, bem como as áreas de Reserva Legal (Art. 16 e incisos), tendo em vista o uso sustentável dos

¹ Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965.

recursos naturais, a conservação e reabilitação dos processos ecológicos, a conservação da biodiversidade e o abrigo e proteção de fauna e flora nativas.

As APPs definidas na Lei e diretamente relacionadas à proteção e conservação dos recursos hídricos estão definidas nos incisos a, b e c do Art. 2º do Código, a saber:

[...]

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

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

[...]

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

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

[...]

Quanto a Reserva Legal, a especificação é dada pelo Art. 16 do Código, conforme segue:

Art. 16. As florestas e outras formas de vegetação nativa, ressalvadas as situadas em área de preservação permanente, assim como aquelas não sujeitas ao regime de utilização limitada ou objeto de legislação específica, são suscetíveis de supressão, desde que sejam mantidas, a título de **Reserva Legal**, no mínimo:

[...]

III - vinte por cento, na propriedade rural situada em área de floresta ou outras formas de vegetação nativa localizada nas demais regiões do País (exceto Amazônia Legal); e

[...]

§ 11. Poderá ser instituída reserva legal em regime de condomínio entre mais de uma propriedade, respeitado o percentual legal em relação a cada imóvel, mediante a aprovação do órgão ambiental estadual competente e as devidas averbações referentes a todos os imóveis envolvidos.

De acordo com TUCCI & MENDES (2006), a vegetação tem um papel fundamental no balanço de energia e no fluxo de volumes de água. A alta capacidade de infiltração do solo na floresta garante baixa quantidade de escoamento superficial. Ao contrário, quanto mais exposto estiver o solo menor é a capacidade de infiltração e maior o escoamento superficial, do qual decorre a erosão hídrica.

BALBINOT et al. (2008), enumerando as múltiplas funções dos ecossistemas florestais, destacam seu papel na diminuição do pico do hidrograma e no controle de erosão, ambos os serviços de grande expressão para a manutenção da quantidade e da qualidade da água. Acrescentam que embora a produção de água seja menor em bacias com total cobertura florestal, o fluxo é mais estável e sustentável do que em qualquer outro caso.

OUYANG et al. (2008) apontam a correlação entre o P orgânico encontrado em amostras de água e a matéria orgânica decomposta de áreas florestais, onde teria sido originado e de onde teria sido transportado pela água de escoamento, o que mostra a importância das zonas ripárias no controle e minimização da carga de poluentes que pode alcançar o curso d'água.

VIGIAK et al. (2007) afirmam que a eficácia da vegetação ripária na filtragem de poluentes depende de vários fatores relativos à estrutura e à composição tanto do solo como da cobertura vegetal. Ressaltam também a importância da densidade da vegetação, principalmente junto à superfície do solo porque, nesse estrato, o emaranhado vegetal oferece resistência ao escoamento superficial, reduzindo a velocidade do fluxo e favorecendo a sedimentação de partículas.

As formas básicas de reduzir o potencial de poluição dos cursos de água por meio de ações na bacia hidrográfica apontam para soluções que permitam o aumento da infiltração (reduz o volume de escoamento superficial), o aumento da rugosidade da superfície (diminui da velocidade de escoamento), a proteção das margens contra a erosão direta, a retenção de partículas sólidas, a adsorção de poluentes e a captação dos nutrientes antes de chegarem ao curso d'água (KARSSIES & PROSSER, 1999; MANDER & HAYAKAWA, 2005; VIGIAK et al., 2007).

Para RHEINHARDT (2007) a vegetação ripária proporciona serviços essenciais e sua capacidade de proporcioná-los é influenciada pelas condições do curso d'água e da zona ripária correspondente, concluindo que são indissociáveis em termos ecológicos, de modo que as alterações afetam-se mutuamente.

MAURO (2003) indica a necessidade de somar a função hidrológica à manutenção da integridade ambiental da microbacia hidrográfica, representada pela ação direta em uma série de processos importantes para a sua estabilidade, bem como para a manutenção da qualidade e da quantidade de água.

3.3.2. Agricultura e pecuária

Afora a questão do uso da água, MERTEN & MINELLA (2002) afirmam que em situações onde os solos são manejados de forma incorreta pode ocorrer a degradação de sua estrutura, que favorece o deflúvio superficial. Por outro lado, os solos bem manejados são bem menos suscetíveis à erosão, em razão de sua estrutura formada por agregados estáveis e pela boa distribuição de poros.

SWINTON et al.(2007) destacam que a supressão de formações florestais ou campestres nativas, bem como a alocação de água para irrigação de cultivos agrícolas em regiões áridas ou semi-áridas são determinantes para uma mudança crítica no ambiente biofísico e representam grandes perturbações para os ecossistemas naturais, de tal forma que as terras nas quais a agricultura se estabeleceu de forma permanente são agora amplamente reconhecidas como representantes de um tipo diferente de ecossistema.

PATTANAYAK (2004) destaca que quando ocorre a supressão da floresta e o solo assume a agricultura, por exemplo, os efeitos decorrentes do desmatamento sobre o solo e o sistema hidrológico são quase sempre atribuídos a esse uso agrícola, que é responsabilizado pela alteração dos processos físicos e da biodiversidade natural, embora seja resultante da remoção da floresta *per se*.

Para OUYANG et al. (2008), a implementação de boas práticas de manejo ambiental em bacias agrícolas depende, prioritariamente, da avaliação das fontes de poluição difusa contribuintes, uma vez que os nutrientes dessas fontes podem aumentar a produção primária e intensificar a eutrofização da água.

Segundo COGO et al. (2003), as grandes erosões ocorrem, geralmente, quando coincide o período de alto risco de erosão (período de elevada erosividade das chuvas) com o período crítico de erosão da cultura (período de pouca proteção ao solo, propiciada pelas plantas em crescimento).

A respeito do uso do solo para a atividade agrícola, TUCCI & MENDES (2006) citam plantios que incorporam boas práticas, produzem efeitos importantes como o direcionamento do escoamento superficial, que evita a erosão e o dano nas culturas e melhora as condições para a infiltração de água em situações de chuvas de baixa ou média intensidade. Observam ainda, que a prática do plantio direto permite maior infiltração da água de chuva, reduz o escoamento superficial, produz uma maior regularização sobre o fluxo de estiagem e tende a apresentar também aumento de escoamento médio.

3.3.3. Erosão e perda de solo

A fonte mais significativa de poluição da água é o solo, cujas partículas são transportadas pela água da chuva que escoam pelas vertentes em todas as direções.

Ao contrário da poluição proveniente de fontes pontuais, tais como as industriais e de tratamento de águas residuais, este tipo de poluição é nominada “difusa”, porque provém de fontes não individualizadas. O desprendimento de partículas e o transporte de sedimentos e de poluentes são conseqüências diretas da energia cinética das enxurradas e, ao final, alcança os corpos hídricos.

A degradação do solo nos trópicos é reconhecida como um problema grave e generalizado, mas ainda carece de estudos integrados para mais bem identificar as possibilidades de mitigação. A erosão impõe reflexos graves sobre a produtividade agrícola, provocando perdas de solo, de água e de nutrientes. As perdas hídricas e químicas determinadas pelas enxurradas podem também acarretar a eutrofização da água (OLDEMAN et al., 1990; OLDEMAN, 1994; LAL, 1998; HERNANI et al. 1999; SCHAEFER et al., 2002).

SCHICK et al. (2000) afirmam que a erosão hídrica é um processo complexo que se manifesta em intensidade variável, dependendo da importância relativa do clima, solo, topografia, vegetação e uso do solo, práticas conservacionistas

complementares e atividade do homem. Ressalta que dentre os fatores que afetam mais fortemente a erosão, destaca-se a cobertura do solo.

Grande parte do comportamento dos solos é determinada por sua textura, que determina sua permeabilidade e a susceptibilidade à erosão. Conforme SILVA et al. (1999), a erosão causada pelo escoamento superficial não é a mesma em todos os solos e a textura do solo é um dos fatores que influi na maior ou menor quantidade de solo arrastado pelo escoamento superficial.

Para BEUTLER et al. (2003) o manejo adequado do solo é capaz de reduzir a capacidade de desagregação e o transporte de sedimentos ocasionados pelos agentes erosivos e contribuir para a diminuição das perdas de solo e água.

Entretanto, independentemente do sistema de manejo adotado, o solo apresenta um limite de infiltração de água relacionado à sua capacidade de armazenamento e a partir desse limite as diferenças nas perdas de água entre tipos de manejo do solo tendem a diminuir, especialmente nos episódios de chuvas torrenciais (BERTOL, 1994 *apud* BEUTLER et al., 2003).

Os riscos de erosão são bastante aumentados sob métodos de preparo do solo relacionados à intensa mobilização de massa, o que justifica a adoção de práticas conservacionistas, que reduzem o revolvimento do solo e mantém os resíduos culturais em sua superfície ou semi-incorporados (COGO et al., 2003).

BEUTLER et al. (2003) concluem que as menores perdas de água são, em geral, explicadas pela maior cobertura e conseqüente maior proteção contra o selamento superficial do solo, além de sua provável melhor estruturação, também associada à rotação de culturas e ao não-revolvimento. Adicionalmente, constata que os preparos conservacionistas são mais eficazes do que os convencionais no controle das perdas de solo e água por erosão hídrica.

A cobertura do solo proporcionada pelos resíduos culturais deixados na superfície tem ação direta e efetiva na redução da erosão hídrica, em virtude da dissipação de energia cinética das gotas da chuva, a qual diminui a desagregação das partículas de solo e o selamento superficial e aumenta a infiltração de água. Ela atua ainda na redução da velocidade do escoamento superficial e, conseqüentemente, da capacidade erosiva da enxurrada (SLONEKER & MOLDENHAUER, 1977; COGO, 1981; COGO et al., 2003).

Diversas pesquisas têm demonstrado a eficácia dos preparos conservacionistas de solo no controle da erosão, com reduções de 50 a 95 % nas perdas de solo, em relação ao preparo convencional (COGO et al., 2003).

No entanto, as perdas de água, de modo geral, têm sido variadas e bem menos influenciadas pela cobertura superficial morta do que as perdas de solo (COGO, 1981; BERTOL et al., 1989; ALVES et al., 1995; COGO et al., 2003), mostrando-se mais dependentes do regime de chuva, tipo de solo, topografia e seqüência/rotação cultural utilizada no sistema global de manejo do solo da propriedade (COGO et al., 2003).

A declividade do terreno é outro fator que influencia fortemente as perdas de solo e água por erosão hídrica, pois, à medida que ela aumenta, aumentam o volume e a velocidade da enxurrada e diminui a infiltração de água no solo. Com isso, aumenta a capacidade de transporte das partículas de solo pela enxurrada, assim como a própria capacidade desta de desagregar solo, por ação de cisalhamento, principalmente quando concentrada nos sulcos direcionados no sentido da pendente do terreno (COGO et al., 2003).

O uso da terra exerce significativa influência sobre a viabilidade da infiltração de água no solo, que pode ser modificada pelo homem por meio de programas de manejo. As constantes mudanças no uso do solo provocam importantes alterações no balanço de água, associadas à erosão e ao transporte de sedimentos e de elementos químicos, que causam modificações no sistema ecológico e na qualidade da água (PINTO et al., 2003).

O cálculo da quantidade de sedimentos anualmente carreados em uma determinada bacia hidrográfica envolve comumente duas fases. A primeira trata da estimativa da perda de solo e conta com várias metodologias de predição. A segunda relaciona a perda de solo estimada com a proporção de transporte desses sedimentos e resulta na estimativa da parcela de sedimentos transportados que é depositada a jusante do curso d'água (DICKINSON & WALL, 1977).

Para AVANZI et al. (2008) a estimativa das perdas de solo por erosão possibilita a formulação de propostas de ações corretivas para o uso e de manejo das terras e, para tanto, indica a Equação Universal de Perdas de Solo Modificada – MUSLE,

desenvolvida por WILLIAMS (1975) a partir do modelo USLE proposto por WISCHMEIER & SMITH (1960,1978).

A Equação Universal de Perda de Solo – USLE é um modelo paramétrico proposto por WISCHMEIER & SMITH (1960, 1978), que permite o cálculo da quantidade média de solo perdida a partir de processos de erosão hídrica superficial por unidade de área e tempo. A equação é do tipo:

$$A = R. K. L. S. C. P \quad [3.1]$$

na qual A, em $t.ha^{-1}.ano^{-1}$, refere-se à quantidade de solo perdida e é representada pelos parâmetros: R, em $t.m.ha^{-1}.mm.h^{-1}$, que é o fator de erosividade da chuva; K em $t.h^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$, que é a erodibilidade dos solos; L, adimensional, que é o fator de comprimento de rampa; S, adimensional, que é o fator de declividade de vertentes; C, adimensional, que é o fator de uso e manejo do solo; e P, adimensional, que é o fator de práticas conservacionistas.

COSTAS (2003) diz que a USLE superestima a produção de sedimentos, pois resulta na produção bruta de sedimentos, uma vez que sua aplicação em bacias hidrográficas requer a estimação da taxa de condução de sedimentos (Sediment Delivery Ratio – SRD), definida pela fração da produção bruta de sedimentos que alcançará a saída da área de drenagem considerada.

WILLIAMS (1975) propôs uma modificação na Equação Universal de Perdas de Solo, com a substituição do fator R da USLE por um fator de volume de escoamento superficial associado à vazão de pico do hidrograma de cheia, dando uma nova forma à equação e definindo a Equação Universal de Perda de Solo Modificada – MUSLE:

$$Y = \alpha (Q. q_p)^{\beta}. K. L. S. C. P \quad [3.2]$$

Nesse contexto, a modificação proposta por WILLIAMS (1975) restringiu-se à substituição do fator de erosividade da chuva pelo fator de escoamento superficial, que introduz na equação os parâmetros Q , que representa o volume de escoamento superficial, em m^3 ; q , que se refere à vazão de pico do evento, em $m^3.s^{-1}$; e os coeficientes α e β , que calibram o modelo.

Segundo CHAVES (1991), a MUSLE apresenta um grande potencial de aplicação no Brasil, em virtude da simplicidade de sua estrutura, ao número relativamente baixo de parâmetros empregados e à facilidade de calibração e aplicação, oferecendo bons resultados na previsão da produção de sedimentos em pequenas e médias bacias hidrográficas, a partir de séries de chuvas individuais.

De acordo com TORRES-BENITES *et al.* (2005), a modificação feita por Williams elimina a necessidade de calcular a taxa de descarga e permite que a equação seja aplicada em eventos individuais de chuva.

A disponibilidade de um instrumento que viabilize a informação sobre o processo de sedimentação em uma bacia hidrográfica é fundamental para o planejamento de uso e ocupação sustentável da bacia, que permitirá a manutenção dos usos múltiplos de água e solo naquele espaço.

MINELLA *et al.* (2007) destacam a existência de várias fontes de sedimentos na escala de uma bacia hidrográfica rural, como lavouras, pastagens, florestas, rede fluvial e estradas, e cada uma tem características diferentes na magnitude de contribuição e potencial de contaminação.

MERTEN & MINELLA (2002) dizem que o deflúvio superficial em bacias hidrográficas com topografia acentuada e exploradas por agricultura intensiva (culturas anuais, por exemplo) apresenta grande energia para desagregar o solo exposto e transportar sedimentos poluidores para os corpos de água.

SCHICK *et al.* (2000), ao destacarem a ação erosiva do impacto das gotas de chuva e do escoamento superficial e a forte influência da cobertura e rugosidade do solo, tipo de cultura e sistema de preparo nesse contexto, sinalizam o benefício dos preparos conservacionistas, que diminuem a erosão hídrica em

relação aos preparos convencionais, por meio da cobertura e rugosidade superficial.

ANDERSON et al. (1976) afirmam que a cobertura florestal reduz fortemente o volume de erosão do solo e pelo aporte dos sedimentos aos cursos de água, o qual é responsável por até 80% da deterioração da qualidade da água.

BACELLAR (2000) avalia que a vegetação de porte incorpora grande quantidade de matéria orgânica ao solo, o que favorece a formação de micro e macroporosidade e, em conseqüência, a infiltração. Além disso, floresta atua no sentido de conter a erosão hídrica e os movimentos de massa rasos, reduzindo a carga sedimentar nos rios e regula a temperatura de suas águas.

ERNST et al. (2004) afirmam que a alteração do uso do solo pode afetar a qualidade de água e, conseqüentemente, os custos de tratamento. A proteção de florestas para que cumpram o papel de filtros naturais traz o benefício da redução do aporte de poluentes aos cursos d'água.

Para RHEINHEIMER et al. (1998) a adoção do plantio direto proporciona ao solo cobertura suficiente para dissipação da energia cinética das gotas de chuva e barreiras para o escoamento superficial da água, diminuindo a degradação das terras pela erosão, enquanto em um sistema convencional, cujas aração e gradagem antecede cada cultivo, o solo fica mais suscetível à desagregação do solo superficial pela ação da chuva e, com o escoamento, a água torna-se veículo para o transporte de partículas e promove a degradação das terras.

O contraponto que DUDLEY & STOLTON (2003) apresentam relativamente à presença de florestas como estruturas de proteção do solo é que estas têm efeito significativo sobre a qualidade da água, já que o uso limitado representa também menor quantidade de poluentes e de sedimentos.

3.4. Serviços ambientais

A respeito dos serviços ambientais a literatura registra distinções relativas à interpretação que é dada a cada tipo de serviço, tanto em termos de seu conteúdo

interno – condições, processos, funções –, como no externo – o que é benefício e o que é serviço (CONSTANZA et al. 1997; PATTANAYAK, 1998; BINNING et al., 2001; SWEENEY et al. 2004; BOYD et al., 2007; SWINTON et al. 2007; WALLACE, 2007; FISHER & TURNER, 2008; FISHER et al., 2009; STENGER et al.; 2009).

Em um desses contextos, por exemplo, PATTANAYAK (2004) registra como serviços ambientais florestais, o controle da erosão, a melhoria da qualidade do solo, o incremento no volume total de água, a estabilização da distribuição de vazões e o controle de sedimentos.

Para BINNING et. al. (2001), os serviços ambientais são benefícios ecológicos, financeiros e culturais que fluem a partir de recursos naturais como solo, sistemas aquáticos, plantas, animais, outros organismos vivos e atmosfera.

WALLACE (2007) diz que os serviços ambientais são os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas, incluem alimentos, água, madeira, lazer, valores culturais etc. e são obtidos por meio de sua gestão.

Na visão de BOYD et al. (2007) os serviços ambientais são os componentes da natureza, cujo uso ou consumo direto produz bem-estar humano.

Entretanto, destacam FISHER & TURNER (2008) a necessidade de definição clara do conceito de serviços ambientais, unânime, que lhe dará a operacionalidade necessária para apoiar as decisões de gestão. Sugerem os autores que as diferenças conceituais existem pelo fato de que os sistemas de classificação de serviços ambientais são adotados em função de cada contexto específico em que estão sendo utilizados.

O conceito proposto por FISHER et al. (2009) é de que os serviços ambientais são os aspectos dos ecossistemas que são utilizados ativa ou passivamente para a produção de bem-estar humano.

Os autores apresentam duas condições básicas para que determinado aspecto ambiental possa ser “enquadrado” como um serviço: 1) serviços ambientais são fenômenos ecológicos; e 2) serviços ambientais não têm como serem utilizados

diretamente na obtenção do bem-estar humano, mas serão identificados como serviços ambientais se e somente se houver seres humanos que deles beneficiem.

3.4.1. Serviços ambientais hidrológicos

É possível reduzir a erosão e sedimentação em até 90% por meio de práticas de gestão, que controlam o escoamento superficial da água, mantêm o solo no local e reduzem o transporte das partículas de solo (EPA, 2005).

Segundo SWEENEY et al. (2006), há muitas razões para proteger as bacias hidrográficas que abrigam as fontes de captação de água para abastecimento, uma vez que é inegável o forte relacionamento existente entre a intensidade do uso antrópico da bacia, a degradação da qualidade da água e o custo de fornecimento de água potável à população.

DEARMONT et al. (1997) estimaram os custos do tratamento de água em âmbito municipal como função da qualidade da água bruta superficial, usando os sedimentos como o principal indicador de qualidade da água, tendo verificado que aproximadamente 68% do total de sólidos em suspensão nos cursos de água é proveniente de fontes de poluição difusa na bacia hidrográfica. Além disso, os sedimentos transportam contaminantes químicos, como fertilizantes e pesticidas, que aderem às partículas de solo.

Os autores constataram que a contaminação da água bruta com substâncias orgânicas (principalmente agrotóxicos) e inorgânicas (As, Ba, Pb, Hg, e NO_3^-) determina custos de tratamento 28,5% maiores que o praticado para a água sem esses contaminantes; e que cada acréscimo de 1% na turbidez da água bruta, determina 0,25% de aumento do custo de tratamento.

Segundo ANDREOLI, et al. (2000), o setor de saneamento necessita incluir o desafio da conservação de mananciais desde o planejamento até a operação e em todos os níveis institucionais, de modo que novos projetos a serem implantados avaliem os pontos de captação, considerando cenários futuros de desenvolvimento, para relacionar as diferentes opções técnicas.

ERNST et al. (2004) argumentam que o tratamento químico da água para torná-la potável é fundamental para a prevenção de doenças de veiculação hídrica, mas as ações primárias vinculadas ao saneamento, como a seleção de fontes de água de alta qualidade e o gerenciamento e proteção dessas fontes, são igualmente importantes no esforço de maximizar a proteção à saúde pública.

A pesquisa realizada por ERNST et al. (2004) junto a 27 empresas de saneamento instaladas nos Estados Unidos da América mostrou que os custos de tratamento e de produtos químicos são reduzidos em 20% mediante um aumento de 10% da cobertura florestal e que esta pode explicar variações de até 55% nos custos de tratamento de água, conforme Tabela 3.2:

Tabela 3.2. Custos de tratamento e de produtos químicos em relação ao percentual de área florestada em bacias hidrográficas de mananciais de abastecimento

% de cobertura florestal	Custos de tratamento e produtos químicos para 1.000 m ³ (R\$)	% de alteração nos custos	Custo médio de tratamento para 10.000 m ³ de água (R\$)	
			por dia	por ano
10%	54,08	19%	540,76	197.377,47
20%	43,73	20%	437,31	159.618,30
30%	34,32	21%	343,27	125.291,78
40%	27,27	21%	272,73	99.546,89
50%	21,63	21%	216,31	78.950,99
60%	17,39	20%	173,98	63.504,06

Fonte: Adaptado de ERNST et al. (2004), com equivalência de moedas de US\$ 1,00 = R\$ 1,78.

A relação verificada entre a presença de cobertura florestal e o custo de tratamento e de produtos químicos para a disponibilização de água tratada para a população é mostrada na Figura 3.2:

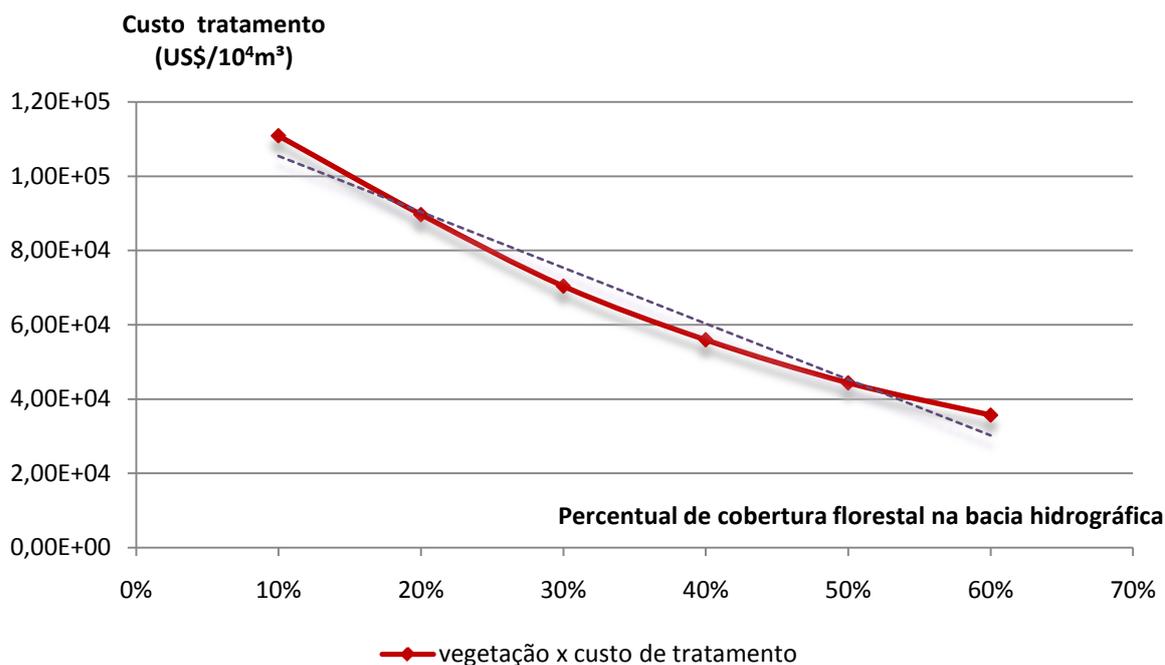


Figura 3.2. Influência da cobertura florestal na bacia hidrográfica de mananciais de captação sobre os custos de tratamento de água (baseado em ERNST et al., 2004).

PATTANAYAK (2004) observa que o interesse na valoração dos serviços ambientais é decorrência do rápido desaparecimento das florestas no mundo e, com elas, os benefícios que proporcionam tais como a mitigação de cheias, secas e da erosão do solo, que são exemplos importantes dos pouco valorizados benefícios resultantes das funções dos ecossistemas naturais.

SWEENEY et al. (2004) reafirmam o papel de amortecedor da vegetação ripária, que dizem garantir a quantidade e a qualidade da água, além de mostrar resultados relativos à redução do assoreamento e à melhoria da capacidade de diluição de poluentes.

Os três principais responsáveis pela poluição hídrica que decorre da atividade agrícola são os sedimentos, os nutrientes e os pesticidas, quando carregados por escoamento superficial desde as áreas de cultivo até os cursos de água (CARPENTER et al., 1998; HUNT, 1999; SCHULTZ, 2004, DOWD et al. 2008).

Fertilizantes nitrogenados, por exemplo, podem lixiviar através do perfil do solo na forma de nitrato e surgir em águas superficiais, que entram em processo de

eutrofização, contribuindo para o desequilíbrio do sistema natural (CARPENTER ET AL., 1998; DIAZ & SOLOW, 1999; DOWD et al. 2008).

DOWD et al. (2008) ressalta que a opção por boas práticas de manejo (BPM) é uma medida menos onerosa e mais eficaz para os agricultores interessados em manter indefinidamente o cultivo do solo como atividade econômica. Nesse âmbito, uma das indicações pertinentes é a implantação de faixas-tampão ao longo dos cursos de água, a fim de limitar a descarga de sedimentos.

CHAVES & PIAU (2008) destacam que o efeito da mudança do uso e manejo do solo sobre o escoamento superficial e sobre o aporte de sedimentos é mais acentuado quanto mais expressiva for a precipitação pluviométrica média anual, condição esta agravada em um cenário de uso agrícola do solo em sistemas de plantio convencional.

BROOKS et al. (2003) afirmam que os processos hidrológicos contribuem para o aumento na carga de sedimentos nos cursos d'água, a qual é considerada uma das causas mais comuns de degradação da qualidade de água. Maiores concentrações de sedimentos em suspensão são frequentemente o resultado da erosão acelerada causada por distúrbios nas áreas de drenagem, como a expansão urbana, construção de estradas, o cultivo agrícola, pastoreio pelo gado, operações de supressão da vegetação, ou catástrofes naturais.

SWIFT et al. (2004) apontam exemplos de serviços ambientais particularmente importantes na composição de ecossistemas naturais e paisagens agrícolas, como a manutenção da diversidade genética, que é essencial para o sucesso tanto da agricultura como da pecuária; ciclagem de nutrientes; controle biológico de pragas e doenças; controle da erosão e retenção de sedimentos; e regulação de vazões. Em escala global, outros serviços tornam-se importantes, tal como a regulação da composição de gases na atmosfera.

3.5. Valoração de serviços ambientais

Na opinião de COSTANZA et al. (1977) os serviços dos sistemas ecológicos e os estoques de capital natural que os produzem são fundamentais para o funcionamento e suporte da vida na Terra e representam parte do valor econômico total do planeta.

ANDRADE et al. (2003) mencionam o desenvolvimento de técnicas de valoração dos custos e benefícios gerados por intervenções ao meio ambiente como uma necessidade aliada às preocupações em quantificar as mudanças na qualidade ambiental.

HENRIQUES & WEST (2000) afirmam que durante a última década, a utilização de instrumentos econômicos e financeiros assumiu importância crescente na gestão sustentável do ambiente, particularmente da água, cuja estimativa de custo total deverá envolver não só os custos dos serviços da água, mas também os custos ambientais e os relativos à escassez do recurso.

HOLMES et al. (2004) listam serviços ambientais que decorrem da restauração da vegetação ripária em bacias hidrográficas, entre os quais se destacam o controle da erosão do solo e redução do carreamento de sedimentos e a melhoria da qualidade da água.

STENGER et al. (2009) observam que os ecossistemas florestais contribuem para a proteção do solo da erosão e para a regulação do sistema hidrológico, reduzindo a variação das vazões, além de influírem na regulação do clima, no volume do estoque de carbono e na purificação do ar e da água.

No mesmo sentido, DAVIES & MAZUMDER (2003) afirmam que o gerenciamento de mananciais destinados ao abastecimento público tem a importância de reduzir significativamente custos e riscos associados às águas disponibilizadas à população.

Em contraponto, REIS (2004) destaca que o estabelecimento de florestas protegidas ou recuperadas pode ser bom para os recursos hídricos, mas implica em modificações na vida das pessoas que vivem nessas áreas e têm suas próprias idéias de como essas deveriam ou poderiam ser utilizadas.

Na mesma linha, SARCINELLI et al. (2009) observa que os benefícios econômicos decorrentes da adoção de práticas e medidas voltadas para a conservação do solo não são suficientes para incentivar os agricultores a adotar tais medidas e práticas, uma vez que, no curto prazo, a lucratividade das atividades é menor e se contrapõe aos esperados benefícios econômicos de médio e longo prazo.

STENGER et al. (2009) afirmam que a tendência é de surgirem novos mercados para os produtos florestais, entre eles a purificação da água, de modo que é necessário aprofundar na avaliação de sua utilização passiva e no desenvolvimento de estudos voltados para os métodos de valoração dos produtos e serviços florestais nesses mercados emergentes.

O valor econômico ou o custo de oportunidade dos recursos ambientais normalmente não é observado no mercado por intermédio do sistema de preços. No entanto, como os demais bens e serviços presentes no mercado, seu valor econômico deriva de seus atributos, com a peculiaridade de que esses atributos podem ou não estar associados a um uso (MOTTA, 2006).

MAIA et al. (2004) trazem à tona que a escolha correta do método de valoração a ser usado deve considerar, entre outras coisas, o objetivo da valoração, a eficiência do método para o caso específico e as informações disponíveis para o estudo. No processo de análise devem estar claras as limitações metodológicas, e as conclusões devem se restringir às informações disponíveis.

PEARCE et al. (2006) observam que a análise de custo – benefício (ACB) é baseada na noção de preferências, as quais se revelam no mercado por meio da decisão de gastar ou de não gastar, sempre em termos financeiros. Nesse âmbito, a *disposição a pagar* é o meio mais adequado para medir essa preferência e o dinheiro é o meio que lhe dá acesso. Adicionalmente, para o caso de perdas potenciais, é cabível alinhar o conceito à *disposição para aceitar a compensação* pela possível perda.

A menção aos pagamentos por serviços ambientais – PSA remete à viabilização da valoração desses serviços. Segundo HEK et al. [2004?] em um sistema de PSA, é fundamental o estabelecimento de uma relação clara entre usuários e provedores de um serviço bem definido, de modo a construir um mercado para um serviço ambiental que habitualmente não tem preço.

Para HEIN et al. (2006) a oferta de serviços ambientais pode ser avaliada com o auxílio do esquema mostrado na Figura 3.3 a seguir:

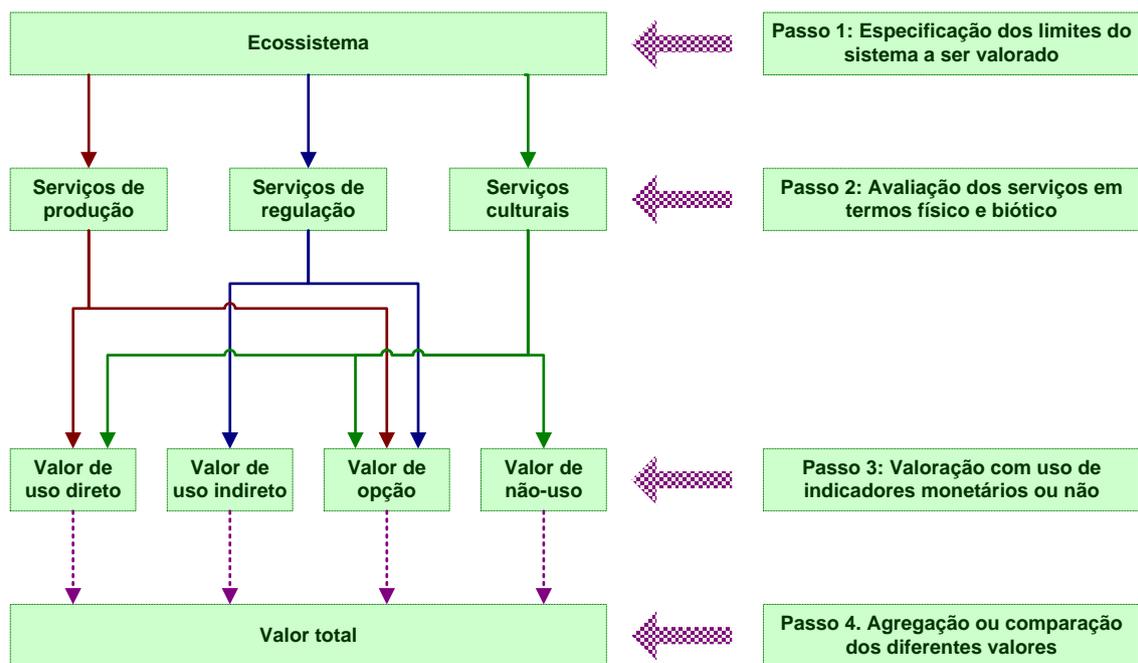


Figura 3.3. Estrutura de avaliação da oferta de serviços ambientais (HEIN et al., 2006).

Ensinam NOGUEIRA et al. (1998) que os métodos de valoração econômica ambiental são técnicas específicas para quantificar (em termos monetários) os impactos econômicos e sociais de projetos cujos resultados numéricos vão permitir uma avaliação mais abrangente.

MOTTA (2006) apresenta a classificação consagrada relativa aos métodos de valoração, indicando a forma utilizada para a realização das estimativas.

Tabela 3.3. Métodos usuais de valoração de serviços ambientais

CLASSIFICAÇÃO	MÉTODOS	ESTIMATIVA		
		DIR	IND	
	Produtividade Marginal		X	
Função de Produção	Mercado de Bens Substitutos		Custos de Reposição	X
			Custos Evitados	X
			Custos de Controle	
		Custo de Oportunidade		X
Função de Demanda	Mercados de Bens		Preços Hedônicos	X
	Complementares		Custo de Viagem	X
		Valoração Contingente	X	

Fonte: MOTTA (2006).

3.5.1. Método da Produtividade Marginal

Está classificado como método de função de produção e é descrito por $P = f(Y, R)$, onde R representa o valor econômico de uso de bens e serviços ambientais, que está correlacionado a um estoque ou nível de qualidade Y, de modo a resultar na produção P (MOTTA, 2006). Esta função irá mensurar o impacto no sistema produtivo dada uma variação marginal – a cada acréscimo ou decréscimo de 1 unidade – na provisão do bem ou serviço ambiental e, a partir desta variação, estimar o valor econômico de uso do recurso ambiental (MAIA et al., 2004).

Em tal medida, relaciona o nível de provisão do recurso ambiental ao nível de produção respectivo do produto no mercado (MAIA, 2002), de modo que sua aplicação ajusta-se melhor aos bens e serviços comercializáveis.

3.5.2. Método do Custo de Oportunidade

É o custo associado a uma determinada escolha, que é medido em termos da melhor oportunidade perdida. Segundo MOTTA (2006) este método não valora diretamente o recurso ambiental, pelo contrário, estima o custo de preservá-lo pela não-realização de uma atividade econômica concorrente, ou seja, aquelas que não serão desenvolvidas para que uma determinada área seja preservada.

3.5.3. Método da Valoração Contingente

É um método de função de demanda que procura mensurar monetariamente o impacto no nível de bem-estar dos indivíduos decorrente de uma variação quantitativa ou qualitativa dos bens ambientais (MOTA, 2006) e faz uso de pesquisas amostrais para identificar, em termos monetários, as preferências individuais em relação a bens que não são comercializados em mercados.

É o único método que permite a estimação de *valores de existência* ou de *não-uso*, e sua aplicação é ampla no âmbito da valoração de áreas conservação ou de preservação ambiental.

3.5.4. Mercado de Bens Complementares: - Método dos Preços Hedônicos

Hedônico é o termo que identifica algo pelo prazer que é capaz de proporcionar e, no contexto da valoração ambiental, indica o estabelecimento de uma relação entre os atributos de um bem e seu preço de mercado (MAIA et al., 2004).

MOTTA (2006) esclarece tratar-se de método de função de demanda, que se baseia no pressuposto de que há bens ou serviços cujo valor varia em função do valor de outros bens ou serviços que a eles se relacionam. Aponta que o método é frequentemente relacionado aos preços das propriedades, cujo modelo econométrico é formulado a partir de suas características ambientais. No entanto, uma série de limitações e dificuldades acompanha sua aplicação, indicando sua utilização em condições muito específicas, para que possa atender adequadamente o objetivo da valoração.

3.5.5. Mercado de Bens Complementares: - Método do Custo de Viagem

BRAGA et al. (2008) informam que a idéia básica do método de Custos de Viagem é a de que os gastos realizados pelos indivíduos para se deslocarem a um lugar, geralmente para recreação, podem ser utilizados para mensurar os bens ou serviços ambientais geradores dos benefícios proporcionados por esta recreação.

MOTTA (2006) diz que o método estima a demanda por um sítio natural com base nos custos incorridos para acessá-lo e representa a máxima disposição a pagar pelos serviços ambientais oferecidos no sítio natural que se pretende visitar.

3.5.6. Mercado de Bens Substitutos: - Método do Custo Evitado

Em termos da valoração ambiental, o método do custo evitado é aquele que estima o valor de um recurso ambiental através dos gastos com atividades defensivas substitutas ou complementares, que podem ser consideradas uma aproximação monetária sobre as mudanças destes atributos ambientais (MAIA, 2002).

3.5.7. Mercado de Bens Substitutos: - Método do Custo de Controle

O custo de controle representa os gastos necessários para evitar a variação do bem ambiental e manter a qualidade dos benefícios gerados à população. É o caso do tratamento de esgoto para evitar a poluição dos rios e um sistema de controle de emissão de poluentes de uma indústria para evitar a contaminação da atmosfera (MAIA, 2002).

3.5.8. Mercado de Bens Substitutos: - Método do Custo de Reposição

O método do custo de reposição se fundamenta na valoração do bem ambiental perdido tendo em vista a intenção de repor.

Segundo RODRIGUES et al. (2001) o método custo de reposição é freqüentemente utilizado como uma medida do dano causado. A sua operacionalização 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 e, nesse contexto, trata a qualidade ambiental como um fator de produção.

NOGUEIRA et al. (1998) dizem que a abordagem do método do custo de reposição é correta nas situações em que é possível argumentar que a reparação do dano *deve* acontecer por causa de alguma outra restrição, p. e., 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.

Assim, mudanças na qualidade ambiental conduzem a mudanças na produtividade e nos custos de produção. Mudanças na produtividade levam, por sua vez, a mudanças nos preços e níveis de produção, que podem ser observados e mensurados.

MAIA et al. (2004) informam que o método do custo de reposição é normalmente aplicado na valoração de serviços ambientais associados à cobertura e fertilidade do solo e suas estimativas baseiam-se em preços de mercado para repor ou reparar o bem ou serviço danificado, partindo do pressuposto que o recurso ambiental possa ser devidamente substituído.

Completam MAIA et al. (2004) que uma das desvantagens do método é que, por maiores que sejam os gastos envolvidos na reposição, nem todas as complexas propriedades de um atributo ambiental serão repostas pela simples substituição do recurso e, nesse âmbito, os reflorestamentos estão longe de recuperar toda a biodiversidade existente em uma floresta nativa, assim como a adubação química jamais irá repor integralmente toda fertilidade do solo que levou milhões de anos para se constituir.

A grande limitação do método do custo de reposição é sua incapacidade de refletir o verdadeiro valor da disposição a pagar dos indivíduos por uma melhoria ambiental. Além da dificuldade técnica de realmente devolver-se um ativo ambiental ao seu estado pré-degradação, o método do custo de reposição claramente exclui qualquer possibilidade de se estimar valor de opção e valor existência desse ativo (NOGUEIRA et al.,1998).

3.6. Análise econômica do serviço ambiental

MARX (1867) concentrou sua inestimável contribuição para a economia na relação capital – trabalho, partindo da análise da mercadoria, forma elementar da riqueza das sociedades.

Na determinação do valor da mercadoria, Marx define a substância do valor como sendo o trabalho, tendo como grandeza sua duração. Nesse âmbito, algo que seja útil ao homem, mas não provenha do trabalho, não será um valor. E completa: [...] *assim acontece com o ar, prados naturais, terras virgens etc.*

O conceito de que mercadoria e trabalho são inter-relacionados permanece e, reunidos ao capital, seguem definindo a função de produção. Diante dessa obviedade, a valoração do meio ambiente *per se* parece desfocada da realidade do mundo das mercadorias.

Entretanto, no século 21, já devidamente instalada no contexto teórico da microeconomia do bem-estar, ensina MOTTA (2006) que a tarefa de valorar economicamente um recurso ambiental consiste em determinar quanto melhor ou pior estará o bem-estar das pessoas devido a mudanças na quantidade de bens e serviços ambientais, seja na apropriação por uso ou não.

Relatório da ONU (2003) explica que a estimação do valor dos serviços de ecossistema pode ter diferentes significados: avaliar a contribuição total que os ecossistemas dão para o bem-estar humano; compreender os incentivos que decisores individuais têm quando gerem os ecossistemas de diferentes maneiras; e avaliar as consequências de rumos de ação alternativos. Em qualquer dos contextos, o problema comum nas estimações de valor é a existência de informação só para algumas conexões da cadeia e o fato de muitas vezes as unidades da composição ser incompatíveis.

Para NOGUEIRA et al. (1998), os métodos de valoração econômica ambiental são instrumentos analíticos que contribuem para uma técnica de avaliação de projetos mais abrangente: a conhecida análise custo-benefício (ACB).

De acordo com RODRIGUES et al. (2001), a compreensão tradicional da análise custo-benefício mostra uma comparação dos benefícios de um empreendimento, sobretudo suas receitas geradas, com os seus custos.

SARCINELLI et al. (2009) conceituam a Análise de Custos e Benefícios (ACB) como sendo a técnica econômica utilizada para determinar prioridades na avaliação de projetos/investimentos, ainda que com limitações quando se trata de projetos que envolvam incertezas ambientais.

MONTIBELLER-FILHO (2008) diz que a ACB consegue abordar o valor intrínseco da natureza, nas preferências das gerações atuais e futuras. Entende que o método consiste em aceitar que as populações atuais são capazes de expressar preferências em relação ao meio ambiente, ou seja, decidir em que medida utilizar ou não utilizar absolutamente um recurso ou serviço ambiental, considerando, além da sua, as preferências que julga terão as gerações futuras e sabendo levar em conta, inclusive, o valor não instrumental da natureza.

HANLEY & BLACK (2006) registram que a análise de custo-benefício (ACB) foi, durante anos, vista como um modo prático de testar a eficiência da alocação de recursos e que, de fato, é uma ferramenta importante para a verificação da melhoria do bem-estar social a partir da implantação de projetos ou de políticas públicas, simplesmente pela indicação de haver um número de beneficiados que compense o número de perdedores.

Segundo PEARCE (1998) a análise de custo/benefício essencialmente compara ganhos e perdas associadas a um projeto de investimentos e definidos em termos de aumento ou diminuição do bem-estar – ou utilidade – das pessoas, sendo mensurados, individualmente, em termos da disposição a pagar para ganhar ou para não perder; ou disposição a aceitar uma compensação pela perda ou por ter ficado sem um benefício. A análise tomada ao longo do tempo deverá considerar a tendência de o indivíduo preferir o presente em relação ao futuro, o que determina a aplicação de uma taxa de desconto sobre os valores futuros, para que a análise possa ser realizada segundo a mesma regra comparativa.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. A Bacia Hidrográfica do Ribeirão Pipiripau – BHIRP

De acordo com CAESB (2001), a bacia hidrográfica do ribeirão Pipiripau localiza-se no nordeste do Distrito Federal, próxima à cidade de Planaltina, e engloba três núcleos rurais, denominados Santos Dumont, Taquara e Pipiripau.

A bacia, cuja localização é mostrada na Figura 4, possui perímetro igual a 86,2 km e altitudes que variam entre 905 e 1.225 m, abrange uma área de drenagem de 23.527,33 hectares diretamente relacionada ao ribeirão Pipiripau, com 41 km de extensão, o qual deságua no rio São Bartolomeu, um dos mananciais mais importantes do Distrito Federal.

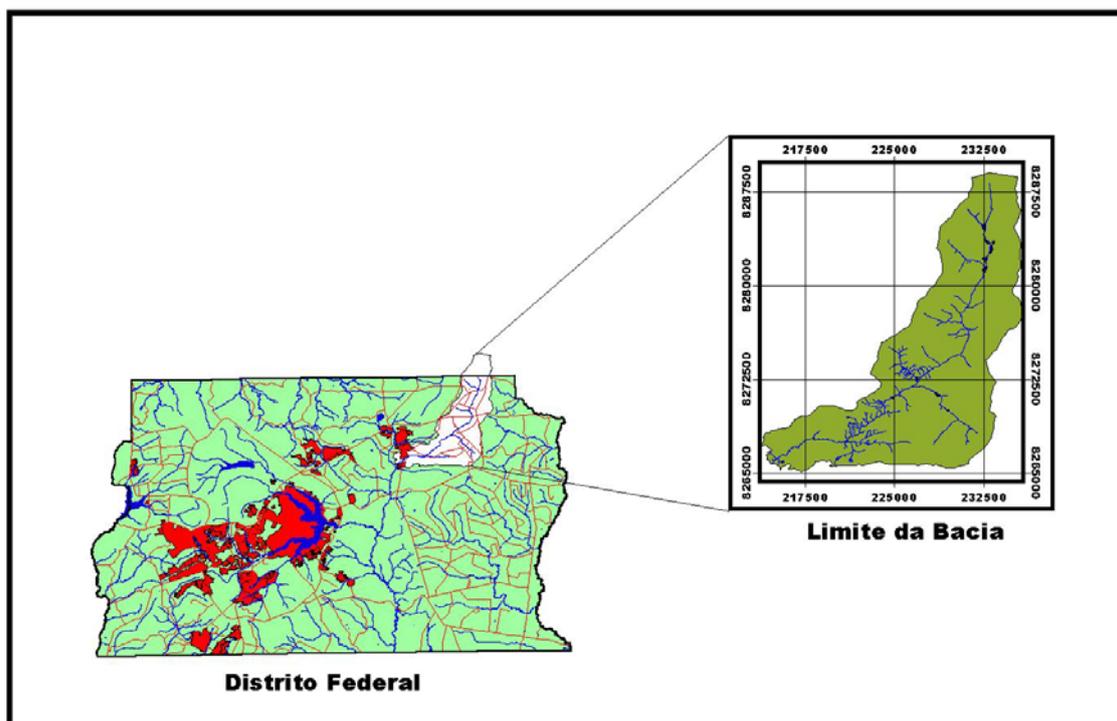


Figura 4.1. Localização da BHIRP (CAESB, 2001).

O ribeirão Pipiripau é um manancial de água cuja captação para o abastecimento humano é administrada pela Caesb e integra o sistema Sobradinho – Planaltina, tendo entrado em operação em 15 de agosto de 2000. A captação do Pipiripau apresentou uma produção média mensal de 164 L/s em 2008, a qual representa 25,9% da vazão total captada para o Sistema, e 2,3% da vazão total captada para o Sistema Produtor de Água do Distrito Federal (SIAGUA, 2008).

Além disso, a BHIRP abriga uma área de 1.075,33 ha de cultivos irrigados e a alocação de água na Bacia lida com a escassez durante os períodos de estiagem (maio-outubro).

A água captada no ribeirão Pipiripau é tratada, juntamente com as águas das captações do Fumal e do Brejinho, na Estação de Tratamento Pipiripau (ETA-PI1), que dispõe de estrutura para o tratamento de água com dupla filtração, uma ascendente e outra descendente, com sistema de reaproveitamento total da vazão destinada à lavagem de filtros (SIAGUA, 2008).

Na ocasião da elaboração do Plano de Proteção Ambiental da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Pipiripau, o levantamento realizado a respeito da integridade e supressão da cobertura vegetal informou que a maior parte da proteção natural de cursos d'água e de outros corpos hídricos (Áreas de Preservação Permanente – APPs; Art. 2º, alíneas a, b e c, Código Florestal) estava presente, ainda que, de modo geral, tenha sido verificado um nível superior a 50% de degradação dessa vegetação (CAESB, 2001).

As áreas com formações florestais, exceto as situadas em áreas de preservação permanente, assim como aquelas não sujeitas ao regime de utilização limitada ou objeto de legislação específica, são suscetíveis de supressão, conforme menciona o Art. 16 do Código Florestal, que prevê a manutenção de 20% (vinte por cento) da vegetação nativa na propriedade rural a título de Reserva Legal.

Nos últimos 40 anos, com a colonização de Brasília, boa parte da cobertura vegetal natural da Bacia deu lugar à atividade econômica e, em 2008, somente 25% da vegetação nativa, parte dela visivelmente alterada, mantinha-se na área.

O panorama passado e atual de uso e ocupação do solo na BHIRP está ilustrado a seguir:

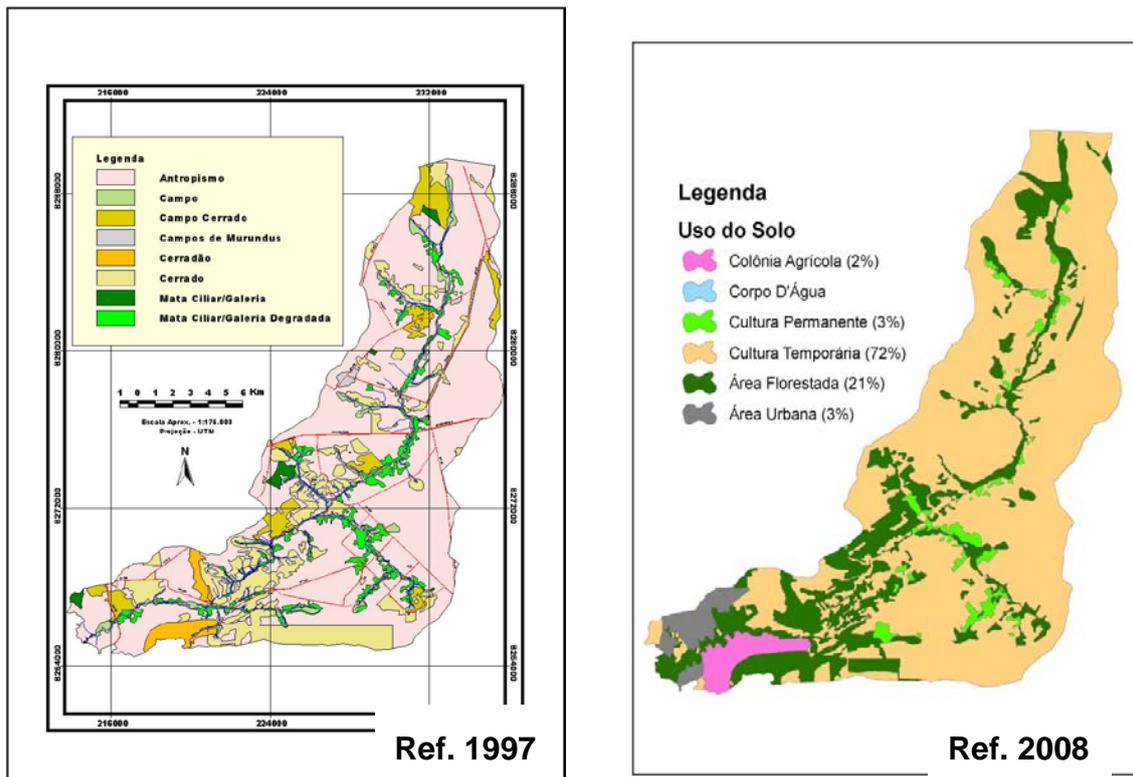


Figura 4.2. Mapa de uso e ocupação do solo na BHIRP (Caesb, 2001, 2009).

A BHIRP é o espaço adotado neste estudo para a valoração dos serviços ambientais, e a metodologia compreende duas etapas: a primeira, na qual se define a redução na quantidade de sedimentos transportados por escoamento superficial, mediante a idealização de 6 cenários de uso e ocupação do solo; e a segunda, na qual se estima os custos de recomposição de serviços ambientais dos quais decorre o benefício do abatimento da sedimentação.

Para a classificação do uso e ocupação do solo foi utilizada a imagem de satélite relativa ao ano de 2008, tratada segundo as tipologias de solos presentes na BHIRP, conforme classificação do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999). O uso e ocupação da BHIRP está quantificado segundo as classes de solo identificadas na BHIRP e mostrado na Tabela 4.1:

Tabela 4.1. Uso e ocupação da BHIRP segundo classes de solo

TIPO DE SOLO X USO E OCUPAÇÃO	Neossolo Quartzarênico	Cambissolo	Plintossolo Pétrico Litoplíntico	Latossolo Vermelho-Amarelo	Latossolo Vermelho	Gleissolo Háptico	Nitossolo Vermelho	TOTAIS
Cerrado	68,93	1.201,57	-	396,00	796,64	33,31	16,62	2.513,06
Campo	35,17	71,56	37,52	222,01	141,79	326,17	-	834,21
Mata	6,65	141,60	-	151,43	221,35	459,03	-	980,06
Reflorestamento	1,70	0,08	-	16,68	115,91	1,12	-	135,48
Vegetação Alterada	110,92	326,05	10,78	293,36	675,50	112,48	15,45	1.544,54
Agricultura Extensiva	1.313,10	59,74	26,75	1.042,98	7.702,44	36,04	-	10.181,04
Cultura Irrigada	1,92	73,10	8,64	184,29	735,87	71,51	-	1.075,33
Pastagem	182,47	766,00	15,62	976,54	2.824,90	283,04	1,46	5.050,02
Corpos D'Água	1,59	5,53	0,09	5,98	14,95	3,54	0,03	31,71
Solo Exposto	11,99	10,29	-	33,08	54,71	3,31	0,50	113,88
Vias Não Pavimentadas	16,68	43,35	4,31	61,39	217,18	7,72	2,64	353,28
Vias Pavimentadas	14,63	2,87	-	3,47	46,60	1,07	-	68,63
Áreas urbanas	-	12,30	-	75,00	191,09	1,03	-	279,42
Sedes e Edificações	9,20	44,61	1,98	70,52	227,51	12,67	0,18	366,67
TOTAIS	1.774,93	2.758,64	105,69	3.532,72	13.966,43	1.352,03	36,89	23.527,33

O ambiente natural sobrevive à custa de inter-relações de um amplo sistema de trocas, cujas vinculações são as chaves para o funcionamento e a organização dos ecossistemas.

A sobrevivência das espécies depende da disponibilidade de elementos do ambiente físico que, se entram em declínio, determinam a ruptura de elos fundamentais do sistema de troca e ameaçam a persistência da vida.

No âmbito de uma pequena bacia hidrográfica este trabalho focaliza três pontos principais, que são:

- a) a presença de vegetação pode garantir a conservação de recursos ambientais e das populações deles dependentes;
- b) o cultivo do solo para a produção de alimentos é atividade humana imprescindível para o desenvolvimento social e econômico das nações; e
- c) o equilíbrio das inter-relações sociais, econômicas e ambientais é fundamental para a preservação e estabilidade do sistema de trocas.

Os serviços ambientais estão direta ou indiretamente relacionados a esses três pontos e a base da conservação estabelece-se sobre os recursos água e solo, que integram e sustentam o sistema de trocas.

A proteção de mananciais de água utilizados para o abastecimento humano no Distrito Federal é conduzida pela Caesb com foco as Áreas de Proteção de Mananciais – APMs, que são unidades de conservação especificamente definidas em dispositivo legal no DF, que se destinam à conservação, recuperação e manejo das bacias hidrográficas situadas a montante dos pontos de captações de água para abastecimento público.

Desde 1977, as unidades especiais de conservação ambiental denominadas Áreas de Proteção de Mananciais – APM têm existência legal. Foram criadas e regulamentadas, respectivamente, pela Lei Complementar nº.17, de 28/01/1997 (Art. 30) e Decreto nº 18.585, de setembro de 1977.

A Lei Complementar nº 803, de 25 de abril de 2009, que aprovou a revisão do Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal – PDOT, definiu as APMs como sendo *porções do território que apresentam situações diversas de proteção em função da captação de água destinada ao abastecimento público e*

são destinadas à recuperação ambiental e à promoção do uso sustentável nas bacias hidrográficas à montante dos pontos de captação de água destinada ao abastecimento público.

Entre as diretrizes definidas pela norma para as APMs estão a preservação das áreas com remanescentes de vegetação nativa e a recuperação prioritária das áreas degradadas localizadas em Áreas de Preservação Permanente e em áreas destinadas à reserva legal.

Adicionalmente, o Decreto nº 30.301, de 27 de abril de 2009, definiu novos limites para a APM do Pipiripau, abrangendo a quase totalidade da bacia hidrográfica.

Há mais de 10 anos a Caesb atua na BHIRP com o objetivo de monitorar ações e processos que resultem em benefícios ou possam derivar em prejuízos para a qualidade e disponibilidade de água na bacia, além de desenvolver ações conservacionistas, agregando-se aos esforços envidados, nesse sentido, por órgãos como a EMATER-DF, ANA e ADASA.

Sobrepõe-se aqui a importância dos serviços ambientais para a sustentabilidade hídrica em bacias hidrográficas que abrigam mananciais de abastecimento humano. Estes, compondo um sistema bem mais amplo de proteção ambiental, podem ampliar a produção de benefícios e favorecer, por exemplo, o uso múltiplo da água na bacia hidrográfica.

A partir da revisão bibliográfica realizada no âmbito deste trabalho, assume-se, a partir da proposta de FISHER et al. (2009), a seguinte definição para serviços ambientais:

Serviços ambientais são os fenômenos ecológicos que propiciam condições ou meios, cuja utilização ativa ou passiva é capaz de produzir benefícios para os seres humanos.

Portanto, tendo em vista produzir o benefício da sustentabilidade do solo e da água na BHIRP, por meio do abatimento da produção de sedimentos por erosão verificada naquele âmbito, os fenômenos ecológicos que se define são aqueles capazes de conter, reverter, reduzir e mitigar o desenvolvimento dos processos erosivos e os prejuízos que lhe são vinculados.

4.2. Serviços ambientais redutores de sedimentação na BHIRP

A BHIRP apresenta cobertura do solo predominantemente antrópica. A agricultura intensiva e a pecuária extensiva pressionaram de modo muito expressivo a cobertura vegetal original e os remanescentes não degradados de vegetação nativa somam, atualmente, menos de 20% da área total da Bacia.

Nesse contexto, somente o atendimento ao disposto Código Florestal com a manutenção da vegetação natural nas áreas definidas como áreas de preservação permanente – APPs, definidas no Art. 2º, e a conservação obrigatória de vegetação natural em uma área de 20% do total da propriedade rural – Reserva Legal, definida no art. 16, já traria um diferencial significativo no panorama global da BHIRP.

Essa é também uma das diretrizes propostas pelo PDOT-2009, que juntamente com outras, como o incentivo à implantação de sistemas agroflorestais e a ampliação da área de vegetação nativa, cujo manejo favoreça a conservação do solo e a proteção dos corpos hídricos; ou a exigência de uso de tecnologias de controle ambiental para a conservação do solo e para a construção de estradas nas áreas com atividades agropecuárias, pode ser muito significativa para a redução da sedimentação na BHIRP.

Nesse contexto, foram construídos seis cenários hipotéticos de uso do solo e conservação ambiental relativos à ocupação da bacia hidrográfica, sempre considerando as duas funções principais da BHIRP: manancial de abastecimento humano e zona de produção agrícola.

No âmbito desses cenários, a possibilidade de recuperação do serviço ambiental foi avaliada mediante variações da ocupação do solo e foi dada pela quantidade de sedimentos produzida na BHIRP, a qual pode ser transportada por escoamento superficial decorrente de eventos chuvosos sobre a bacia hidrográfica.

Relativamente à BHIRP, a Tabela 4.2 a seguir mostra a situação atual de uso e ocupação do solo:

Tabela 4.2. Cobertura atual do solo na BHIRP (2008)

COBERTURA DO SOLO	TIPO DE COBERTURA	USO E OCUPAÇÃO (ha)		REPOSIÇÃO (ha)
		ATUAL	EXIGIDA	
Natural	Área de Preservação Permanente – APP	980,06	2.625,86	1.645,80
	Reserva Legal – RL	1.162,27	4.488,45	3.326,18
	Parques e outras áreas preservadas	2.185,00	-	-
	Vegetação alterada	1.544,54	-	-
Antrópica	Agricultura	11.256,37	-	-
	Pecuária	5.050,02	-	-
	Silvicultura	135,48	-	-
	Ambientes antrópicos temporários	113,89	-	-
	Ambientes antrópicos permanentes	1.099,71	-	-
TOTAL		23.527,34	7.114,31	4.971,98

A Tabela 4.2 é uma simplificação da Tabela 4.1. Reúne as áreas de uso e ocupação similares, de modo a dar destaque àquelas ocupações de variam entre os cenários idealizados. A associação foi feita nos seguintes termos:

Tabela 4.3. Ajustes entre as Tabela 4.1 e 4.2

TABELA 4.1		TABELA 4.2	
USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	ÁREA (ha)	TIPO DE COBERTURA	ÁREA (ha)
Cerrado	2.513,06	Reserva Legal	1.162,27
Campo	834,21	Parques e outras áreas preservadas	2.185,00
Mata	980,06	APP	980,06
Reflorestamento	135,48	Silvicultura	135,48
Vegetação Alterada	1.544,54	Vegetação Alterada	1.544,54
Agricultura Extensiva	10.181,04	Agricultura	11.256,37
Cultura Irrigada	1.075,33	Pecuária	5.050,02
Pastagem	5.050,02	Ambientes antrópicos temporários	113,88
Solo Exposto	113,88		
Corpos D'Água	31,71		
Vias Não Pavimentadas	353,28		
Vias Pavimentadas	68,63	Ambientes antrópicos permanentes	1.099,71
Áreas urbanas	279,42		
Sedes e Edificações	366,67		
	23.527,33		23.527,33

Tendo em vista esclarecer a importância do serviço ambiental para a redução do processo de sedimentação na BHIRP, os cenários de proteção ambiental abrangem a recomposição de APPs e de Reservas Legais, a adoção da técnica de plantio direto (PD) e o aumento de área de cerrado como medidas de recuperação das condições ambientais necessárias para a disponibilização daquele serviço.

Para a composição desses cenários propôs-se um redimensionamento das áreas ocupadas, segundo o tipo de cobertura do solo, conforme Tabela 4.4:

Tabela 4.4. Cenários hipotéticos de recuperação dos serviços ambientais de redução do processo de sedimentação na BHIRP

CENÁRIOS CONSIDERADOS	TIPOS DE COBERTURA DO SOLO (ha)						PECUÁRIA	OUTROS
	MATA	CERRADO		AGRICULTURA				
	APP	RL	OUTRAS	PC	PD			
<u>CENÁRIO ATUAL</u> Linha de base	980,06	1.162,27	2.320,48	11.256,37	-	5.050,02	2.758,13	
<u>CENÁRIO 1</u> 100% APP	2.625,85	1.162,27	2.320,48	10.876,55	-	4.670,20	2.758,13	
<u>CENÁRIO 2</u> 100% RL	980,06	4.488,45	1.350,79	10.938,12	-	4.670,20	1.099,71	
<u>CENÁRIO 3</u> 100% APP + 100% RL	2.625,85	4.488,45	1.350,79	10.302,33		3.660,20	1.099,71	
<u>CENÁRIO 4</u> 100% PD	980,06	1.162,27	2.320,48	-	11.256,37	5.050,02	2.758,13	
<u>CENÁRIO 5</u> 100% APP + 100% RL + 100% PD	2.625,85	4.488,45	1.350,79	-	10.302,33	3.660,20	1.099,71	
<u>CENÁRIO 6</u> 60% FLORESTAL	2.625,85	4.488,45	7.002,10	6.882,18	-	1.429,04	1.099,71	

4.3. Modelo de aporte de sedimentos para a BHIRP

A quantificação da perda de solo segue o método adotado por CHAVES & PIAU (2008) para a mesma bacia hidrográfica, que estima o volume em toneladas do aporte de sedimentos por meio da MUSLE, sendo este modelo aplicável para avaliar perdas de solo provenientes de eventos de chuvas individuais (WILLIAMS, 1975), sendo expressa pela seguinte equação,

$$Y = 89,6(Q.q_p)^{0,56}.K.L.S.C.P \quad [4.1]$$

Onde Y é a relação de aporte de sedimentos no exutório da bacia e é representado pelos parâmetros: Q, em m³, que é o volume de escoamento superficial do evento; q_p, em m³.s⁻¹, que é a vazão de pico do evento; K em t.h.(MJ.mm)⁻¹, que é a erodibilidade média dos solos da bacia; L, adimensional, que é o fator de comprimento de rampa médio da bacia; S, adimensional, que é o fator de declividade de vertentes médio da bacia; C, adimensional, que é o fator de uso e manejo do solo médio da bacia; e P, adimensional, que é o fator de práticas conservacionistas médio da bacia.

Os valores dos coeficientes $\alpha = 89,6$ e $\beta = 0,56$ são os coeficientes da MUSLE calibrados por WILLIAMS (1975).

Para a avaliação do volume de escoamento superficial foram utilizados os dados de precipitação pluviométrica tomados na estação nº 01547013 (código HIDROWEB/ANA), instalada no Núcleo Rural Taquara e operada pela Caesb, relativos ao ano de 2004, selecionado em razão de ter sido um ano úmido, mas com pluviosidade média anual dentro do intervalo de confiança da média histórica verificada para a BHIRP.

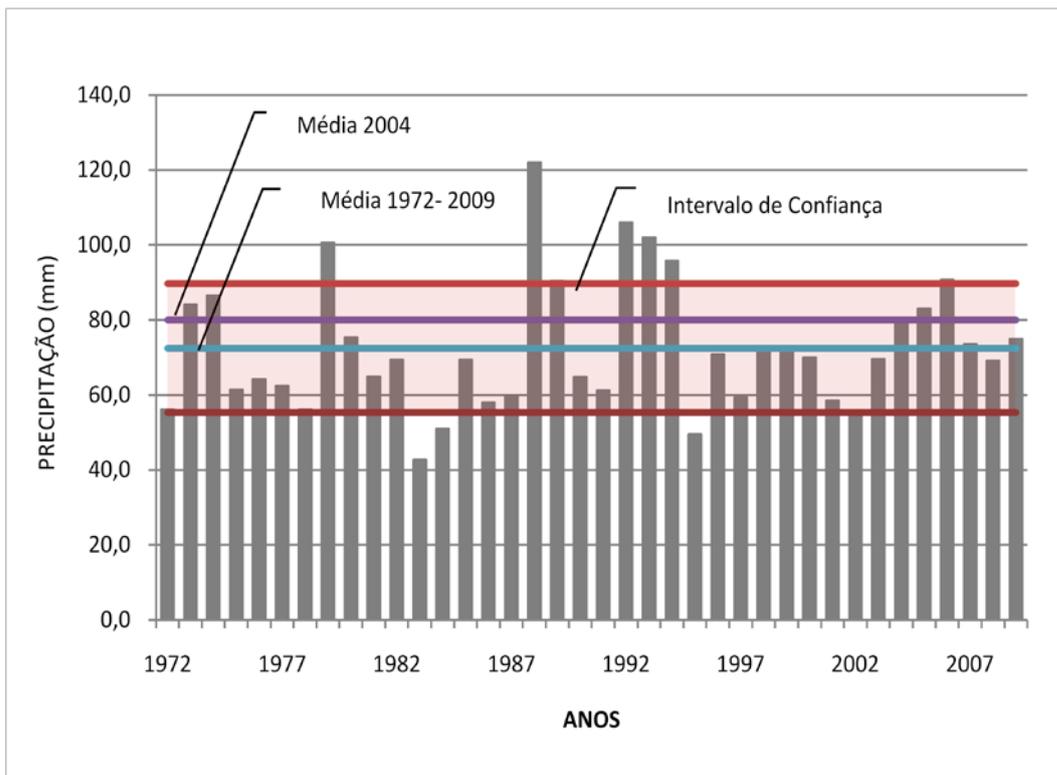


Figura 4.3. Variabilidade da precipitação pluvial na BHIRP (est. 01547013) e média anual 2004.

4.3.1. *Escoamento superficial, infiltração e número-curva*

O modelo utilizado para o cálculo do escoamento superficial gerado por uma chuva foi o desenvolvido pelo Soil Conservation Service (U.S.SCS, 1972; CHOW et al., 1988; TORRES-BENITES et al., 2005; PORTELA, 2006; CHAVES & PIAU, 2008), a partir da equação,

$$Q = \frac{(P_a - 0,2 \cdot S_{pi})^2}{(P_a + 0,8 \cdot S_{pi})} \quad [4.2]$$

em que, Q , em m^3 , que é o volume de escoamento superficial do evento, que é igual à precipitação efetiva e é definido como sendo a precipitação deduzida das perdas iniciais que ocorrem até o encharcamento da superfície; P_a , em mm, é a precipitação abatida; S_{pi} , adimensional, que indica o potencial de infiltração ou a retenção potencial máxima (PORTELA, 2006).

Destaque-se que, segundo a equação, o escoamento superficial somente existirá se o valor $(0,2.S_{pi})$ for maior que a precipitação abatida P_a .

MENDES-FILHO et al. (2007) destacam que a relação entre o escoamento direto Q e a precipitação P , envolve uma estimativa média para a variável desconhecida S_{pi} . Para tanto, o Soil Conservation Service determinou o CN, ou número curva de escoamento superficial, que 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 a relação entre S_{pi} e CN é representada por:

$$S_{pi} = \left(\frac{25.400}{CN} \right) - 254 \quad [4.3]$$

Para o cálculo do valor de S_{pi} , há que se calibrar o valor de CN em termos das características de tipo, uso e ocupação do solo na BHIRP. Os valores de CN estão relacionados ao grupo hidrológico do solo (GHS), tipo de solo, à condição de uso e ocupação do solo e à umidade antecedente do solo (BARRETO-NETO & SOUZA FILHO, 2003; MÉLLO, 2007) e são tomados da literatura e determinados em dois estágios para a composição dos cenários idealizados para a BHIRP.

O primeiro estágio parte da obtenção dos valores de CN da literatura (RAWLS et al., 1992), em relação ao uso do solo no âmbito de cada grupo hidrológico, sendo ponderado pela área tipo (valores de áreas expressos nas linhas da Tabela 4.1) e resultando em um CN médio, que envolve o grupo hidrológico, mas é referente a cada tipo de uso e ocupação do solo identificado na BHIRP.

A Tabela 4.5 apresenta a classificação dos solos em grupos hidrológicos de acordo com suas características e capacidade de infiltração da água, conforme proposto pelo Soil Conservation Service.

Tabela 4.5. Os grupos hidrológicos de solo (GHS) e suas características

GHS	CARACTERÍSTICAS	CAPACIDADE DE INFILTRAÇÃO
A	Solos arenosos, profundos e bem drenados	> 7,6 mm/h
B	Solos arenosos com pouca argila e solo orgânico	3,8 e 7,6 mm/h
C	Solos mais argilosos que B, com baixa permeabilidade	1,3 e 3,8 mm/h
D	Solos com argilas pesadas, muito impermeáveis	< 1,3 mm/h

Fonte: (BARRETO-NETO & DE SOUZA FILHO, 2003)

A Tabela 4.6 mostra a associação entre as classes de solo verificadas na BHIRP e o grupo hidrológico ao qual pertencem, tendo em vista a determinação dos valores de CN relativos ao primeiro estágio da determinação, mediante a equação,

$$CN_{\text{médio}(1)} = \frac{\sum CN_{\text{tabelado}} \cdot a_{\text{classe solo}}}{A_{\text{área tipo}}} \quad [4.4]$$

onde CN_{tabelado} foi obtido na tabela proposta por RAWLS et al. (1992); $a_{\text{classe solo}}$ refere-se à área de ocupação de cada classe de solo associada ao CN tabelado e $A_{\text{área tipo}}$ é o somatório de áreas sob uso e ocupação específicos.

Tabela 4.6. Classe e grupo hidrológico dos solos existentes na BHIRP

CLASSES DE SOLOS	GRUPO
Neossolo Quartzarênico (areias quartzosas)	A
Cambissolo (cambissolo)	C
Plintossolo Pétrico Litoplíntico (laterita hidromórfica distrófica – A)	D
Latossolo Vermelho-Amarelo (latossolo vermelho-amarelo)	A
Latossolo Vermelho (latossolo vermelho-escuro)	A
Gleissolo Háptico (solo hidromórfico)	D
Nitossolo Vermelho (terra roxa estruturada similar)	A

Fonte: EMBRAPA (1999).

O segundo estágio refere-se a cada cenário idealizado, considerando o CN obtido no primeiro estágio para cada tipo de uso e ocupação do solo identificado na

BHIRP, sendo ponderado pela área que corresponde ao uso proposto no cenário (valores de áreas expressos nas linhas da Tabela 7) e resultando em um CN médio para cada cenário especificado, o qual foi usado na equação [3].

A equação que dá origem aos valores de CN do 2º estágio da ponderação é

$$CN_{\text{médio (2)}} = \frac{\sum(CN_i \cdot a_{ij})}{A_j} \quad [4.5]$$

onde CN_i é obtido no 1º estágio da ponderação e é relativo a cada área tipo; a_{ij} é a área tipo i que corresponde ao CN_i no âmbito do cenário j ; e A_j é a área total considerada no cenário j .

A equação relativa ao volume de escoamento superficial ainda requer o parâmetro P_a (mm), que é a precipitação abatida e é calculada para cada valor de P_0 a partir da equação:

$$P_a = P_0 \left(1 - 0,10 * \log \frac{A}{25} \right) \quad [4.6]$$

cuja função é reduzir, em função da área da BHIRP, o valor P_0 , em mm (CHAVES & PIAU, 2008), que se refere à precipitação total diária observada na estação pluviométrica Taquara.

Para o cálculo das vazões de pico adotou-se a relação empírica, obtida por CHAVES & PIAU (2008) para a BHIRP, entre valores observados para os volumes de escoamento superficial e as vazões de pico, conforme equação,

$$q_p = 2,17 * Q \quad [4.7]$$

4.3.2. Erodibilidade, comprimento de rampa e declividade

Os parâmetros erodibilidade, comprimento de rampa e declividade foram gerados para a BHIRP por CHAVES & PIAU (2008) e adotados neste contexto.

Para o cálculo do parâmetro K, que corresponde ao fator de erodibilidade dos solos e é dado em $t\ h\ (MJ\ mm)^{-1}$, foi usada a equação:

$$K = -0,00043 * \frac{AF + SIL}{CO} + 0,000437 AR + 0,000862 SIL \quad [4.8]$$

que envolve as frações texturais constituintes de cada tipo dos principais solos presentes na BHIRP, conforme Tabela 4.7:

Tabela 4.7. Principais solos da BHIRP, com valores de textura, carbono orgânico e fator de erodibilidade dos solos, calculados conforme equação [4.8]

Solo	Areia Fina	Silte	Areia	CO	K
	AF (%)	SIL (%)	AR (%)	<i>dag.kg⁻¹</i>	<i>t.ha.h.ha⁻¹MJ⁻¹.mm⁻¹</i>
Latossolo Vermelho	5,0	9,0	13,0	3,4	0,012
Latosso Vermelho-Amarelo	10,0	13,0	17,0	2,2	0,014
Cambissolo	3,0	34,0	42,0	2,6	0,028
Neossolo Quartzarênico	32,0	5,0	87,0	1,2	0,027
Nitossolo Vermelho	4,0	34,0	8,0	2,7	0,027
Gleissolo Háplico	2,0	56,0	3,0	3,0	0,041

Fonte: CHAVES & PIAU (2008).

O fator de comprimento de rampa L, adimensional, foi calculado por meio da equação:

$$L = \left(\frac{I}{22,1}\right)^M \quad [4.9]$$

Em que I é o comprimento de rampa médio da BHIRP, em metros; e M é a variável dependente da declividade média da bacia. O valor de L varia entre 1 e 0,5.

A obtenção do comprimento de rampa médio foi calculado em função da densidade de drenagem, mediante a equação proposta por CHOW et al. (1988) *apud* CHAVES & PIAU (2008):

$$I = \frac{1}{2D_d} \quad [4.10]$$

Em que D_d , em km^{-1} , é a densidade de drenagem da BHIRP, obtida por CHAVES & PIAU (2008) por meio de análise espacial.

O fator S, que representa a declividade de vertentes foi calculado segundo a metodologia de WISCHMEIER & SMITH (1978):

$$S = 0,065 + 0,0456 s + 0,00654 s^2 \quad [4.11]$$

em que: S é o fator de declividade (adimensional); e s é a declividade média da vertente (%), obtida por CHAVES & PIAU (2008) por meio de análise espacial.

4.3.3. Fator de uso e manejo do solo na BHIRP

Para MIRANDA et al. (2006) o fator C representa um índice de redução da perda de solo, que relaciona as que ocorrem em uma área sob um determinado tipo de uso com as verificadas em uma situação de total ausência de cobertura.

O fator C influencia a interceptação das chuvas, a resistência ao escoamento superficial, a infiltração da água no solo, o armazenamento superficial, o comprimento e o direcionamento do escoamento superficial.

Ressaltam WISHMEIER & SMITH (1978), que os efeitos da cobertura e do manejo do solo não podem ser independentemente avaliados, porque a combinação de seus efeitos é influenciada por muitas inter-relações significativas, de modo que C é um fator que mede o efeito combinado de todas as inter-relações entre cobertura do solo e manejo.

Nesse contexto, CASAGRANDE (2004) explica que as áreas de cultivo podem abrigar a mesma cultura continuamente ou comporem sistemas de rotação com outras e seus restos podem ser removidos, deixados na superfície, incorporados próximos à superfície ou totalmente enterrados com o preparo do solo. Nesse

contexto, o fator C é função das chuvas erosivas que ocorrem durante o período correspondente à cultura e prática de manejo utilizada.

A base de cálculo para o fator de uso e manejo do solo foi tomada de três fontes: a) valores propostos por WISCHMEIER & SMITH (1978) para condições aproximadas às verificadas na BHIRP para situações de cobertura e de manejo do solo; b) valores propostos por CHAVES & PIAU (2008) para o mesmo fim e na mesma bacia hidrográfica; e c) valores propostos por DEDECEK et al. (1986) para diferentes cultivos agrícolas sobre Latossolo Vermelho-Escuro, os quais foram usados para a agricultura extensiva e o plantio direto.

Tendo em vista contemplar cada cenário proposto por meio da composição relativa aos diferentes tipos de uso e ocupação do solo que se verificam na BHIRP, o valor médio de C_j foi calculado por

$$C_j = \frac{\sum(c_i * a_{ij})}{A_j} \quad [4.12]$$

Onde c_i é o fator para o uso e manejo do solo considerado, que é obtido da literatura; a_{ij} é a área que compõe o cenário j e corresponde ao tipo de uso e manejo relativo à c_i ; e A é a área total da BHIRP para o cenário j.

4.3.4. Fator de práticas conservacionistas

O fator P contempla exclusivamente o uso agrícola do solo e focaliza o cuidado praticado pelo agricultor por meio da adoção de medidas conservacionistas dos tipos: plantio em contorno, plantio em faixas de contorno, terraceamento e alternância de capinas.

Assim, o fator P corresponde à relação entre as perdas de solo de um terreno cultivado com determinada prática conservacionista e as perdas quando se planta morro abaixo, mantendo-se as condições-padrão de relevo e de uso e manejo.

No contexto de sua aplicação, o fator P pode ser tabelado em função das declividades, uma vez que a eficiência das práticas de controle de erosão depende dessa declividade, mas na composição da MUSLE é importante que o

fator P distinga as áreas não agrícolas das áreas agrícolas e estas em relação à adoção da prática conservacionista.

Note-se que há uma associação inerente aos fatores C e P, uma vez que a falta de cobertura do solo e a não utilização de práticas conservacionistas refletem, na maioria das vezes, uma condição de uso do solo que causa as maiores perdas possíveis, sendo que qualquer outra forma de utilização pode acarretar em menores perdas.

Para refinar a configuração da BHIRP em relação à adoção de práticas conservacionistas na agricultura, foi calculado o valor médio de P em função das áreas relativas aos usos do solo qualificados na Tabela 4.1, agrupadas segundo os cenários considerados, a partir da equação:

$$P_j = \frac{\sum(P_i * a_{ij})}{A_j} \quad [4.13]$$

Onde P_i é o fator para práticas conservacionistas relativo à área a_{ij} que compõe o cenário j; e A é a área total da BHIRP para o cenário j.

Por simplicidade, adotou-se $P = 0,5$ para áreas sob cultivo agrícola e $P = 1$ para outros usos.

4.4. Valoração dos serviços ambientais

No caso da aplicação de um método de valoração de serviços ambientais na BHIRP, à máxima do desenvolvimento sustentável “pensar globalmente e agir localmente” cabe incluir “começar simplesmente”, tendo em vista o estabelecimento da prática como uma ferramenta de uso habitual, cujo entendimento esteja realmente ao alcance de todos e possa ser estendida a outros espaços.

A organização do uso e ocupação do solo na BHIRP pressupõe um arranjo ambiental que garanta tanto a preservação e conservação do ambiente natural como a sustentabilidade da atividade econômica, estando pautado na legislação

ambiental, por um lado, e no estabelecimento de boas práticas no manejo do solo, por outro.

A estruturação do método de valoração de serviços ambientais de proteção dos recursos hídricos na BHIRP está atrelada às configurações “vantajosas” – que definem um sistema ganha-ganha – de uso e ocupação do solo, capazes de sustentar o sistema de trocas estabelecido na bacia hidrográfica e que subentende consolidar a conservação, o uso e a manutenção do ambiente.

4.4.1. *Análise de custo-benefício*

No caso dos serviços ambientais redutores de sedimentação a definição de custo e de benefício é o mais simples possível, posto que o benefício já foi identificado como sendo a sustentabilidade de recursos hídricos e edáficos presentes na BHIRP, a qual está diretamente relacionada à configuração da bacia em termos de uso e ocupação do solo, idealizada para resultar no abatimento da sedimentação.

A BHIRP dispõe de serviços ambientais relativos à cobertura vegetal do solo rural referentes ao cenário atual, embora essa configuração de uso e ocupação não atenda completamente aos dispositivos legais e às condições necessárias para reduzir a produção de sedimentos que foi constatada na bacia.

Os custos considerados para fazer face aos benefícios pretendidos são aqueles que possibilitam o abatimento da sedimentação, referindo-se, portanto, ao restabelecimento de vegetação arbórea composta por espécies autóctones e à adoção do sistema de plantio direto no âmbito da atividade agrícola.

Para atribuir valores econômicos aos cenários idealizados para a BHIRP foi utilizado o método dos custos de reposição, que contemplou os valores relativos à recuperação da cobertura do solo.

O método dos custos de reposição utiliza os preços de mercado do bem ou serviço (NOGUEIRA *et al.*, 2000) e permite a valoração dos serviços de produção por meio do valor de uso indireto.

A sua operacionalização foi feita via apropriação dos gastos efetuados na reconfiguração da paisagem relativa a cada cenário e os valores finais foram revelados a partir do cálculo do valor presente líquido (VPL) (RESENDE &

OLIVEIRA, 2008; RODRIGUES *et al.*, 2001; RODRIGUES *et al.*, 2009) relativo aos investimentos necessários à recuperação do benefício, de acordo com a configuração de cada cenário, ou seja:

$$VPL = I + \sum_{j=1}^n \frac{C_j}{(1+i)^j} \quad [4.14]$$

Onde: I é o custo inicial; j é o período considerado; C_j é o investimento relativo ao ano j e i é a taxa de juros presente no período j.

A composição dos cenários em termos de custos é dada mediante a quantificação das áreas e a apropriação dos custos em termos de Benefício (Custo) Periódico Equivalente, que originalmente calcula o lucro anual descontado de um projeto de investimento e, no caso desta aplicação, resulta no custo periódico (anual) equivalente relativo à recuperação do serviço ambiental conforme a configuração de cada cenário. A fórmula de cálculo é:

$$CPE = \left(\frac{VPL_R * i * (1+i)^n}{(1+i)^n - 1} \right) + \left(\frac{VPL_{PD} * i * (1+i)^n}{(1+i)^n - 1} \right) \quad [4.15]$$

Onde: VPL_R é o valor presente líquido do custo de recuperação do serviço ambiental associado ao reflorestamento; VPL_{PD} é o valor presente líquido do custo de recuperação do serviço ambiental associado ao plantio direto; i é a taxa de juros considerada e n é o período considerado.

Quanto ao serviço ambiental que corresponde à vegetação natural, autóctone ou alóctone, é adequado que seja valorado por semelhança e, portanto, assumo o valor relativo à apropriação de custo relativo ao restabelecimento de vegetação arbórea composta por espécies autóctones, de acordo com o tamanho da área na qual a cobertura estiver presente.

Para o cálculo da relação custo/benefício referente ao abatimento da sedimentação proporcionado pela configuração de cada cenário, a equação é

desenvolvida a partir da inversão da fórmula proposta por RODRIGUES et al. (2009), tratando o custo em relação ao benefício:

$$\left(\frac{C}{B}\right)_a = \sum_{j=0}^n \frac{(C_j + C_a)}{(1+i)^j} \Big/ \sum_{j=0}^n \frac{(R_j + B_a)}{(1+i)^j} \quad [4.16]$$

Onde: C_j são os custos do período j ; C_a são os custos ambientais; R_j são as receitas do período j ; B_a são os benefícios ambientais; e i é a taxa de juros.

Adicionalmente, o benefício contraposto ao custo não é financeiro; é dado pela quantidade de sedimento que pode ser abatida mediante a recuperação do serviço ambiental que é representada por aquele custo.

O fato de o benefício não ser financeiro modifica o denominador da equação, já que o custo de reposição passa a se contrapor a é uma quantidade mensurável Y , dada em toneladas por ano para toda a BHIRP. Por outro lado, o numerador da equação fica consolidado pela própria fórmula adotada para o cálculo do custo de reposição, que é o VPL, referente ao período, em anos, previsto para o cenário manter a configuração instalada e também dado para toda a BHIRP. A proposta para a equação é a seguinte:

$$\left(\frac{C}{B}\right)_{Ca} = \frac{CPE_{Ca}}{Y_{Ca}} \quad [4.17]$$

Onde $(C/B)_{Ca}$ é a relação custo/benefício verificada para o cenário a , dada em R\$/t; CPE_{Ca} é o custo periódico equivalente relativo à recuperação do serviço ambiental associado ao cenário a , dado em R\$/ano; Y_{Ca} , dada em tonelada/ano, é a quantidade de sedimento abatido em decorrência da reconfiguração da paisagem.

4.4.2. *Composição de custos*

De acordo com o método dos custos de reposição, os valores relativos aos serviços ambientais redutores de sedimentação considerados para a BHIRP foram estimados com base nos valores a serem investidos para que o ambiente volte a prestar esses serviços.

Foram dois os contextos de composição de custos: recomposição da cobertura original de formações florestais para fazer face ao disposto do Código Florestal em relação às APPs e RLs, ou a adoção ampla, geral e irrestrita do sistema de plantio direto nas áreas que estão sob cultivo atualmente.

Extraordinariamente, idealizou-se um cenário cuja cobertura por formações florestais atinge 60% da área total da BHIRP, considerando que a ocupação antrópica pôde ser menos intensa a partir da década de 80. Este cenário também oferece referência para a análise de viabilidade ambiental da BHIRP.

Os cenários idealizados foram o campo de análise dos aspectos econômicos e ambientais relacionados à BHIRP, exclusivamente sob o foco da produção de sedimentos.

Os valores adotados na apropriação dos custos de recomposição da cobertura florestal foram obtidos do contrato de compensação florestal firmado entre a Caesb e empreiteira do setor, em vigor a partir de janeiro de 2010.

Para a adoção do sistema de plantio direto na BHIRP considerou-se a total aptidão das áreas daquele âmbito à prática e que as espécies cultivadas igualmente se prestam a esse tipo de sistema.

No tocante ao reflorestamento, os valores obtidos no contrato vigente na Caesb para a reposição florestal estão vinculados ao plantio de espécies florestais autóctones do Cerrado, inclusive integrantes de mata ciliar, com as especificações apresentadas na Tabela 4.8:

Tabela 4.8. Dados básicos para a consolidação dos custos relativos à recomposição da cobertura florestal

OBJETO:	Fornecimento e plantio de mudas de espécies florestais autóctones do bioma Cerrado, inclusive da mata ciliar.
Berços:	40 x 40 x 40 cm
Altura da muda:	50 cm
Adubação:	Mistura de adubos orgânicos e químicos
Atividades inerentes:	Preparo do solo, adubação a lanço, plantio e tutoramento
Nº mudas/ha:	Mínimo de 1.000 mudas por hectare
Custo/muda:	R\$ 7,39
Período de monitoramento:	2 anos
Custo monitoramento/muda:	R\$ 0,89
Preço da terra na BHIRP/ha:	R\$ 4.700,00 (TERRACAP, 2010)
Custo de oportunidade:	R\$ 141,00/ha/ano
Taxa de juros:	3% a.a.

Fonte: Caesb.

O horizonte de planejamento considerado foi o mesmo previsto, no mínimo, para o cenário mantenha a configuração instalada e foi definido como sendo de 20 anos.

O preço da terra foi tomado anualmente a título de custo de oportunidade, que por indicar, neste caso, a produção agrícola renunciada, foi levado em conta somente para áreas que extrapolam às de recomposição obrigatória, no caso as APPs e RLs, que é o caso somente para o cenário configurado com 60% de formações florestais, no qual uma parcela extrapola as áreas de recomposição obrigatória. Para sistema de plantio direto, o custo de oportunidade foi computado somente no caso da ocupação ilegal de áreas com destinação prevista no Código Florestal.

Os valores considerados no âmbito da adoção do sistema de plantio direto foram compostos conforme exposto na Tabela 4.9:

Tabela 4.9. Dados básicos para a consolidação dos custos relativos à adoção de sistema de plantio direto nas propriedades rurais dedicadas à agricultura

DISCRIMINAÇÃO	UNID	Q/ha	Valor Unitário (R\$)	Valor/ha (R\$/ha)
CUSTO MÉDIO/HA/ANO				
Transferência tecnológica¹				
Capacitação (operação de máquinas, plantio)	R\$/ha	1	35,00	35,00
Máquinário para plantio direto²				
Plantadeira a vácuo 11 linhas (JD 911 + Guerra)	R\$/ha			52,80
Pulverizador 2000 L com ar (Vortex/Red Ball)	R\$/ha			11,60
SUBTOTAL CUSTO PD/ha				99,40
PREÇO DA TERRA				
Valor calculado pela TERRACAP (jan. 2010) ³	R\$/ha			4.700,00
Custo de oportunidade anual (R\$/ha/ano)				141,00
TAXA DE JUROS				
Taxa de juros ao ano	%	3		

Fonte: (1) Henrique Chaves, comunicação pessoal; (2) Fundação ABC www.fhonline.com.br/suporte/customecanizacao.xls, consultado em 28/01/2010; (3) TERRACAP-DF.

Embora o cultivo agrícola se refira a uma produção econômica, a receita auferida pela atividade não foi considerada no âmbito da valoração do serviço ambiental, uma vez que se refere à contabilidade do produtor rural e não ao serviço ambiental que decorrerá do investimento e terá como benefício o abatimento da sedimentação.

O uso agrícola da terra em sistema de plantio direto previu dois plantios anuais relativos à soja e ao feijão, na entressafra da soja, tendo em vista garantir a cobertura do solo durante todo o ano. O custo considerado refere-se ao custo de implantação desses dois cultivos anualmente, também ao longo de 20 anos.

No âmbito da atividade agrícola considerou-se o preço da terra em termos de custo de oportunidade ambiental, mas este custo somente foi considerado para as parcelas de área que, à revelia do respaldo legal para a proteção, encontram-se ocupadas com a agricultura ou pecuária.

A Tabela 4.10, a seguir, apresenta o cenário ideal de ocupação da BHIRP em termos de uso do solo, a qual foi calculada tendo por base o tamanho da área relativa à preservação permanente, que segue um critério definido na Lei; o tamanho da área relativa à reserva legal, que é definida na Lei como sendo 20% da área total da propriedade (ressalvadas as situadas em áreas de preservação permanente); as áreas não rurais, que somam vias pavimentadas e não pavimentadas, áreas urbanas, sedes e benfeitorias; e as áreas relativas a unidades de conservação, inclusive particulares:

Tabela 4.10. Cenário ideal de ocupação da BHIRP

OCUPAÇÃO	ÁREA (ha)
Destinação à agricultura	10.302,33
Destinação à pecuária	3.660,20
Áreas de Preservação Permanente – APP	2.625,85
Destinadas à Reserva Legal – RL	4.488,45
Destinadas à conservação (Parques e excedentes em propriedades particulares)	1.350,79
Áreas não rurais	1.099,71
TOTAL	23.527,33

Entretanto, o que atualmente se verifica é uma configuração na qual as áreas que deveriam estar preservadas já estão sob outros usos. A tabela 4.11 mostra a configuração atual do uso e ocupação da BHIRP:

Tabela 4.11. Distribuição de áreas segundo configuração do cenário atual

CONFIGURAÇÃO	TIPOLOGIAS DE FORMAÇÃO	ÁREAS
Área de Preservação Permanente – APP	Mata ciliar	980,06
Vegetação alterada	Vegetação alterada	1.544,54
Área degradada	Solo exposto	113,88
Reserva Legal - RL	Cerrado	1.162,27
Parques e Vegetação outra	Cerrado, campo, silvicultura	2.320,48
Agricultura convencional	Agricultura extensiva	10.181,04
	Agricultura irrigada	1.075,33
Pecuária	Pastagem degradada	5.050,02
Usos não rurais	Sedes, edificações, vias e áreas urbanas	1.099,71
TOTAL		23.527,33

As áreas relativas aos cenários idealizados estão distribuídas na Tabela 4.12, a seguir:

Tabela 4.12. Distribuição de áreas segundo configuração dos cenários idealizados

CONFIGURAÇÃO	TIPOLOGIAS DE FORMAÇÃO	CENÁRIO 1	CENÁRIO 2	CENÁRIO 3	CENÁRIO 4	CENÁRIO 5	CENÁRIO 6
Área de Preservação Permanente – APP	Mata ciliar	980,06	980,06	980,06	980,06	980,06	980,06
	Vegetação alterada	772,27	-	772,27	-	772,27	772,27
	Solo exposto	113,88	-	113,88	-	113,88	113,88
	Agricultura extensiva	379,82	-	379,82	-	379,82	379,82
	Pastagem degradada	379,82	-	379,82	-	379,82	379,82
Reserva Legal – RL	Cerrado	1.162,27	1.162,27	1.162,27	1.162,27	1.162,27	1.162,27
	Campo, silvicultura	-	969,69	969,69	-	969,69	969,69
	Vegetação alterada	-	1.544,54	772,27	-	772,27	772,27
	Solo exposto	-	113,88	-	-	-	-
	Agricultura extensiva	-	318,25	574,22	-	574,22	574,22
	Pastagem degradada	-	379,82	1.010,00	-	1.010,00	1.010,00
Parques e Vegetação outra	Cerrado	3.092,75	1.350,79	1.350,79	1.350,79	1.350,79	1.350,79
Vegetação/Área degradada	Solo exposto, vegetação alterada	-	-	-	1.658,42	-	-
	Agricultura extensiva	-	-	-	-	-	3.205,08
	Agricultura irrigada	-	-	-	-	-	215,07
Complemento para 60% formações florestais	Pastagem degradada	-	-	-	-	-	2.231,16
	Agricultura convencional	9.801,22	9.862,79	9.227,00	-	-	5.806,85
	Agricultura PD	-	-	-	11.256,37	10.302,33	-
Agricultura	Agricultura irrigada	1.075,33	1.075,33	1.075,33	-	-	1.075,33
	Pastagem degradada	4.670,20	4.670,20	3.660,20	5.050,02	3.660,20	1.429,04
Pecuária	Sedes, edificações, vias, áreas urbanas	1.099,71	1.099,71	1.099,71	1.099,71	1.099,71	1.099,71
TOTAL		23.527,33	23.527,33	23.527,33	23.527,33	23.527,33	23.527,33

A implantação de reflorestamento e de sistema de plantio direto é prerrogativa dos proprietários rurais, de modo que a definição de uma configuração específica para a obtenção do benefício do abatimento da erosão depende, antes de tudo, de um amplo acordo entre entes públicos e privados, que defina os critérios da mudança e as fontes dos recursos necessários aos investimentos.

Considerando essa condição, as estimativas referentes às propriedades rurais foram tomadas por aproximação, tendo sido adotados os seguintes critérios:

▪ **Recomposição das Áreas de Preservação Permanente**

As áreas de preservação permanente consideradas são aquelas situadas nas margens dos cursos d'água, de modo que para sua recomposição não se requer pura e simplesmente a disponibilidade de área, mas que a localização dessas áreas na propriedade esteja compatível com a nova destinação.

A alteração do uso ou degradação do solo nas margens dos cursos d'água está principalmente associada à proximidade da fonte, tendo em vista seu uso, que neste caso foi considerada como sendo para a instalação de cultivos de subsistência, para a dessedentação de animais e para atividades recreativas, de forma que, para a BHIRP, as áreas a serem cedidas para a recomposição abrangem parcelas de áreas agrícolas, pastagens, vegetação alterada e solo exposto.

▪ **Recomposição das Áreas de Reserva Legal**

A área a ser destinada à Reserva Legal devem somar 20% da área total da propriedade. Na prática, há controvérsias sobre a aplicação desse artigo da Lei 4771/65, que permite interpretações distintas quanto ao cômputo das áreas de preservação permanente no âmbito da área total da propriedade para efeito do cálculo da Reserva Legal.

Para a BHIRP considerou-se que o percentual de 20% incide sobre a área total da propriedade, mas as áreas correspondentes aos sítios de preservação permanente são exclusivamente APPs e, portanto, fora dos limites da Reserva Legal da propriedade.

Por outro lado, não há nenhuma indicação de que a vegetação da Reserva Legal esteja íntegra ou que seja florestal, de modo que áreas de campo e de vegetação

alterada também podem ser computadas a título de Reserva Legal, mas a partir da averbação de seus limites, as interferências antrópicas na área ficam bastante limitadas, a regeneração natural deve ser incentivada e a vegetação florestal pode, no máximo, ser submetida a alguma exploração sob plano de manejo sustentado devidamente aprovado pelo órgão competente.

Na hipótese de a propriedade não possuir 20% de sua área com cobertura florestal, campo ou vegetação alterada, há que se restituir à Reserva Legal o restante da área que estiver sob outros usos.

No estabelecimento de uma Reserva Legal, o proprietário pode definir áreas mais restritas para o uso econômico, a menos que as áreas relativas aos solos de melhor qualidade estejam sob florestas e as relativas aos solos de pior qualidade estejam desmatadas e exauridas.

Para a BHIRP, as áreas a serem cedidas para a recomposição da Reserva Legal abrangem parcelas de campo, silvicultura, vegetação alterada, agricultura extensiva e pastagem degradada.

▪ **Sistema de Plantio Direto**

Levando-se em conta que a agricultura ocupa 47,8% da área total da BHIRP definiu-se que a área a ser destinada ao sistema de plantio direto fosse a mesma área ocupada com a agricultura convencional, havendo apenas a mudança de um sistema para o outro.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Determinação dos parâmetros da MUSLE

A base de valores para CN foi obtida em RAWLS et al. (1992), considerando a máxima semelhança da cobertura do solo verificada na BHIRP com a descrição feita pelos autores e o enquadramento em relação à condição hidrológica do uso da terra e ao grupo hidrológico do solo.

No primeiro estágio de determinação dos valores de CN para a BHIRP relacionou-se os valores de CN tabelados à área relativa a cada grupo de solo que compõe cada uso da terra verificado, conforme Tabela 5.1:

Tabela 5.1. Valores médios de CN obtidos para a BHIRP no 1º estágio da determinação

Uso da terra	Descrição	Condição hidrológica do solo	CN tabelado			CN médio (1º estágio)
			A	C	D	
Agricultura Extensiva	Em linha, com contorno	pobre	70	84	88	70
Agricultura Plantio Direto	Em linha, com contorno, terraceamento e cobertura morta	boa	61	77	80	62
Campo	Até 75% cobertura gramíneas	regular	49	79	84	67
Cerrado	Combinação floresta e gramíneas	boa	32	72	79	58
Cultura Irrigada	Grãos, com contorno, terraceamento e cobertura morta	boa	58	77	80	61
Mata	Floresta	boa	30	70	77	58
Pastagem	Gramíneas	pobre	68	86	89	72
Reflorestamento	Floresta	boa	30	70	77	36
Vegetação Alterada	Herbáceo-arbustiva / em regeneração	pobre	48	77	83	58
Sedes e Edificações	Distritos residenciais	65%	77	90	92	79
Áreas urbanas			-	-	-	95
Solo Exposto	Condições específicas de impermeabilização do solo verificada nessas áreas tipo localizadas na BHIRP.		-	-	-	90
Vias Não Pavimentadas			-	-	-	90
Vias Pavimentadas			-	-	-	100

O segundo estágio da determinação do CN focalizou cada cenário idealizado, além do cenário atual ou linha de base.

Foram usados os valores de CN determinados no 1º estágio, relativos ao uso da terra, os quais foram ponderados em relação às áreas ocupadas por aquele uso no âmbito de cada cenário. Os resultados obtidos foram usados na MUSLE para o cálculo do volume de sedimentos produzidos na BHIRP no âmbito de cada configuração de cenário idealizada e são mostrados na Tabela 5.2.

Tabela 5.2. Valores de CN e de S_{pi} para os cenários idealizados para a BHIRP

Cenários	CN calculados (2º estágio)	$S_{pi} = \left(\frac{25.400}{CN}\right) - 254$
Linha de base	68,10	118,97
Cenário 1: 100% APP	67,52	122,16
Cenário 2: 100% RL	67,10	124,53
Cenário 3: 100% APP + 100% RL	66,62	127,27
Cenário 4: 100% PD	64,59	139,26
Cenário 5: 100% APP + 100% RL + 100% PD	63,44	146,38
Cenário 6: 60% FORMAÇÕES FLORESTAIS	63,96	143,14

A precipitação abatida, P_a (mm), necessária ao cálculo do volume do escoamento superficial, Q (m³), foi calculada com base no dado conhecido relativo a cada evento chuvoso, tomado em relação à área total da BHIRP e mostrou ser equivalente a 90% da precipitação verificada. Determinados S_{pi} e P_a calculou-se Q para cada precipitação registrada na BHIRP no ano em referência (2004).

A vazão de pico, q_p (m³/s), foi calculada com base no volume do escoamento superficial, de modo que se refere a cada evento pluviométrico.

O fator de comprimento de rampa, L , o fator de declividade das vertentes, S , e o fator de erodibilidade dos solos, K , foram calculados segundo as equações dadas e resultaram em valores fixos, idênticos para todos os cenários, posto que correspondem à área total da BHIRP.

Os valores relativos ao fator C , que insere as peculiaridades do uso e manejo do solo na MUSLE, são apresentados na Tabela 5.3, tendo sido calculados tendo por

base valores conhecidos, os quais foram determinados por WISCHMEIER & SMITH (1978) em condições semelhantes; por DEDECEK et al. (1986) em relação à agricultura convencional e ao plantio direto estabelecidos sobre latossolo vermelho, fase cerradão, que corresponde à classe de solo mais presente e com o maior percentual de destinação agrícola existente na BHIRP; e por CHAVES & PIAU (2008) no âmbito da aplicação da MUSLE na BHIRP.

Tabela 5.3. Valores de C tabelados e assumidos para as condições de tipo, uso e ocupação do solo da BHIRP

Uso da Terra	Valores conhecidos do fator C	Fonte
Agricultura Extensiva	0,157	Dedecek et al. (1986)
Agricultura Plantio Direto	0,080	Dedecek et al. (1986)
Campo	0,030	Wischmeier & Smith (1978)
Cerrado	0,030	Chaves & Piau (2008)
Cultura Irrigada	0,190	Chaves & Piau (2008)
Mata	0,003	Wischmeier & Smith (1978)
Pastagem	0,070	Chaves & Piau (2008)
Reflorestamento	0,010	Wischmeier & Smith (1978)
Vegetação Alterada	0,100	Wischmeier & Smith (1978)
Sedes e Edificações	1,000	Wischmeier & Smith (1978)
Áreas urbanas	1,000	Wischmeier & Smith (1978)
Solo Exposto	1,000	Wischmeier & Smith (1978)
Vias Não Pavimentadas	1,000	Wischmeier & Smith (1978)
Vias Pavimentadas	1,000	Wischmeier & Smith (1978)

Para determinar os valores do fator C para cada cenário idealizado, foi feita a ponderação em relação à área ocupada por cada uso no âmbito de cada cenário, que resultou em um valor de C para cada cenário de aplicação da MUSLE para a determinação do volume de sedimentos produzido na BHIRP. Os resultados são mostrados na Tabela 5.4:

Tabela 5.4. Valores de C específicos para as condições de uso e manejo do solo nos cenários idealizados para a BHIRP

Cenários	C calculados
Linha de base	0,1128
Cenário 1: 100% APP	0,1006
Cenário 2: 100% RL	0,1010
Cenário 3: 100% APP + 100% RL	0,0932
Cenário 4: 100% PD	0,0725
Cenário 5: 100% APP + 100% RL + 100% PD	0,0537
Cenário 6: 60% FORMAÇÕES FLORESTAIS	0,0705

O fator de práticas conservacionistas, P, também teve seus valores fixos, sendo $P = 0,5$ para áreas sob cultivo agrícola e $P = 1$ para outros usos, os quais foram ponderados em relação ao uso da terra, que definiu um valor específico de P para cada cenário idealizado.

Os resultados são mostrados na Tabela 5.5, a seguir:

Tabela 5.5. Valores de P relativos à configuração dos cenários em relação à adoção de práticas conservacionistas na BHIRP

Cenários	P calculados
Linha de base	0,760
Cenário 1: 100% APP	0,769
Cenário 2: 100% RL	0,770
Cenário 3: 100% APP + 100% RL	0,781
Cenário 4: 100% PD	0,760
Cenário 5: 100% APP + 100% RL + 100% PD	0,781
Cenário 6: 60% FORMAÇÕES FLORESTAIS	0,837

5.2. Aplicação da MUSLE

Obtidos os valores dos parâmetros de composição da MUSLE, foi determinado o volume de sedimentos passível de ser produzido anualmente no âmbito de cada cenário idealizado.

A Tabela 5.6, a seguir, apresenta um resumo dos valores dos parâmetros da MUSLE calculados, que envolvendo as características dos solos e de seu uso, manejo e tipos de ocupação específicos, contribuem para a geração de sedimentos na BHIRP.

Tabela 5.6. Parâmetros da MUSLE e volume anual de produção de sedimentos para os cenários idealizados de uso e ocupação do solo da BHIRP

Cenários	CN	C	P	Y(t/ano)	Abatimento de sedimentação (t/ano)
Linha de base	68,10	0,1128	0,760	31.672,49	-
100% APP	67,52	0,1006	0,769	26.579,33	5.093,15
100% RL	67,10	0,1010	0,770	25.354,63	6.317,86
100% APP + 100% RL	66,62	0,0932	0,781	22.284,52	9.387,96
100% PD	64,59	0,0725	0,760	12.914,59	18.757,90
100%APP + 100%RL + 100%PD	63,44	0,0537	0,781	12.837,60	18.837,88
60% FORMAÇÕES FLORESTAIS	63,96	0,0705	0,837	18.086,06	13.586,43

5.3. Quantificação e valoração econômica do serviço ambiental unitário

A alteração da cobertura vegetal do solo na BHIRP, conforme sugerem os cenários idealizados, resultará na recuperação dos serviços ambientais determinantes para a obtenção dos benefícios de abatimento da sedimentação.

A quantificação desse abatimento, apresentada na Tabela 26, corresponde a alguma medida de proteção do solo, que pode diferir em termos de tamanho de área ou de tipo de cobertura vegetal.

A Tabela 5.7, a seguir, detalha essa informação:

Tabela 5.7. Cenários e benefícios correspondentes

Cenários	Composição da cobertura vegetal	Área (ha)	Quantificação do benefício (t sedimento abatido/ano)
LINHA DE BASE (Vegetação existente)	Cerrado (Reserva Legal)	1.162,277	não mensurado
	Cerrado (Parques e outras)	1.350,79	
	Campo	834,21	
	Mata (APP)	980,06	
100% APP	APP complementar	1.645,79	5.093,15
	Vegetação existente	4.327,33	não mensurado
100% RL	RL complementar	2.356,49	6.317,86
	Vegetação existente	4.327,33	não mensurado
100% APP + 100% RL	APP complementar	1.645,79	9.387,96
	RL complementar	2.356,49	
	Vegetação existente	4.327,33	
100% PD	Sistema PD	11.256,37	18.757,90
	Vegetação existente	4.327,33	não mensurado
100% APP + 100% RL + 100% PD	APP complementar	1.645,79	18.837,88
	RL complementar	2.356,49	
	Sistema PD	10.302,33	
	Vegetação existente	4.327,33	
60% FORMAÇÕES FLORESTAIS	APP complementar	1.645,79	13.586,43
	RL complementar	2.356,49	
	Cerrado complementar	5.651,31	
	Vegetação existente	4.327,33	

A cobertura vegetal atual da BHIRP foi tomada como a linha de base, portanto, o abatimento da sedimentação que lhe corresponde não foi mensurado nesse contexto, o que inviabiliza a determinação da relação custo/benefício.

5.3.1. Valoração pelo método do custo de reposição (MCR)

A recomposição florestal idealizada para a BHIRP permitirá que todas as propriedades rurais se ajustem aos preceitos do Código Florestal, a partir da complementação das áreas de Reserva Legal e de Preservação Permanente existentes com os acréscimos necessários à adequação legal.

Acrescente-se que o cenário 6 prevê um acréscimo de cobertura florestal na BHIRP, de modo que a área com formações florestais atinja 60% da área total.

A tabela 5.8, apresentada a seguir, foi composta com base em valores admitidos pela Caesb em contrato no âmbito de sua ação de reposição florestal, a exceção do item “adubação”, cujas quantidades e valores referem-se aos praticados no mercado para um pacote de adubação necessário ao estabelecimento em campo de mudas de espécies nativas do cerrado, inclusiva mata ciliar.

Tabela 5.8. Valor Presente Líquido – VPL relativo ao hectare de reflorestamento

Base de cálculo			Com CUSTO DE OPORTUNIDADE	Sem CUSTO DE OPORTUNIDADE
Itens	Preço unitário (R\$)	Ano	Valor (R\$/ha/ano)	Valor (R\$/ha/ano)
Mudas com 0,50 m (por muda)	3,00	0	7.390,14	7.390,14
Escavação manual (por cova)	0,99	1	1.033,90	892,90
Escavação mecânica (por cova)	0,29	2	1.033,90	892,90
Escavação custo médio	0,64	3	141,00	-
Plantio e tutoramento (por muda)	1,89	4	141,00	-
Adubo NPK 4:14:8 (por cova)	0,17	5	141,00	-
Calcário dolomítico (por cova)	0,13	6	141,00	-
Humus de minhoca (por cova)	1,26	7	141,00	-
Esterco (por cova)	0,30	8	141,00	-
<u>CUSTO DE PLANTIO/MUDA</u>	7,39	9	141,00	-
<u>NÚMERO DE MUDAS/HA</u>	1.000	10	141,00	-
<u>JUROS AO ANO</u>	3%	11	141,00	-
<u>PREÇO DA TERRA</u>	R\$ 4.700,00	12	141,00	-
<u>CUSTO DE OPORTUNIDADE DA TERRA</u>	R\$ 141,00	13	141,00	-
		14	141,00	-
Coroamento (por cova)	0,48	15	141,00	-
Aplicação de herbicidas (por muda)	0,18	16	141,00	-
Isca para combate a formiga (por muda)	0,03	17	141,00	-
Combate a formiga (por muda)	0,20	18	141,00	-
<u>CUSTO DO MONITORAMENTO/MUDA</u>	0,89	19	141,00	-
Período em anos =	2	20	141,00	-
VPL (R\$/ha) =			11.196,40	9.098,68
CPE (R\$/ha/ano) =			752,57	611,57

A adoção do plantio direto para toda a área agrícola da BHIRP foi outra suposição feita no âmbito da quantificação do abatimento da sedimentação. Para a composição do custo de adoção do sistema foram considerados exclusivamente os custos relativos às atividades e insumos atinentes ao plantio direto, de modo que os investimentos relativos à implantação dos cultivos, mas que são empregados independentemente do sistema de plantio adotado, não foram integrados no cálculo.

Dessa forma, destaque-se que a composição do custo relativo à agricultura em sistema de plantio direto abrange somente os investimentos a serem feitos para a mudança do sistema de plantio e, portanto, calculado como sendo o valor adicional de investimento que um produtor de grãos deveria fazer para passar de sistema de plantio convencional para o sistema de plantio direto. Os outros custos não são contabilizados por serem comuns aos dois sistemas.

A Tabela 5.9, a seguir, mostra a composição do cálculo.

Tabela 5.9. Valor Presente Líquido – VPL relativo ao hectare de plantio sob o sistema de plantio direto

Base de cálculo (Tabela 12)	Ano	Com CUSTO DE OPORTUNIDADE DA TERRA	Sem CUSTO DE OPORTUNIDADE DA TERRA
		Valor (R\$/ha/ano)	Valor (R\$/ha/ano)
Anual para soja e feijão	0	240,40	99,40
	1	240,40	99,40
Máquinas (R\$/ha/ano) = 64,40	2	240,40	99,40
Transferência tecnológica	3	240,40	99,40
(R\$/ha/ano) = 35,00	4	240,40	99,40
Custo/ha = 99,40	5	240,40	99,40
Juros ao ano = 3%	6	240,40	99,40
Preço da terra = 4.700,00	7	240,40	99,40
Custo oportunidade = 141,00	8	240,40	99,40
	9	240,40	99,40

Base de cálculo (Tabela 12)	Com CUSTO DE OPORTUNIDADE DA TERRA		Sem CUSTO DE OPORTUNIDADE DA TERRA
	Ano	Valor (R\$/ha/ano)	Valor (R\$/ha/ano)
	10	240,40	99,40
	11	240,40	99,40
	12	240,40	99,40
	13	240,40	99,40
	14	240,40	99,40
	15	240,40	99,40
	16	240,40	99,40
	17	240,40	99,40
	28	240,40	99,40
	19	240,40	99,40
	20	240,40	99,40
	VPL (R\$/ha) =	3.816,94	1.578,22
	CPE (R\$/ha/ano) =	256,56	106,08

As Tabelas 23 e 24 apresentam duas colunas para o detalhamento do cálculo do VPL e do CPE. O VPL (e o CPE) relativo aos valores da primeira coluna integra o custo de oportunidade da terra, considerado devido quando a alternativa para o uso do solo que deixou de ser adotada promoveu a ocupação irregular ou indesejada. A segunda coluna não considera o custo de oportunidade da terra e diz respeito às áreas cujo uso atual é regular tanto sob o aspecto legal quanto em relação ao aspecto econômico.

5.4. Valoração de serviços ambientais

5.4.1. Serviços ambientais existentes na BHIRP

O cenário atual de uso e ocupação do solo conta com 4.327,33 hectares de vegetação nativa conservada, sendo 60% de cerrado *stricto sensu*; 23% de mata ciliar; e 19% de formações campestres.

Para o cenário relativo à linha de base calculou-se somente o valor do serviço ambiental presente, tendo em vista a base de cálculo que é o custo de reposição

em termos de VPL para um horizonte de planejamento de 20 anos. Assim, neste caso, assume-se que o valor do serviço ambiental presente na BHIRP é igual ao custo de reposição – ou recuperação – desse serviço, no caso de ele deixar de existir na BHIRP. A tabela 5.10, a seguir, mostra os resultados:

Tabela 5.10. Valoração dos serviços ambientais existentes da BHIRP

Cenários	Composição da cobertura vegetal	Área (ha)	Valor do serviço ambiental (R\$/ha)	Valor do serviço ambiental (R\$)
LINHA DE BASE	Cerrado	2.513,06	9.098,68	22.865.528,76
	Campo	834,21	9.098,68	7.590.209,84
	Mata	980,06	9.098,68	8.917.252,32
VALOR TOTAL DOS SERVIÇOS AMBIENTAIS EXISTENTES NA BHIRP				39.372.990,92

5.4.2. Cenários de recuperação de serviços ambientais para a BHIRP

As diferentes configurações de uso do solo propostas a título de cenários determinam a recuperação dos serviços ambientais na BHIRP, que por sua vez produzem benefícios quantitativamente diferentes em termos de abatimento da sedimentação.

A recuperação desses serviços ambientais no âmbito de qualquer dos cenários idealizados apresenta os valores mostrados na Tabela 5.11:

Tabela 5.11. Custo de reposição dos serviços ambientais segundo áreas recompostas nos cenários idealizados para a BHIRP

Cenários	Composição da cobertura vegetal	Área (ha)	Custo de reposição CPE (R\$/ha/ano)	Custo de reposição CPE (R\$/ano)
1	Formação florestal	1.645,79	611,57	1.006.522,72
2	Formação florestal	2.356,49	611,57	1.441.168,51
3	Formação florestal	4.002,18	611,57	2.447.691,23
4	Plantio direto	10.302,33	106,08	1.337.651,18
		954,04	256,56	
5	Formação florestal	4.002,18	611,57	3.540.575,19
	Plantio direto	10.302,33	106,08	
6	Formação florestal	4.002,18	611,57	6.700.721,40
		5.651,31	752,57	

5.5. Análise de custo/benefício da recuperação de serviços ambientais

Para a análise de custo/benefício utilizou-se apenas o custo obtido pelo MCR, o qual foi relacionado ao benefício do abatimento da sedimentação, considerando o efeito das medidas atinentes a cada cenário idealizado para a redução de sedimentos por hectare por ano.

O resultado expõe-se na Tabela 5.12:

Tabela 5.12. Relação de custo/benefício para a recuperação dos serviços ambientais na BHIRP

Cenários	Custo de reposição do serviço ambiental (R\$/ano)	Área de recuperação do serviço ambiental (ha)	Período (anos)	Benefício Para a BHIRP (t/ano)	C/B (R\$/t)
1	1.006.522,72	1.645,79	20	5.093,15	197,62
2	1.441.168,51	2.356,49	20	6.317,86	228,11
3	2.447.691,23	4.002,28	20	9.387,96	260,73
4	1.337.651,18	10.302,33	20	18.757,90	71,31
5	3.540.575,19	14.304,61	20	18.837,88	187,95
6	6.700.721,40	9.653,59	20	13.586,25	493,19

A Tabela 5.12 mostra a relevância do sistema de plantio direto para a aquisição do benefício de abatimento da sedimentação.

Tal fato está relacionado à significativa ocupação da bacia pela agricultura (44%) e mostra que, no caso, as práticas conservacionistas são fundamentais para garantir a sustentabilidade desse uso.

No tocante à recuperação do serviço ambiental relativo aos ambientes florestais observa-se que a relação C/B, calculada pelo método proposto, é mais elevada do que a observada em cenários que incluem o plantio direto. No entanto, as áreas relativas à recuperação do serviço ambiental nos cenários 1 e 2 são menores (7% para o cenário 1 e 10% para o cenário 2) e ainda assim resultam no

abatimento de quantidades significativas de sedimentação, além de essa recuperação estar alinhada ao atendimento de uma norma legal.

Vale notar, que esta ACB focaliza apenas o benefício do abatimento da sedimentação como resultado do estabelecimento e da manutenção de vegetação florestal na BHIRP ou da adoção de sistemas de plantio mais conservacionistas, como é o caso do sistema de plantio direto, o que obviamente restringe o âmbito da análise como instrumento para a tomada de decisão.

Como há vários parâmetros na tabela de valoração, os quais representam diferentes aspectos do processo, pode ser gerado um indicador composto integrado, tendo em vista considerar a quantidade de sedimento abatida, que é extremamente importante.

Nesse sentido, pode ser criado um Índice de Serviço Ambiental (ISB), considerando-se como parâmetros o custo da composição, a quantidade de sedimentos abatida e a relação custo/benefício e se atribuindo valores para os níveis Baixo (1 ou 3), Médio (2) e Alto (3 ou 1), sendo melhor aquele cenário que apresentar um maior valor de ISB.

A Tabela 5.13 mostra os níveis relativos ao custo de recuperação dos serviços ambientais:

Tabela 5.13. Índices para o custo de recuperação dos serviços ambientais

CUSTOS DE COMPOSIÇÃO (R\$/ano)	NÍVEL	ÍNDICE C
Menor que 2.000.000,00	BAIXO	3
Entre 2.000.000 e 4.000.000,00	MÉDIO	2
Maior que 4.000.000,00	ALTO	1

A Tabela 5.14 mostra os níveis relativos à quantidade de sedimentos abatida:

Tabela 5.14. Índices para quantidade de sedimentos abatida

QUANTIDADE DE SEDIMENTO ABATIDA (t/ano)	NÍVEL	ÍNDICE S
Menor que 9.000	BAIXO	1
Entre 9.000 e 15.000	MÉDIO	2
Maior que 15.000	ALTO	3

A Tabela 5.15 mostra os níveis relativos à análise de custo benefício:

Tabela 5.15. Índices para a análise de custo benefício

RELAÇÃO CUSTO/BENEFÍCIO (R\$/t)	NÍVEL	ÍNDICE C/B
Menor que 200	BAIXO	3
Entre 200 e 300	MÉDIO	2
Acima de 300	ALTO	1

Sendo o Índice de Serviço Ambiental – ISB:

$$ISB = \frac{ÍNDICE C + ÍNDICE S + ÍNDICE C/B}{3} \quad [5.1]$$

Uma aplicação do ISB é mostrada a partir da Tabela 5.16, a seguir:

Tabela 5.16. Índice de Serviço Ambiental – ISB

CENÁRIOS	Custo da composição (R\$/ano)	ÍNDICE C	Sedimento abatido (t/ano)	ÍNDICE S	C/B (R\$/t)	ÍNDICE C/B	ISB
1	1.006.522,72	3	5.093,15	1	197,62	3	2,33
2	1.441.168,51	3	6.317,86	1	228,11	2	2,00
3	2.447.691,23	2	9.387,96	2	260,73	2	2,00
4	1.337.651,18	3	18.757,90	3	71,31	3	3,00
5	3.540.575,19	2	18.837,88	3	187,95	3	2,67
6	6.700.721,40	1	13.586,25	2	493,19	1	1,33

Assim, se a questão do abatimento da sedimentação for o fator predominante para uma decisão a respeito de melhor opção para o investimento financeiro, pode-se sugerir a implementação da mudança de sistema de plantio agrícola como a mais indicada, posto que apresenta o maior ISB seguida da combinação entre essa mudança e a recuperação das áreas de APP e de RL.

A composição do ISB ficará ainda mais robusta com a inclusão de outros elementos, como a elevação do lucro da atividade agrícola, o aumento da

produtividade das culturas, o lucro advindo do turismo ecológico, o aumento da abundância de espécies faunísticas, o estabelecimento de um novo nível de biodiversidade, entre outros favorecimentos.

6. CONCLUSÕES

- A produção de sedimentos estimada para a BHIRP durante um ano úmido pode ser reduzida mediante a recuperação de serviços ambientais relativos à cobertura vegetal do solo.
- A recuperação das APPs, conforme indicada no cenário 1, garante um abatimento da sedimentação de 16,1%.
- A recuperação das áreas de Reserva Legal, conforme indicada no cenário 2, garante um abatimento da sedimentação de 19,9%.
- A recuperação das áreas de APP somada à recuperação das áreas Reserva Legal, conforme indicada no cenário 3, garante um abatimento da sedimentação de 29,6%.
- A conversão do sistema de plantio agrícola na BHIRP de plantio convencional para plantio direto na totalidade da área utilizada para a agricultura, conforme indicada no cenário 4, garante um abatimento da sedimentação de 59,2%.
- A recuperação das áreas de APP somada à recuperação das áreas Reserva Legal e à conversão do sistema de plantio agrícola na BHIRP de plantio convencional para plantio direto na totalidade da área utilizada para a agricultura, conforme indicada no cenário 5, garante um abatimento da sedimentação de 59,5%.
- A recuperação das áreas de APP somada à recuperação das áreas Reserva Legal e complementada com a recomposição da área florestal da BHIRP até que atinja 60% da área total da bacia, conforme indicada no cenário 6, garante um abatimento da sedimentação de 42,9%.
- Os custos de recomposição calculados para os cenários são: cenário 1 = R\$ 1.006.522,72; cenário 2 = R\$ 1.441.168,51; cenário 3 = R\$ 2.447.691,23; cenário 4 = R\$ 1.337.651,18; cenário 5 = R\$ 3.540.575,19; cenário 6 = R\$ 6.700.721,40.

- O cenário que estabelece 100% APP+RL+PD não mostra adicional significativo em relação ao 100%PD, considerada exclusivamente a produção de sedimentos.
- O valor do serviço ambiental existente na BHIRP foi calculado por meio do MCR e estimado a partir do VPL, representa a riqueza ambiental presente na Bacia, refere-se a uma área total de vegetação autóctone de 4.327,33 hectares e é de R\$ 39.372.990,92.
- A relação de custo/benefício em termos de R\$/tonelada de sedimento abatido é de 197,62 para o cenário 1; 228,11 para o cenário 2; 260,73 para o cenário 3; 71,31 para o cenário 4; 187,95 para o cenário 5; e 493,19 para o cenário 6.
- Os cenários de recuperação do serviço ambiental que incluem o plantio direto na nova configuração são mais vantajosos em termos da relação custo/benefício e permite a constatação de que a atividade agrícola atual é significativamente produtora de sedimentos.
- A partir da análise conjunta dos critérios custos, sedimentação abatida e relação custo/benefício, exclusivamente estes, os cenários apontados como mais interessantes em relação à recuperação de serviços ambientais são: cenário 4 (100% PD), cenário 5 (100% APP + 100% RL + 100% PD) e cenário 1 (100% APP), nesta ordem.

7. RECOMENDAÇÕES

- Desenvolvimento de estudos mais focalizados na prática dos sistemas de PD e PC para uma valoração comparativa.
- Incorporação de outros benefícios no cálculo, os quais também estejam relacionados à cobertura vegetal do solo rural, p. ex., o aumento da abundância de espécies faunísticas ou o aumento da produção agrícola.
- Uso de outros modelos de perda de solo para análise comparativa e validação do modelo atual.
- Análise do comportamento de diferentes modelos de perda de solo em relação a projeções de séries de chuva sob expectativa da mudança climática.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, H. W. & HOOVER, M. D. & REINHART, K. G. Forests and Water. Effects of Forest management on floods, sedimentation, and water supply. USDA Forest Service. Report PSW – 18/1976. 121 p.

ANDRADE, D. C. & CAMPOS, E. M. G. & BASTOS, P. de M. A. *Benefícios líquidos da preservação de áreas de florestas/matias naturais remanescentes: metodologia e validação no município de Lagoa Dourada (MG)*. Disponível em: <http://www.sober.org.br/palestra/2/478.pdf>. Acesso em: 28 ago. 2009.

ANDREOLI, C. V.; DALARMI, O.; LARA, A. I.; ANDREOLI, F. N.; *Os Mananciais de Abastecimento do Sistema Integrado da Região Metropolitana de Curitiba - RMC – 9º SILUBESA - Simpósio Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Anais... Porto Seguro, abr. 2000, p.196-205.

AVANZI, J. C. & SILVA, M. L. N. & CURTI, N. & MELLO, C. R. DE & FONSECA, S. Calibração e aplicação do modelo MUSLE em uma microbacia hidrográfica nos Tabuleiros Costeiros brasileiros. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande, PB, UAEAg/UFCG. v.12, n.6, 2008, p.563–569.

BACELLAR, L.de A. P. *O Papel das Florestas no Regime Hidrológico de Bacias Hidrográficas*. ISSN1519-5708. Disponível em: http://74.125.155.132/scholar?q=cache:kpWh71EshRMJ:scholar.google.com/+O+papel+das+florestas+no+regime+hidrol%C3%B3gico+de+bacias+hidrogr%C3%A1ficas&hl=pt-BR&as_sdt=2000. Acesso em: 28 ago. 2009.

BALBINOT, R.; OLIVEIRA, N. K. de; VANZETTO, S. C.; PEDROSO, K.; VALERIO, A. F.. *O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas*. *Ambiência*, Guarapuava, PR v.4 n.1 p.131-149 Jan./Abr. 2008.

BARRETO-NETO, A. A. & DE SOUZA FILHO, C. R. *Modelagem Dinâmica de Escoamento Superficial*. Anais XI SBSR, Belo Horizonte, Brasil, 05 - 10 abril 2003, INPE, p. 2427 - 2434.

BERTOL, I. Avaliação da erosividade da chuva na localidade de Campos Novos (SC) no período de 1981–1990. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.29, p.1453-1458, 1994.

BEUTLER, J. F. & BERTOL, I. & VEIGA, M. & WILDNER, L. P. Perdas de Solo e Água num Latossolo Vermelho Aluminoférrico Submetido a Diferentes Sistemas de Preparo e Cultivo sob Chuva Natural. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:509-517, 2003

BINNING, CORK, PARRY & SHELTON. Natural Assets: An Inventory of Ecosystem Goods and Services in the Goulburn Broken Catchment. 2001, 137 p. Disponível em http://www.ecosystemservicesproject.org/html/publications/docs/Natural_Assets_LR.pdf Acesso em: 30 set. 2009.

BLAINE, J. G., SWEENEY, B. W. & ARSCOTT, D. B. *Enhanced source-water monitoring for New York City: historical framework, political context, and project design*. J. N. Am. Benthol. Soc., 2006, 25(4):851–866.

BOYD, J. & BANZHAF, S. *What Are Ecosystem Services? The Need For Standardized Environmental Accounting Units*. Ecological Economics, Volume 63, Issues 2-3, August 2007, Pages 616-626.

BRAGA, R. C. M. S. & VIANA, J. F. C. & ABREU, L. M. de & FARIA, R. C. de. *Valoração Ambiental de Áreas Protegidas para a Gestão Ambiental*. OLAM Ciência & Tecnologia, Rio Claro - SP, Ano VIII. Vol. 8 Nº. 1. Jan. – jun. 2008. p. 68 – 87.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. *Código Florestal*. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L4771.htm Acesso em: 28 ago. 2009.

BRASIL. Portaria nº 1469, de 29 de dezembro de 2000, Ministério da Saúde. *Padrões de Potabilidade da Água para Consumo Humano*. Disponível em <http://dtr2001.saude.gov.br/sas/PORTARIAS/Port2006/GM/GM-1469.htm> Acesso em: 06 set. 2009.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 06 set. 2009.

BROOKS, K.N. & FFOLIOTT, P.F. & GREGERSEN, H.M. & DeBANO, L.F. *Hydrology and the management of watersheds*. 3rd ed. Ames, Iowa State University Press, 2003. 553p.

BROWNER, C. M. *Watershed Approach Framework*. U.S. Environmental Protection Agency, June 1996. Disponível em <http://www.epa.gov/owow/watershed/framework.html> Acesso em: 19 ago. 2009.

CAESB – Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. *Plano de Proteção Ambiental da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Pípiripau*. Brasília: jun de 2001. 206 p.

CAESB – Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. *SIAGUA: Sinopse do Sistema de Abastecimento de Água*. 17ª edição. Brasília: dezembro, 2008. 144 p.

CASAGRANDE, L. *Avaliação do Parâmetro de Propagação de Sedimentos do Modelo de Williams (1975) na Bacia do Rio Vacacaí-Mirim com o auxílio de técnicas de Geoprocessamento*. Dissertação de Mestrado. UFSM. 2004. 102 p.

CHAVES, H. M. L. *Análise Global de Sensibilidade dos Parâmetros da Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE)*. R.Bras.Ci.Solo, Campinas, 15:345-350, 1991.

CHAVES, H. M. L. & PIAU, L. P. *Efeito da Variabilidade da Precipitação Pluvial e do Uso e Manejo do Solo sobre o Escoamento Superficial e o Aporte de Sedimento de uma Bacia Hidrográfica do Distrito Federal*. R. Bras. C. Solo, 32:333-343, 2008.

COGO, N. P. & LEVIEN, R. & SCHWARZ, R. A. *Perdas de Solo e Água por Erosão Hídrica Influenciadas por Métodos de Preparo, Classes de Declive e Níveis de Fertilidade do Solo*. R. Bras. Ci. Solo, 2003, 27:743-753.

COSTANZA, R. & D'ARGE, R. & DE GROOT, R. & FARBER, S. & GRASSO, M. & HANNON, B. & LIMBURG, K. NAEEM, S. & O'NEILL, R. V. & PARUELO, J. et al. [*The value of the world's ecosystem services and natural capital*](#). Nature 387, 253-260 (15 May 1997).

COSTAS, M. F. T. *Avaliação Hidrossedimentométrica de uma Pequena Bacia em Urbanização*. Dissertação de Mestrado. UFSM, RS, Brasil. 2003. 140 p.

DAVIES, J. & MAZUMDER, A. *Health and environmental policy issues in Canadá: the role of watershed management in sustaining clean drinking water quality at surface sources*. Journal of Environmental Management, n. 68, p.273-286, 2003.

DEARMONT, D. & McCARL, B. A. & TOLMAN, D. A. *Costs of Water Treatment Due to Diminished Water Quality: A Case Study in Texas*. Draft of Paper in Water Resources Research, 34(4), 849-854, 1998. October, 1997. 19 p.

DEDECEK, R. A. & RESCK, D. V. S. & DE FREITAS JR., E. *Perdas de Solo, Água e Nutrientes por Erosão em latossolo Vermelho-Escuro dos Cerrados em Diferentes Cultivos sob Chuva Natural*. R. Bras. Ci. Solo, 10:265 – 272, 1986.

DICKINSON, W. T. & WALL, G. J. *The Relationship Between Source-Area Erosion and Sediment Yield*. HYdrological Sciences – Bulletin des Sciences Hydrologiques, XXII, 4 12/1997. 527-530.

DOWD, B. M. & PRESS, D. & LOS HUERTOS, M. *Agricultural nonpoint source water pollution policy: The case of California's Central Coast*. Agriculture, Ecosystems and Environment 128 (2008) 151–161.

DUDLEY, N. & STOLTON, S. *Running Pure: The Importance of Forest Protected Areas to Drinking Water*. World Bank / WWF Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use. Aug. 2003. 114 p.

EMBRAPA. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. Brasília: Embrapa Produção da Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412p.

ERNST, C. & GULLICK, R. & NIXON K. *Protecting the Source: Conserving Forest to Protect Water*. Revista Opflow, vol. 30, nº. 5. American Water Works Association. May 2004. 5 p.

FISHER, B. & TURNER, R. K. *Ecosystems services: Classification for valuation*. Letter to the editor. Biological Conservation. 141 (2008): 1167 – 1169.

FISHER, B. & TURNER, R. K. & MORLING, P. *Defining and classifying ecosystem services for decision making*. Ecological Economics. 68 (2009) 643 – 653.

HANLEY, N. & BLACK, A. R. *Cost–Benefit Analysis and the Water Framework Directive in Scotland. Integrated Environmental Assessment and Management*, Volume 2, Number 2, 2006. pp. 156–165.

HEIN, L. & van KOPPEN, K. & DE GROOTA, R. S. & van IERLAND, E. C. *Spatial Scales, Stakeholders and the Valuation of Ecosystem Services*. Ecological Economics 57 (2006) 209– 228.

HENRIQUES, A. G. & WEST, C. A. *Instrumentos Econômicos e Financeiros para a Gestão Sustentável da Água, Parte 2 – Aplicação em Portugal*. Congresso da Água Ano 2000. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos. Portugal, 2000. 9 p.

HEK, S. de. & KIERSCH, b. & MAÑON, A. *Aplicación de Pagos por Servicios Ambientales en Manejo de Cuencas Hidrográficas: lecciones de experiencias recientes en América Latina*, [2004?]. 9 p. Disponível em: <http://www.simas.org.ni/experiencia/11.%20LA%20PSA%20Cuencas.pdf>. Acesso em: 03 de outubro de 2009.

HOLMES, T. P. & BERGSTROM, J. C. & HUSZAR, E. KASK, S. B. & ORR III, F. *Contingent valuation, net marginal benefits, and the scale of riparian ecosystem restoration*. *Ecological Economics* 49 (2004) 19– 30.

MAIA, A. G. *Valoração de Recursos Ambientais*. Dissertação de Mestrado. UEC. Campinas. 2002. 199 p.

MAIA, A. G. & ROMEIRO, A. R. & REYDON, B. P. *Valoração de Recursos Ambientais – Metodologias e Recomendações*. Texto para Discussão. IE/UNICAMP, Campinas, n. 116, mar. 2004.

MARX, K. *O Capital* (Volume 1). 1867. Disponível em: <http://www.marxists.org/portugues/marx/1867/ocapital-v1/index.htm>. Acesso em 30 de janeiro de 2010.

MAURO, F. *Vazão e Qualidade da Água em Manancial Degradado do Cinturão Verde de Ilha Solteira – SP*. Dissertação de Mestrado. Ilha Solteira – SP, fev. 2003. 95 p.

McTAMMANY, M. E., BENFIELD, E. F., & WEBSTER, J. R. *Recovery of stream ecosystem metabolism from historical agriculture*. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 2007, 26(3):532–545.

MÉLLO JR., A.V. *Escoamento Superficial Direto (Método Soil Conservation Service)*. Dep. Eng. Agron. Hidrociência. UFSe. 2007. 9 p.

MENDES-FILHO, W. M. & VENDRAME, I. F. & CARVALHO, R. G. de. *Utilização de Sistema de Informações Geográficas para o Mapeamento do Potencial de Retenção de Águas Pluviais no Município de São José dos Campos – SP*. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007, INPE, p. 3453-3460.

MERTEN, G.H. & MINELLA, J. P. *Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura*. *Agroecol. e Desenvol. Rur. Sustent.* Porto Alegre, v.3, n.4, out/dez 2002. 33-38.

MINELLA, J. P. G. & MERTEN, G. H. & REICHERT, J. M. & SANTOS, D. R. DOS. *Identificação e Implicações para a Conservação do Solo das Fontes de Sedimentos em Bacias Hidrográficas*. R. Bras. Ci. Solo, 31:1637-1646, 2007.

MIRANDA, T. C. & BASTOS, C. A. B. & TASSI, R. *Avaliação do Potencial Erosivo e da Geração de Sedimentos em Microbacias Contribuintes a Estruturas de Drenagem Rodoviária*. VII Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos. 2006. 19 p.

MONTERO, S. G.; CASTELLON E. S.; RIVERA L. M. M.; RUVALCABA, S. G.; LLAMAS J. J. *Collaborative governance for sustainable water resources management: the experience of the Inter-municipal Initiative for the Integrated Management of the Ayuquila River Basin, Mexico*. Environment & Urbanization, 2006. v. 18, n. 2, p. 297–313.

MONTIBELLER-FILHO, G. *O Mito do Desenvolvimento Sustentável*. Ed.: UFSC. 3ª ed. 2008. 316 p.

MOTTA, R. S. da. *Indicadores Ambientais no Brasil: Aspectos Ecológicos, de Eficiência e Distributivos*. Texto para Discussão N° 403. IPEA. Rio de Janeiro, fev. de 1996. 101 p.

MOTTA, R. S. da. *Economia Ambiental*. Rio de Janeiro: Editora FGV, 2006. 225 p.

NOGUEIRA, J. M. & MEDEIROS, M. A. A. de & ARRUDA, F. S. T. de. *Valoração Econômica do meio Ambiente: Ciência ou Empirismo?* 50ª Reunião Anual da SBPC. Natal, 12 A 17 jul. 1998. CNPq. 51 p.

ONU. *Ecosistemas e o Bem-Estar Humano: Estrutura para uma Avaliação*. Relatório-síntese do Grupo de Trabalho da Estrutura Conceptual de Avaliação do Milênio dos Ecosistemas. 2003. 32 p.

OUYANG, W. & HAO, F-H & WANG, X-L. *Regional Non point Source Organic Pollution Modeling and Critical Area Identification for Watershed Best Environmental Management Water Air Soil Pollut* (2008) 187:251–261.

PATTANAYAK, S. K. *Valuing watershed services: concepts and empirics from southeast Asia*. Agriculture, Ecosystems and Environment 104 (2004) 171–184.

PEARCE, D. W. *Cost-Benefit Analysis and Environmental Policy*. Oxford Review of Economic Policy, 1998. Vol 14, nº 4. pp 84 -100.

PEARCE, D. W. & ATKINSON, G. & MOURATO, S. *Cost-Benefit Analysis and the Environment: – Recent Developments*. OECD, 2006. 318 p.

PEREIRA, L. S. *Conservação e poupança de água para conviver com a escassez e a seca*. Comunicação apresentada ao Seminário CYTED - Água, Salvador, Brasil, Março 2002, 15 p.

PORTELA, M. M. *Modelação Hidrológica*. Instituto Superior Técnico. DECivil, SHRHA. Apostila. 2006. 150 p.

PORTO, M. F. A & PORTO, R. LA L. *Gestão de Bacias Hidrográficas*. Estudos Avançados, vol. 22, nº.63, 2008. 18 p.

RAWLS, W. J. & AHUJA, L. R. & BRAKENSIEK, D. L. & SHIRMOHAMMADI, A. Infiltration and Soil Water Movement. Chapter 5. In MAIDMENT, D. R. Editor in Chief. HANDBOOK OF HYDROLOGY, MCGRAW-HILL, INC. 1992. 5.1 – 5.51 p.

REIS, L. V. de S. *Cobertura Florestal e Custo do Tratamento de Águas em Bacias Hidrográficas de Abastecimento Público: Caso do Manancial do Município de Piracicaba*. Tese de Doutorado, ESALQ, 2004. 239 p.

REZENDE, J. L. P de & OLIVEIRA, A. D. de. *Análise Econômica e Social de Projetos Florestais*. 2. ed. Viçosa: UFV, 2008. 386 p.

RHEINHEIMER, D. S. & KAMINSKI, J. & LUPATINI, G. C. & SANTOS, E. J. S. *Modificações em Atributos Químicos de Solo Arenoso sob Sistema Plantio Direto*. R. Bras. Ci. Solo, 22:713-721, 1998.

RHEINHARDT, R. D. et al. *A Reference-Based Framework for Evaluating the Ecological Condition of Stream Networks in Small Watersheds*. WETLANDS, vol. 27, n.3, september, 2007, pp. 524–542.

RODRIGUES, W. & BARBOSA, G. F. & ALMEIDA, A. *Environmental cost benefit analysis of soybean production in áreas of recent expansion in Brazilian savanna: The case of Pedro Afonso – TO*. Custos e @gronegocio on line – v.5, n.2 – May/Aug – 2009. 22 p.

RODRIGUES, W. & NOGUEIRA, J. & IMBROISI, D. *Avaliação Econômica da Agricultura Sustentável: O Caso dos Cerrados Brasileiros*. Cadernos de Ciência & Tecnologia, Brasília, v.18, n.3, p.103-130, set./dez. 2001

SARCINELLI, O. & MARQUES, J. F. & ROMEIRO, A. R. *Custos e benefícios da adoção de práticas e medidas Para conservação do solo agrícola: um estudo de caso na microbacia hidrográfica do córrego Oriçanguinha*. Informações Econômicas, SP, v.39, n.4, abr. 2009. 12 p.
SCHAEFER (2002)

SCHICK, J. & BERTOL, I. & BATISTELA, O. & BALBINOT JR, A. A. *Erosão Hídrica em Cambissolo Húmico Alumínico Submetido a Diferentes Sistemas de Preparo e Cultivo do Solo: I. Perdas de Solo e Água*. R. Bras. Ci. Solo, 24:427-436, 2000.

SILVA, A. B. da & RESENDE, M. & SOUSA, A. R. de & MARGOLIS, E. *Mobilização do Solo, Erosão e Produtividade de Milho e Feijão em um Regossolo no Agreste Pernambucano*. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v.34, n.2, p.299-307, fev. 1999.

STENGER, A. & HAROU, P. & NAVRUD, S. *Valuing environmental goods and services derived from the forests*. Journal of Forest Economics 15 (2009) 1–14.

SWEENEY, B. W.; ARSCOTT, D. B.; Dow, C. L.; BLAINE, J. G.; AUFDENKAMPE, A. K.; BOTT, T. L.; JACKSON, J. K.; KAPLAN, L. A. & NEWBOLD, J. D. *Enhanced source-water monitoring for New York City: summary and perspective*. J. N. Am. Benthol. Soc., 2006, 25(4):1062–1067.

SWEENEY, B. W.; BOTT, T. L.; JACKSON, J. K.; KAPLAN, L. A.; NEWBOLD, J. D.; STANDLEY, L. J.; HESSION, W. C. & HORWITZ, R. J. *Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services*. September 28, 2004 vol. 101 no. 39 14132-14137.

SWIFT, M.J. & IZAC, A.-M.N. & VAN NOORDWIJK, M. *Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions?* Agriculture, Ecosystems and Environment 104 (2004) 113–134.

SWINTON, S.M. & LUPI, F. & ROBERTSON, G.P. & HAMILTON, S.K. *Ecosystem Services and Agriculture: Cultivating Agricultural Ecosystems for Diverse Benefits*. Ecological Economics. Volume 64, Issue 2, 15 December 2007, Pages 245-252.

TORRES-BENITES, E. & MEJÍA-SÁENZ, E. & CORTÉS-BECERRA, J. & PALACIOS-VÉLEZ E. & EXEBIO-GARCÍA, A. *Adaptación de un Modelo de*

Simulación Hidrológica a la Cuenca del Río Laja, Guanajuato, México. Ensayo publicado en AGROCIENCIA, Volumen 39, Número 5. SEPT-OCT. 2005. 481-490.

TUCCI, C. E. M. (org.). *Hidrologia: ciência e aplicação*. 2.ed.; 1.reimp. Porto Alegre: Ed. Universidade / UFRGS: ABRH, 2000. (Col. ABRH de Recursos Hídricos, v.4). 943 p.

TUCCI, C. E. M. & MENDES, C. A. *Avaliação Ambiental Integrada de Bacia Hidrográfica*. Ministério do Meio Ambiente / SQA – Brasília: MMA, 2006. 302 p.

TUNDISI, J. G. *Água no Século XXI: Enfrentando a Escassez*. Ed. RiMa, IIE. São Carlos. 2003. 248 p.

U.S. Soil Conservation Service. *National Engineering Handbook: Section 4, Hydrology*. Washington, D. C. 1972. 548 p.

VIGIAK, O. & RIBOLZI, O. & PIERRET, A. & VALENTIN, C. & SENGTAHEUANGHOUNG, O. & NOBLE, A. *Filtering of Water Pollutants by Riparian Vegetation: Bamboo Versus Native Grasses and Rice in a Lao Catchment*. Unasyuva 229, Vol. 58, 2007.

WALLACE, K. J. *Classification of ecosystem services: Problems and solutions*. Biological Conservation. 139 (2007). 235 – 246.

WILLIAMS, J. R. *Sediment-yield prediction with Universal Equation using runoff energy factor*. In: Present and prospective technology for predicting sediment yield and sources. Oxford: USDA. ARS-S-40, 1975. p.244-252.

WISCHMEIER, W. H. & SMITH, D. D., *A universal soil loss estimating equation to guide conservation farm planning*. 7th Int. Cong. Soil Sci. 1. 1960. 418–425.

WISCHMEIER, W. H. & SMITH, D. D. *Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning*. U. S. Department of Agriculture, Agriculture handbook nº. 537. 1978. 69 p.