



Projeto de Recuperação de Matas Ciliares

PRODUTOS TÉCNICOS

Número: 01

Junho/2011

Pagamento por Serviços Ecossistêmicos: Mata Ciliar, Erosão, Turbidez e Qualidade de Água

Wilson Cabral de Sousa Júnior

Contrato SMA 42/2010



**SECRETARIA DO
MEIO AMBIENTE**



Disponível em:
www.ambiente.sp.gov.br/mataciliar

Apresentação

O Projeto de Recuperação de Matas Ciliares (PRMC) foi instituído pelo Decreto Estadual nº 49.723, de 25/06/2005 e obteve recursos por meio do "Acordo de Doação nº TF055091", firmado entre o Governo do Estado de São Paulo e o Banco Mundial. Iniciado em 2005, foi concluído em 2011.

Os recursos doados pelo GEF totalizaram US\$ 7,75 milhões, além disso, contou com recursos do governo estadual da ordem de US\$ 3,30 milhões.

Seu objetivo principal foi a elaboração de instrumentos, metodologias e estratégias que assegurem a recuperação e a manutenção de matas ciliares a longo prazo.

Um de seus componentes tratou dos aspectos econômicos e institucionais relacionados à restauração de matas ciliares, incluindo estudos sobre Pagamento por Serviços Ambientais (PSA).

O presente produto técnico traz os resultados finais da consultoria contratada com o objetivo principal de estabelecer critérios para o desenvolvimento de um mecanismo de PSA que associe a função ecossistêmica das matas ciliares e do uso de práticas conservacionistas em relação à contenção de erosão e redução da quantidade de sedimentos em suspensão na água. Adicionalmente, pretende-se estabelecer cenários de uso e cobertura da terra em função de sua capacidade maior ou menor em termos de conservação dos solos.

Sumário

1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Pagamentos por Serviços Ambientais e Ecosistêmicos	1
1.2. Serviços ambientais relacionados à erosão, turbidez e qualidade da água	2
1.3. Disposição a pagar e qualidade da água	4
1.4. Aspectos legais	5
2. OBJETIVOS E ESCOPO	6
3. REFERENCIAL TEÓRICO E DADOS SECUNDÁRIOS	7
3.1. Relações entre erosão e produção de sedimentos	7
3.2. Relação entre sedimentos em suspensão e turbidez da água	9
3.3. Tratamento da água e sensibilidade à turbidez	10
3.4. Assoreamento e custos	13
3.5. Custos de oportunidade da conservação em relação aos usos do solo	15
4. METODOLOGIA	19
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	23
6. CENÁRIOS: USOS DO SOLO E PSA	27
6.1. Erosão nas microbacias e custos associados - Situação atual	28
6.2. Cenário 1 – APPs 30 metros c/ cobertura natural integral e s/ práticas conservacionistas no meio rural	30
6.3. Cenário 2 – APPs 30 metros c/ cobertura natural integral e c/ práticas conservacionistas no meio rural	30
6.4. Cenário 3 – APPs 50 metros c/ cobertura natural integral e s/ práticas conservacionistas no meio rural	31
6.5. Cenário 4 – APPs 50 metros c/ cobertura natural integral e c/ práticas conservacionistas no meio rural	32
6.6. Cenário 5 – APPs 30 metros c/ cobertura natural integral e conversão de usos do solo até o limite do potencial de arrecadação total	32
7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	33
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	35
ANEXO I – RELATO DE SAÍDAS DE CAMPO	39
ANOTAÇÕES SAÍDA DE CAMPO	39
(A) Microbacia 7 – Encruzilhada	39
(B) Microbacia 3 – Sete Voltas	40
(C) Microbacia 10 - Cachoeira dos Pretos	40

1. Introdução

1.1. Pagamentos por Serviços Ambientais e Ecosistêmicos

Os recursos naturais geram diversos bens e serviços que são refletidos no bem-estar dos indivíduos (PEARCE, 1993). Alguns desses bens e serviços, por serem bens públicos, não se enquadram em mercados privados e, portanto, seus custos e seus benefícios não se expressam em valores de mercado, sendo extremamente difíceis de serem mensurados monetariamente através da teoria econômica tradicional, gerando as chamadas "externalidades" (AMAZONAS, 2004).

A interiorização das externalidades é, do ponto de vista da economia tradicional, portanto, uma solução para suprir tal desequilíbrio, ou seja, fazer com que os agentes que usufruem tais benefícios ou aqueles que provoquem tais custos, paguem por isso. Para isso, segundo Merico (1996), é necessário reconhecer as externalidades ambientais do processo produtivo e a exigência da interiorização econômica dos seus efeitos, contrapondo a ausência do orçamento da degradação ambiental e do consumo dos recursos naturais.

Pearce & Turner (1991) afirmam que a demanda de um recurso é maior na inexistência de um preço positivo para o mesmo, ou seja, a grande demanda pode comprometer a capacidade de sustentabilidade do ecossistema se o recurso é proporcionado a preço zero, o que, no limite, leva à degradação ambiental de caráter irreversível.

Em tempos mais recentes, a diversidade biológica começou a ser percebida em função das possibilidades de utilização de recursos e serviços ecossistêmicos relacionados. Por outro lado, a maior parte das intervenções públicas têm se limitado à criação e manutenção, comumente deficitária, de áreas protegidas. Esta estratégia, da forma como é implementada, tem sido insuficiente para manter a biodiversidade, colocando-se como saída o incentivo às atividades econômicas que conservem ou ampliem a diversidade biológica, ou reconheçam o seu valor (VEIGA & EHLERS, 2003).

Diversos serviços ecossistêmicos essenciais aos bem estar humano são providos por interações entre os meios físico, químico e biológico. Neste contexto, um dos mecanismos de interiorização das externalidades, no caso aquelas que resultem em benefícios, é o sistema de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA). Wunder (2005) define o pagamento por serviços ambientais como uma transação voluntária através da qual um serviço ecológico específico é "adquirido" por um (ou mais) adquirente de um (ou mais) provedor do serviço ecológico se, e somente se, o provedor do serviço ecológico assegurar sua provisão. O conceito de transação voluntária remete a um acordo entre as partes, o que se concretiza através de um contrato. O segundo requisito concerne à definição do serviço ambiental pelo qual se está pagando, de modo que não paire dúvidas sobre o objeto da remuneração. O termo adquirente de serviços ambientais refere-se aos usuários dos serviços ambientais ou beneficiários. Verifica-se que nem todos aqueles que pagam pelos serviços ambientais necessariamente adquirem tais serviços, mas sim financiam sua manutenção.

Como exemplo, são considerados provedores de serviços ambientais aqueles detentores de porções de solo que asseguram a preservação dos ecossistemas sob seus domínios, garantindo a provisão dos serviços ecossistêmicos, conforme determinado em um arranjo contratual pré-estabelecido.

De acordo com Altmann (2010), o PSA é um instrumento de valoração ambiental que visa à realização de um contrato entre provedores e beneficiários, através do qual os provedores remuneram os beneficiários pela garantia do fluxo contínuo de determinado serviço ambiental, com intervenção do Estado para operacionalizar o sistema e garantir o cumprimento dos contratos.

A capacidade do sistema de Pagamento por Serviços Ambientais de interiorizar os serviços ambientais que possuem valor de uso indireto é o grande diferencial deste mecanismo, comparado-o a outros instrumentos da política ambiental (WERTZ-KANOUNNIKOFF, 2006).

Com a interiorização das externalidades positivas, o beneficiário dos serviços ambientais paga pelos benefícios obtidos dos ecossistemas (princípio do usuário-pagador). A despeito da crítica de que a internalização dos custos da preservação dos serviços ambientais seria oneroso ao consumidor ou usuário, basta referir que o custo de recuperar um ecossistema que deixa de prestar um serviço ecológico essencial seria muito mais dispendioso do que o custo da prevenção (ALTMANN, 2010).

1.2. Serviços ambientais relacionados à erosão, turbidez e qualidade da água

Um solo bem conservado possui certa quantidade de propriedades que se traduz nos serviços ecossistêmicos muito úteis para aumentar a produção agrícola: estoque de água, produção de nutriente, controle de pragas e resiliência (BOUMANN ET AL., 2010). A retenção de solo em seu ecossistema originário mantém uma quantidade de nutrientes, cujo fluxo com o meio biótico é fator de suporte à manutenção da vegetação associada. A manutenção dos solos implica também em um menor transporte de sedimentos para o meio hídrico. Embora este conjunto de propriedades dos solos seja essencial para a produção agrícola, há ainda diversas outras funcionalidades que influem no funcionamento dos sistemas bióticos.

De acordo com Doran e Parkin (1996), o uso do solo deve considerar seus limites de resiliência, uma vez que o mesmo tem função tampão para ar, água, produtos químicos e nutrientes. Assim, deve-se considerar tanto o interesse na produção quanto na manutenção de suas funções ecológicas.

A erosão é um dos principais fatores de impacto sobre os recursos hídricos, associados ao uso dos solos tanto no meio rural quanto no meio urbano. Anualmente um grande volume de sedimentos é perdido de solos com algum grau de fertilidade, vindo a sedimentar nos cursos d'água, afetando os usos mais a jusante dos corpos hídricos. Segundo Manzatto et al (2002), estima-se um custo

agregado de cerca de US\$ 2,64 bilhões/ano causados aos produtores diretamente e à sociedade indiretamente com as perdas de solo em território brasileiro.

O processo de assoreamento numa bacia hidrográfica encontra-se intimamente relacionado aos processos erosivos, uma vez que este processo é que fornece os materiais que darão origem ao assoreamento. Quando não há energia suficiente para transportar o material erodido, este material é depositado (GUERRA, 1995).

O controle mais efetivo da sedimentação em bacias hidrográficas está na redução do processo erosivo nas vertentes das bacias. Entretanto, apesar de os gestores e usuários de água reconhecerem a ligação existente entre a sedimentação a jusante com o processo de erosão a montante, e apesar de existirem instrumentos de auto-financiamento para esse tipo de programa (como a cobrança pelo uso dos recursos hídricos), ainda não existem mecanismos eficazes que demonstrem aos tomadores de decisão a viabilidade econômica e social de investimentos na conservação do solo ou a contribuição da manutenção e recuperação da cobertura nativa como instrumento de controle da erosão.

O impacto econômico do assoreamento pode ser levantado a partir dos custos de recuperação dos recursos naturais ou de mitigação dos impactos sobre estes. Reydon et al. (2001) analisaram o aumento no custo do tratamento de água em função da redução da qualidade dos rios e demonstraram que o investimento em tratamento de efluentes a montante poderia ser pago por usuários da água à jusante, num sistema de compensação ambiental.

Reis (2004) encontrou relações entre a cobertura vegetal sobre mananciais de captação de águas para abastecimento doméstico e os custos de tratamento da água. Segundo a autora, dentre os mananciais estudados – sub-bacias do rio Piracicaba –, aqueles com cobertura vegetal inferior a 15% da área da bacia apresentaram maiores variações na turbidez média entre o período seco e o chuvoso. Tal fato traz implicações em relação ao custo do tratamento da água naqueles mananciais, numa relação de causalidade.

Segundo Bernardes e Sousa Júnior (2010), a efetividade do instrumento de PSA depende do fechamento do ciclo, que envolve: a execução do serviço ambiental, a geração e ou manutenção do serviço ecossistêmico, e, conseqüentemente, a definição do agente de conservação (produtor rural e suas práticas, no caso em estudo), e dos beneficiários (em última instância, os que farão o aporte de recursos para o sistema). No entanto, a dificuldade para se identificar e mensurar as nuances envolvidas neste ciclo é um dos principais empecilhos para a universalização do mecanismo. Assim, os programas de PSA em desenvolvimento no Brasil lançam mão de premissas simplificadoras, de forma a tornar exequível sua implantação.

No caso de PSA associado à água, preliminarmente poder-se-ia levantar uma série de usos e beneficiários à jusante dos locais onde se aplicam os esforços de conservação. No entanto, quando se elege um único parâmetro de qualidade (no caso, a quantidade de sedimentos em suspensão,

estimada pela turbidez), reduz-se substancialmente o rol de beneficiários com sensibilidade a este parâmetro e ou os usos em que seja possível mensurar esta sensibilidade.

No presente trabalho, pretende-se definir critérios para um mecanismo de PSA que, a partir da contribuição de beneficiários (usuários de água), estimule a manutenção de matas ciliares e práticas conservacionistas de uso do solo à montante, em microbacias hidrográficas pré-definidas.

1.3. Disposição a pagar e qualidade da água

O provimento de água potável apresenta custos fixos e variáveis e, a não ser que um ente público subsidie totalmente a atividade (distribuindo os custos para a sociedade), a sustentação econômica da atividade se daria a partir de uma cobrança cujo princípio econômico é a sua equivalência ao benefício marginal do consumo de água de cada usuário. Segundo Strobel et al. (2006), o nível ótimo de provisão do recurso, nesse caso, seria aquele em que o custo marginal da provisão (CPmg) se iguala ao somatório dos benefícios marginais dos usuários ($B_{mg} = B^1_{mg} + \dots + B^n_{mg}$). Assim, o custo social se iguala ao benefício social, tal como indica o ponto Q^* no gráfico da Figura 1, que determina o nível ótimo de consumo. Esse benefício seria dado pela taxa marginal de substituição do consumo de água por outros bens, que revela a disposição de pagar do usuário pela água.

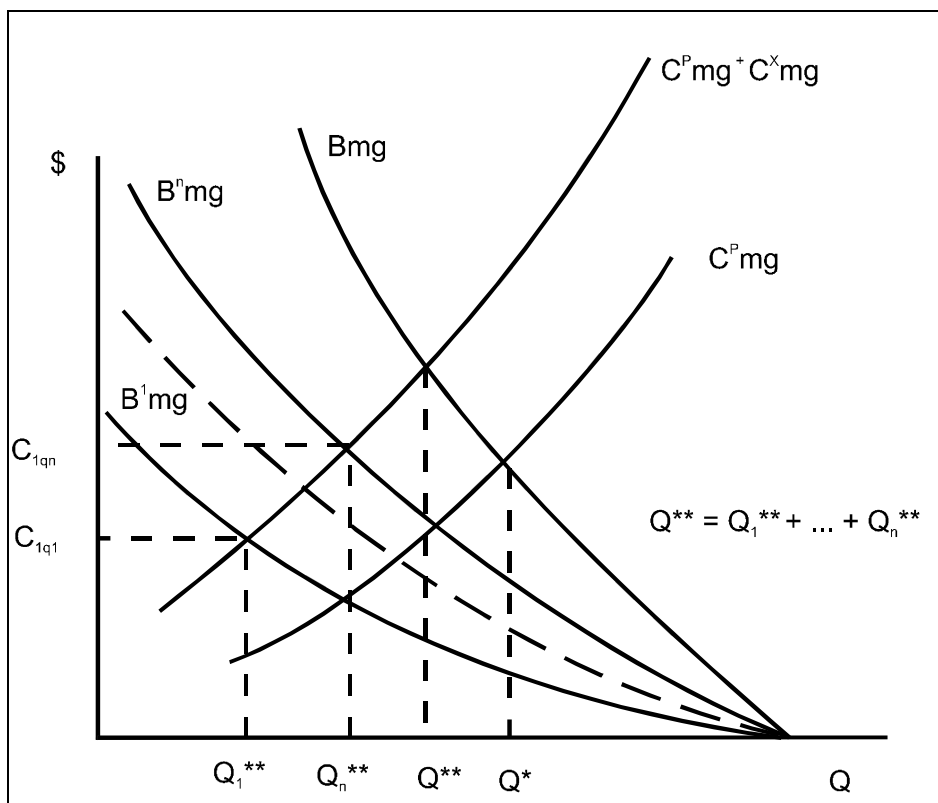


Figura 1 – Nível ótimo de consumo de um bem público. Fonte: Strobel et al. (2006)

Para os usuários produtores (firmas) de um bem “z” com uma função de produção “F” e preço “p_z” essa cobrança (C) seria revelada pelo valor da produtividade marginal da água como insumo (A) da seguinte forma (Equação 1):

$$C = p_z \cdot \partial F / \partial A \quad \text{Eq. (1)}$$

No presente caso, o insumo “A” é a água *in natura* para o processo de tratamento e sua variação em qualidade, em função da variação da turbidez, é uma referência de valor da remuneração pelos serviços ambientais prestados por proprietários à montante nas microbacias.

Com base nesta premissa, o trabalho procura estabelecer uma *proxy* da parcela variável do custo de tratamento da água, associada aos gastos com a redução da turbidez a níveis ótimos para o consumo.

1.4. Aspectos legais

A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída em 1997, pela Lei Federal 9433, apresenta como um dos princípios de gestão a valoração da água, seja para fins de incentivo à racionalização, seja para a percepção pelos usuários do que seria o “real valor” da água. Tal fato representou uma mudança significativa, referendada pela regulamentação posterior, que institui a cobrança pelo uso da água como instrumento de gestão. Esta cobrança se norteia pelo princípio do usuário/poluidor pagador.

Já no âmbito da Política Ambiental brasileira, a contribuição financeira estipulada nos artigos 47 e 48 da lei 9985/2000 do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, SNUC, pode ser interpretada como a possibilidade de cobrança ao usuário de RH de uma contribuição financeira para a proteção e implementação da unidade de conservação que proteja esta fonte de água. Esta cobrança ficou denominada como uma aplicação do princípio do protetor-recebedor (PPR) sendo, portanto, um pagamento por um serviço no qual o critério dominante é o de recuperação de custos.

Na mesma direção, o Projeto de Lei n. 5.487, enviado ao Congresso Nacional em 05 de junho de 2009, tem por finalidade instituir a Política Nacional dos Serviços Ambientais e o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais, bem como estabelecer formas de controle e financiamento desse programa. Segundo Altmann (2010), o mérito do PL n. 5.487/2009 é a valorização dos serviços ambientais – expressa através de uma Política Nacional própria – que indica ao Poder Público e à sociedade como traçar novas estratégias de preservação e recuperação do meio ambiente.

Deve-se ressaltar a importância da contribuição dos instrumentos de comando e controle para a preservação ambiental no Brasil. No entanto, o atual contexto econômico, social e ambiental do País enseja que tais instrumentos sejam complementados por instrumentos de incentivo positivo (ALTMANN, 2010). Estes aspectos legais mencionados caminham neste sentido, constituindo

verdadeiro instrumento de incentivo positivo para a preservação dos ecossistemas que prestam os serviços ambientais.

Na outra ponta, em termos do beneficiário ou usuário dos serviços ecossistêmicos providos a partir de uma mudança no uso do solo – e conseqüente redução da turbidez da água - a Portaria 518/04 do Ministério da Saúde estabelece que a água produzida e distribuída para o consumo humano deve ser controlada. A legislação define também a quantidade mínima, a frequência em que as amostras de água devem ser coletadas e os limites permitidos. O valor máximo permitido de turbidez na água distribuída é de 5,0 NTU¹, critério que pode balizar os limites inferiores de metas de qualidade de corpos hídricos junto ao exutório das microbacias estudadas.

2. Objetivos e escopo

O objetivo principal deste trabalho é o de estabelecer critérios para o desenvolvimento de um mecanismo de PSA que associe a função ecossistêmica das matas ciliares e do uso de práticas conservacionistas em relação à contenção de erosão e redução da quantidade de sedimentos em suspensão na água. Adicionalmente, pretende-se estabelecer cenários de uso e cobertura da terra em função de sua capacidade maior ou menor em termos de conservação dos solos.

Tendo em vista o exposto no item 1.2, este trabalho se concentra na liberação ou retenção de sedimentos e seus impactos sobre usuários à jusante nas microbacias estudadas. Os usos inicialmente previstos foram o abastecimento doméstico, aproveitamento hidrelétrico, a irrigação e o lazer. Entretanto, para os dois últimos, não foi possível obter relações de causa e efeito associadas à maior ou menor turbidez da água, que pudessem balizar o comportamento dos usuários, e, conseqüentemente, sua disposição a pagar.

No caso das atividades de lazer, é clara uma associação empírica (quanto maior a turbidez, menos interesse deve haver pela recreação aquática), porém, dada a sazonalidade destas atividades, o esforço em se isolar outros parâmetros da decisão do uso – o que exigiria diversos dados adicionais – extrapolaria o tempo dedicado a este estudo. Ademais, mesmo sabendo a causalidade e mensurado o impacto sobre o lazer, seria difícil definir um mecanismo que envolvesse os beneficiários deste serviço ecossistêmico, uma vez que o acesso aos mananciais hídricos não é controlado.

Já para a irrigação, os custos envolvidos em uso de água com maior ou menor turbidez são mais significativos em termos da adução da água propriamente dita, e não necessariamente em termos do impacto da turbidez para as culturas irrigadas². Assim, águas com sedimentos de maior granulometria tendem a gerar impactos sobre os equipamentos de bombeamento, no sentido de

¹ NTU: unidade nefelométrica de turbidez.

² Em algumas situações, é possível até mesmo a geração de impactos positivos, dada a quantidade de nutrientes que podem estar contidos nos sedimentos da água.

aumentar a frequência de manutenção; e águas com sedimentos de menor granulometria tendem a exigir equipamentos mais potentes. Em ambos os casos, portanto, é mais importante conhecer a composição granulométrica dos sedimentos em suspensão na água do que sua turbidez.

Justifica-se, assim, a concentração dos esforços em dois usos à jusante das áreas de interesse para a conservação: o abastecimento doméstico e o uso hidrelétrico.

3. Referencial teórico e dados secundários

3.1. Relações entre erosão e produção de sedimentos

Roehl (1962) discute a relação entre produção de sedimentos e erosão nas bacias hidrográficas. O autor procurou correlacionar diversos parâmetros de influência na quantidade de sedimentos em suspensão a partir de quantidades conhecidas de erosão laminar e linear de solos em bacias hidrográficas, dentre eles a área de drenagem à montante do exutório da bacia (A), a extensão do corpo hídrico principal (C), a diferença entre a maior e menor altitude na bacia (H) e a relação entre "C" e "H". A Tabela 1 apresenta estes dados para 15 microbacias nos EUA, pesquisadas pelo autor.

Walling (1983) apresenta uma ampla dissertação sobre a relação entre processos erosivos e as taxas de sedimentação nas bacias. O autor afirma, com base em trabalhos empíricos, que as taxas de produção de sedimentos em exutórios variam geralmente entre 10% e 40% da perda total por erosão nas bacias. Os estudos também apontam uma relação inversa entre a quantidade de sedimentos no exutório e a área da bacia, ou seja, quanto maior a área, menor a produção de sedimentos para jusante. Embora seja uma relação de certa forma esperada, o autor alerta para as diferenças significativas entre os vários contextos de bacias hidrográficas, apontando a necessidade de estudos empíricos das características locais para esta definição.

A taxa de aporte de sedimentos é uma razão entre a quantidade de sedimentos verificada no exutório da bacia e a estimativa de erosão para toda a área da bacia, conforme descrito por Walling (1983), apresentado na Equação 2.

$$\text{TAS} = Y/E \quad \text{Eq. (2)}$$

Em que:

TAS = Taxa de aporte de sedimento;

Y = produção de sedimento no exutório da bacia; e

E = erosão total na bacia.

Reservatório	Área de drenagem (km ²)	Extensão do rio (km)	Altura*/extensão	TAS (%)
Apex	5,7	3,2	0,00572	17
High Point	161,3	18,1	0,00417	12
University (N. C.)	78,5	6,7	0,01451	21
Roxboro	19,5	6,3	0,01116	13
Burlington	271,9	21,2	0,00302	4
Chester	41,2	9,4	0,00926	13
Lancaster	24,2	9,1	0,00669	10
Cannon	45,8	4,1	0,01568	18
Concord	11,8	2,2	0,02446	29
Lexington (N. C.)	17,2	11,4	0,00601	13
Issaqueena	35,9	10,2	0,01238	15
Michie	431,7	35,6	0,0044	9
Carroll Lake	17,9	3,9	0,01838	59
Temple Reservoir	1,6	1,6	0,0358	55
Lake Brandt	190,1	18,9	0,00396	9

* Amplitude da altitude da bacia

Tabela 1 – Parâmetros de influência na liberação de sedimentos em microbacias nos EUA. Fonte: adaptado de Roehl (1962).

Chaves (2010), ao fazer uma análise do uso de equações empíricas relacionando características da bacia a aportes de sedimentos nos corpos d'água, encontrou relações diversas para a mesma bacia, a partir de equações diferentes. Os resultados de Taxas de Aporte de Sedimentos (TAS) obtidos pelo autor, que testou 8 equações diferentes, variaram entre 0,12 e 0,52. Com base nestes resultados, o autor refutou a utilização deste tipo de equação empírica para fins de avaliação e definição de valores para PSA. O argumento central seria a baixa precisão dos modelos para esta finalidade.

Entretanto, o trabalho de Chaves (2010) analisou equações de origens muito diversas, algumas delas com o uso de apenas um parâmetro associativo: a área da bacia. O mesmo trabalho, se desconsideradas as equações mais simples, que compreendem apenas um parâmetro - caso das equações de Willians e Berndt (1972), Renfro (1975), Vanoni (1975) e NRCS (1979), citadas pelo autor, que consideram apenas o gradiente ou a área - teria uma variação entre os resultados bem menor: entre 0,12 e 0,15 e média de 0,13.

Portanto, em contextos de carência de dados, o uso de equações empíricas estimativas é justificável para modelos de PSA, embora o desenvolvimento de modelos empíricos com uma farta quantidade de dados locais certamente tornará os resultados mais precisos.

3.2. Relação entre sedimentos em suspensão e turbidez da água

A relação entre medidas de turbidez e sedimentos em suspensão na água é particularmente interessante dada a facilidade na obtenção do primeiro parâmetro. O conhecimento do relacionamento entre estes parâmetros poderia, portanto, facilitar sobremaneira as inferências sobre diversos processos envolvendo a dinâmica de sedimentos na água, dentre eles os processos de sedimentação e assoreamento.

Teixeira e Senhorelo (2000) apontam a necessidade de campanhas de campo para a calibração de modelos de aporte de sedimentos, embora concordem que, dado o alto custo das medições gravimétricas de sedimentos em suspensão, a turbidez é um bom parâmetro estimativo indireto.

Corso (1989) aponta que as correlações com sedimentos em suspensão e turbidez são menos suscetíveis a variações por parâmetros exógenos do que aquelas obtidas da associação entre descarga líquida e sedimentos em suspensão. Entretanto, estas correlações podem variar significativamente entre diferentes corpos d'água, em função da velocidade e variações temporais do fluxo d'água e granulometria dos sedimentos.

Carvalho et al (2004) obtiveram boas correlações entre a quantidade de sedimentos em suspensão e os valores de turbidez em pequenas bacias no Rio Grande do Sul, com coeficientes de correlação (R^2) de 84 e 89%. A Equação 2 expressa a situação de melhor correlação.

$$T = 94,129 e^{0,0046 C_{ss}} \quad \text{Eq. (2)}$$

Em que:

T = turbidez (em NTU) e

C_{ss} = Concentração de sedimentos em suspensão (em mg/L).

Paiva et al (2002) apresentam dados da relação turbidez e sedimentos em suspensão para uma pequena bacia urbana no município de Santa Maria, RS. A Equação 3 expressa a relação encontrada pelos autores.

$$y = 21,704 e^{0,0085 x} \quad \text{Eq. (3)}$$

Em que:

y = sólidos suspensos (mg/L) e

x = turbidez (NTU).

Teixeira e Senhorelo (2000) encontraram coeficiente de correlação de 92% em medições de pequena bacia – rio Jucu – no estado do Espírito Santo para situações em que não havia dados de chuva disponíveis (os dados de precipitação auxiliam a calibração dos modelos, neste caso).

A Equação 4 expressa a relação encontrada pelos autores.

$$SS = 4,8 e^{0,1 T} \quad \text{Eq. (4)}$$

Em que:

SS = sólidos suspensos (mg/L) e

T = turbidez (NTU).

Esta equação pode ser reescrita na forma da Equação 5.

$$T = (\ln SS - 1,57)/0,1 \quad \text{Eq. (5)}$$

A Equação 5 foi obtida para localidade com características mais aproximadas às das microbacias em estudo no presente trabalho, em relação às demais equações apresentadas.

3.3. Tratamento da água e sensibilidade à turbidez

Dos principais usos da água, o abastecimento doméstico é o que apresenta uma relação direta com a turbidez, parâmetro este que está associado ao processo de erosão e transporte de sedimentos pelos cursos d'água. A quantidade de sedimentos em suspensão na água é refletida nos valores de turbidez e, conseqüentemente, na percepção de qualidade pelos consumidores.

As estações de tratamento de água, ao produzir água potável, executam diversos processos de tratamento que atuam sobre diferentes parâmetros. O tratamento da água é dividido em fases e exige o controle de dosagem de produtos químicos e acompanhamento dos padrões de qualidade. De acordo com a Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo, SABESP (2010), este processo segue as seguintes etapas:

- (1) Pré-cloração: o cloro é adicionado assim que a água chega à estação, facilitando a retirada de matéria orgânica e metais.
- (2) Pré-alcalinização: adição de cal ou soda, que servem para ajustar o pH aos valores exigidos nas fases seguintes do tratamento.
- (3) Coagulação: após adicionar sulfato de alumínio, cloreto férrico ou outro coagulante, é realizada uma agitação violenta da água e as partículas de sujeira ficam eletricamente desestabilizadas e mais fáceis de agregar.
- (4) Floculação: mistura lenta da água para provocar a formação de flocos com as partículas.
- (5) Decantação: a água passa por grandes tanques para separar os flocos de sujeira formados na etapa anterior.
- (6) Filtração: a água atravessa tanques formados por pedras, areia e carvão antracito, responsáveis por reter a sujeira que restou da fase de decantação.
- (7) Pós-alcalinização: correção final do pH da água, para evitar a corrosão ou incrustação das tubulações.

- (8) Desinfecção: última adição de cloro que garante que a água fornecida chegue isenta de bactérias e vírus até a casa do consumidor.
- (9) Fluoretação: adição de flúor à água, que ajuda a prevenir cáries.

Ainda de acordo com a SABESP (2010), a turbidez é considerada a medição da resistência da água à passagem de luz, provocada pela presença de partículas flutuando na água. A turbidez é um parâmetro de aspecto estético de aceitação ou rejeição do produto e é um dos principais parâmetros balizadores da atividade de tratamento de água.

No Brasil, os coagulantes inorgânicos mais utilizados para o decaimento da turbidez, em estações de tratamento de água, são o Sulfato de Alumínio e o Cloreto Férrico, embora seja crescente o uso de polímeros como o Policloreto de Alumínio (PAC). O Sulfato de Alumínio tem menor custo absoluto e, por ser produzido em diversas regiões do país, tem menor custo de transporte. Em termos genéricos, pode-se afirmar que o Sulfato de Alumínio e o Cloreto Férrico possuem capacidade de operar com uma faixa de pH mais ampla, de 5 a 11, sendo que o primeiro tem melhor desempenho em águas de turbidez elevada ou ácidas. Por outro lado, o Cloreto Férrico, apesar do custo menor, apresenta problemas com corrosividade, o que pode comprometer as instalações de tratamento. Já as vantagens do PAC são, principalmente, o maior rendimento e a menor geração de resíduos.

Para encontrar uma equação que relacione o custo de tratamento e a redução de turbidez da água, foram utilizados os valores observados por Constantino e Yamura (2009) em trabalho empírico numa Estação de Tratamento de Água (ETA) no município de Maringá/PR (Tabela 2).

Mês Ano	Custo/m ³ (R\$)	Turbidez média (In Natura)	Turbidez média (Produzida)
jan-08	0,08681	164	0,56
fev-08	0,08001	114	0,51
mar-08	0,08338	139	0,69
abr-08	0,07053	70	0,65
mai-08	0,06625	46	0,78
jan-09	0,08244	172	0,24
fev-09	0,09842	327	0,36
mar-09	0,08325	109	0,28
abr-09	0,06603	32	0,26
mai-09	0,05254	30	0,28

Tabela 2 - Custo de redução da turbidez da água - ETA, Maringá. Fonte: Constantino e Yamura (2009)

A Figura 2 apresenta um gráfico de dispersão que relaciona o custo da redução da turbidez da água (por m³) para cada turbidez observada, explicitando a relação entre o aumento do custo de tratamento de água com altas taxas de sedimentos em suspensão, ou seja, com a qualidade da água *in natura*.

Para encontrar uma equação que expresse essa relação, foram traçadas diversas linhas de tendência: exponencial, linear, logarítmica, polinomial, potência e de média móvel. O ajuste da curva que mais se adequou foi a função polinomial de segundo grau, dada pela Equação 6.

$$y = -4E-07x^2 + 0,0003x + 0,0529 \quad \text{Eq. (6)}$$

Os custos estão associados ao uso de Sulfato de Alumínio (janeiro a maio/2008) e Policloreto de Alumínio – PAC (janeiro a maio/2009), de forma que o valor resultante a partir da Equação 6 tendem a um valor médio entre os dois tipos de coagulantes inorgânicos.

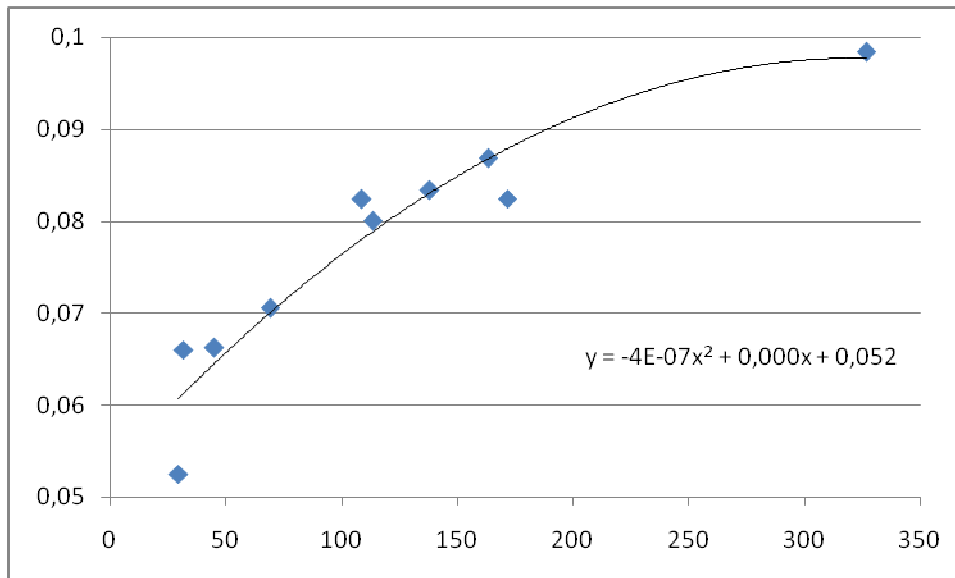


Figura 2. Relação entre a redução da turbidez e os custos desta atividade na ETA/Maringá. Fonte: Adaptado de Constantino e Yamura (2009).

No estado de São Paulo, a empresa SABESP opera a maior parte das estações de tratamento de água. A relação entre a turbidez e seus custos de redução (aplicação de coagulante inorgânico, no caso o Sulfato de Alumínio) obtida para uma planta padrão da empresa é apresentada na Tabela 3.

A Figura 3 apresenta a equação da curva com ajuste logarítmico para a associação entre a turbidez e seus custos de redução. O valor utilizado para o Sulfato de Alumínio foi de R\$0,1285/kg, conforme Schmidt (2011)³. A relação ajustada – logarítmica – é representada na Equação 7.

$$y = 0,011 \ln(T) - 0,0013 \quad \text{Eq. (7)}$$

Em que a variável “y” representa os custos e “T” a turbidez.

³ Embora outros autores tenham apontado valores maiores (Fabreti, 2006: R\$0,53/Kg; Constantino e Yamamura, 2009: R\$0,47/Kg), optou-se por utilizar informação da própria companhia, cuja escala de produção permite a aquisição a valores bem mais baixos que os comumente encontrados no mercado varejista.

Turbidez (NTU)	Dosagem Mínima (ppm)	Dosagem Máxima (ppm)	Dosagem Média (ppm)	Custo (R\$/m ³)
10	5	17	11	0,001414
15	8	20	14	0,001799
20	11	22	17	0,002120
40	13	25	19	0,002442
60	14	28	21	0,002699
80	15	30	23	0,002891
100	16	32	24	0,003084
150	18	37	28	0,003534
200	19	42	31	0,003919
300	21	51	36	0,004626
400	22	62	42	0,005397
500	23	70	47	0,005975

Tabela 3 – Turbidez e custos de coagulante (Sulfato de Alumínio). Fonte: adaptado de Oliveira (2011)

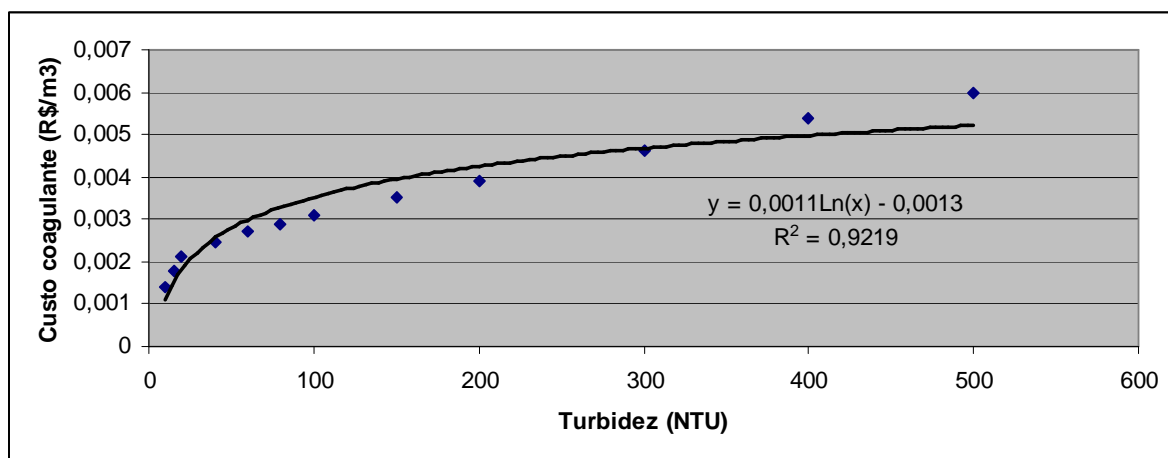


Figura 3 – Curva ajustada: turbidez e custos de tratamento com sulfato de alumínio.

A diferença entre as Equações 6 e 7 está associada, predominantemente, à variação de custos do coagulante inorgânico, sendo que a última reflete melhor as condições de tratamento de água encontradas no estado de São Paulo, onde estão localizadas as microbacias em estudo.

3.4. Assoreamento e custos

A taxa de erosão nas bacias hidrográficas e de sedimentação na água está diretamente relacionada ao assoreamento de mananciais hídricos. Parte do material erodido, condicionado por fatores como cobertura vegetal e declividade dos terrenos, aporta ao meio hídrico e sofre processos de transporte e sedimentação. Segundo Carvalho (1994), os sedimentos transportados em meio hídrico são depositados de maneira seletiva, relacionada à forma e densidade das partículas. Assim, de modo geral, partículas mais leves e com formas achatadas permanecem mais tempo como sedimentos em suspensão na água, enquanto as mais esféricas e pesadas decantam mais rapidamente e passam a ser influenciadas pelo arraste de fundo.

O assoreamento é, portanto, a deposição de sedimentos em fundos de mananciais hídricos, por decantação, após o transporte hidráulico. Para sedimentos de mesma granulometria, quanto menor

a hidrodinâmica do corpo d'água, maior é a tendência de sedimentação. Os corpos d'água de ambientes lânticos, tais como lagos, lagoas, reservatórios e trechos de rios com baixa hidrodinâmica, recebem boa parte do material oriundo de erosão ocorrida à montante nas bacias hidrográficas em que se situam.

Os impactos do assoreamento se refletem na redução de calado para o transporte aquaviário, na redução do volume útil de usinas hidrelétricas, no aumento da propensão a enchentes em meios urbanos, dentre outros. Todas estas atividades demandam, em maior ou menor grau, a execução de obras de dragagem ou desassoreamento, de forma a manter a utilidade antrópica.

Em caso de reservatórios hidrelétricos, o assoreamento traz problemas, mesmo em situações em que não há volumes significativos de deposição de sedimentos em sua área útil. Tais problemas estão associados ao possível acúmulo de material próximo à barragem (em geral dos sedimentos mais finos), impossibilitando ou reduzindo a capacidade de operação das comportas de adução e descarga, e ao depósito de sedimentos (mais grosseiros) à montante, na entrada do reservatório, elevando os níveis de enchente e reduzindo o volume útil.

Leite (1998), ao analisar as taxas de sedimentação no Reservatório de Salto Grande (bacia do rio Atibaia, SP), concluiu que 87% dos sedimentos totais em suspensão carregados pelo rio sofreram sedimentação no reservatório, sendo que a maior porção do material sedimentado foi composto pelas frações inorgânicas e pelo material de maior granulometria. O autor apontou ainda um limite de aproximadamente 30 anos de vida útil (assoreamento total) da parte mais à montante do reservatório, onde o rio Atibaia forma um depósito deltaico, dadas as taxas de sedimentação encontradas.

A definição dos custos associados às obras de dragagem ou desassoreamento não é trivial. De acordo com Escalante (2007), estes envolvem os custos de diferentes equipamentos de dragagem (que variam de acordo com a aplicação), sua manutenção, os volumes dragados e a distância do ponto de descarga dos resíduos. Bidone et al (2009) apontam custos da ordem de R\$10,00 a R\$30,00 por metro cúbico de sedimento dragado. Tal valor é corroborado por referências comerciais. No entanto, os valores relativos aumentam quando se reduz a escala da atividade, o acesso das máquinas e se ampliam as distâncias de depósito do material dragado. Bueno (2010) apresenta custos superiores a R\$25,00/m³ para desassoreamento de canais do rio Paraibuna, em trecho à jusante do reservatório hidrelétrico de Paraibuna. O custo do transporte dos sedimentos dragados ganha relevância na medida em que se ampliam as distâncias entre o ponto de dragagem e o ponto de destinação do material dragado.

Com base nos custos levantados, adotaremos um Custo Unitário de Dragagem (CUD) de R\$25,00/m³ de material dragado, assumindo ainda que cada metro cúbico de dragado corresponda a 1,5 toneladas de sedimentos retirados nas atividades de desassoreamento.

3.5. Custos de oportunidade da conservação em relação aos usos do solo

Os usos do solo presentes nas microbacias em estudo, foram objeto de levantamento de custos de investimento e retorno (custos e benefícios do ponto de vista do produtor rural). Em primeira análise, estes valores refletiriam o **custo de oportunidade da conservação do ambiente natural**, ou do investimento em recuperação com espécies nativas. Segundo Bernardes e Sousa Júnior (2010), trata-se do valor adotado pela maior parte dos programas de PSA no país, embora todos estes careçam da segunda parte do ciclo, que trata do pagamento pelos beneficiários dos serviços ecossistêmicos.

Algumas destas atividades possuem atualmente um rendimento líquido negativo para o produtor – este é compensado pelos preços mínimos para produtos agrícolas pagos pelo governo –, como é o caso do café. Já outras possuem um rendimento que supera até mesmo os ganhos de cadeia intermediária de alguns produtos, como é o caso da citricultura (essencialmente laranja).

A seguir são apresentados os custos e benefícios apurados. Para todas as modalidades de uso são apresentadas estimativas de receita líquida final, por área.

3.5.1. Café

O café tem uma área restrita de cultivo remanescente no Estado de São Paulo. Das microbacias estudadas, aparece como uso do solo em apenas duas: as microbacias do Feijão e do Lobo. Na classificação utilizada para este estudo, a cultura de café aparece junto à de citrus, possivelmente por apresentarem resposta espectral semelhante na imagem de satélite.

O café vive há um bom tempo um período de crise. Segundo o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, MAPA (2009), os preços médios recebidos pelos produtores tem se situado nos últimos anos em torno de R\$ 230 a R\$ 290 por saca de 60 Kg de café arábica (única variedade com plantio comercial no estado de São Paulo). Este valor remunera o custo de produção em algumas regiões, ficando abaixo do custo de produção de outras, dependendo do modelo tecnológico utilizado. O preço mínimo do café era de R\$ 157 por saca nas safras de 2003 a 2007, tendo sido elevado para R\$ 211 na safra 2007/2008 e para R\$ 261,69 por saca para a safra 2008/2009 (colheitas de março a outubro de cada ano).

Diante deste quadro, o governo é o garantidor do preço mínimo aos produtores, numa política de subsídio para a manutenção da atividade agrícola. Para o presente estudo, considerou-se a indicação de Ponciano et al (2008), os quais apontam um custo de oportunidade médio da ordem de R\$11,31/ha nas principais regiões produtoras do Brasil. O valor foi corrigido para o preço atual ao nível do produtor, disponibilizado pelo Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada, CEPEA (2011). O custo de oportunidade do plantio de café, corrigido, foi de R\$15,72/ha, valor este que será utilizado no presente estudo.

3.5.2. Citricultura

O estado de São Paulo detém a maior produção brasileira de cítricos (predominantemente a laranja). Atualmente, o mercado da citricultura no estado movimenta recursos da ordem de R\$4 bilhões anuais. Em termos de produção agropecuária, o setor representa o terceiro maior valor em cadeia, atrás apenas da cana de açúcar e da carne bovina.

Trabalho recente de Tondato et al (2010) descreve os custos de produção (Tabela 4) para a região noroeste paulista.

Descrição do item de custo	Custo (R\$/ano)	Custo (R\$/ha)
Mão de obra	14.457,60	357,60
Operações com Maquinas e Equipamentos	21.894,00	541,53
Aubos e Corretivos	62.306,50	1.541,10
Defensivos Agrícolas	50.616,40	1.251,95
Energia para Irrigação	16.698,00	413,01
Manutenção do equipamento de irrigação	2.800,00	69,26
Despesas Gerais	4.550,00	112,54
Custo Operacional Efetivo (COE)	173.322,50	4.286,98
Custo de Oportunidade da Terra	28.301,00	700,00
Custo do Capital de Giro	9.619,35	237,93
Custo Total de Produção (CTP)	211.242,85	5.224,90

Tabela 4 – Custos de produção da citricultura (laranja pêra rio) no noroeste paulista. Fonte: adaptado de Tondato et al (2010)

O trabalho de Tondato et al (2010) apontou também a receita líquida por hectare/ano: R\$6.265,26. Os autores alertam para a produtividade média do pomar, que influencia significativamente o resultado final. Para a região estudada, a produtividade foi de 1.187 cx/ha, bem acima da média nacional, que não passou de 540 cx/ha. O preço médio no ano de 2009, recebido pelo produtor por caixa comercializada, foi de R\$9,68.

De acordo com dados do CEPEA (2011), o preço da laranja, pago ao produtor, vem aumentando significativamente nos últimos 3 anos. A taxa de aumento do valor do produto *in natura* foi de 93% em 2010 (em relação à 2009) e 45% em 2011 (2 primeiros meses, em relação à 2010). Tal fato pode repercutir em uma ampliação da área plantada, em detrimento de outras modalidades. De fato, já se percebe um movimento da produção em função do preço da terra, ataque de pragas (no caso, a doença do *greening*, que ataca os laranjais mais antigos) e condições de comercialização. O custo de produção na citricultura é também influenciado pelo manejo de produção, características edafoclimáticas e exigências sanitárias de cada local.

3.5.3. Cana de açúcar

A cana de açúcar é o produto de maior valor comercializado em mercado agrícola no estado de São Paulo. Sua economia de escopo, podendo servir à indústria alimentícia ou bioenergética,

garante um diferencial competitivo em relação a outras culturas, alavancado pelo aumento no preço de *commodities* nos últimos anos.

A cana é uma cultura multisafra e sua produtividade e custos de produção variam ano a ano, embora o preço projetado se mantenha constante neste período.

Trabalho realizado pela CANAFORTE (2011) apresenta os custos atuais de produção e a projeção de retorno líquido ao produtor (Tabela 5).

Parâmetro	Ano 1	Ano 2	Ano 3	Ano 4
Custo (R\$/t)	25,52	23,45	22,05	20,51
Venda (R\$/t)	27,00	27,00	27,00	27,00
Produtividade (t/ha)	108	90	72	63
Lucratividade - produtor (R\$/ha)	159,84	319,50	356,40	408,87

Tabela 5 – Custos de produção e lucratividade da cana de açúcar em SP. Fonte: adaptado de CANAFORTE (2011).

De acordo com estes dados, estima-se um retorno líquido da ordem de R\$311,15/ha.ano ao produtor.

3.5.4. Eucalipto

O estado de São Paulo possui a segunda maior produção de eucalipto do país, perdendo apenas para o estado de Minas Gerais (SBS, 2008). Trata-se de uma área plantada de aproximadamente 950 mil hectares, sendo 810.000 hectares em espécies de eucalipto e 140.000 em espécies de pinus.

O cultivo de eucalipto em SP tem atingido pequenas propriedades através de sistemas de crédito e fomento propiciado por programas governamentais (como o PRONAF florestal) e privados, estes últimos associados às grandes empresas produtoras de celulose e papel.

O rápido crescimento do eucalipto em solo brasileiro, além da maior produtividade do mundo neste tipo de cultura (entre 35 a 50 m³/ha.ano), são as principais vantagens comparativas e que têm justificado o interesse de grandes corporações no plantio e processamento deste produto no país.

De acordo com a ABRAF (2009), a produtividade média dos plantios comerciais de eucalipto no Brasil vem aumentando e atingiu 40,5 m³/ha.ano em 2007. Este valor é influenciado pelos plantios de maior valor agregado, destinados à indústria de celulose e ou à indústria moveleira. No mercado de celulose, cerca de 60% da produção de eucaliptos se destina à exportação.

Dentre as bacias em estudo, a de Cachoeira dos Pretos (rio Cachoeira) é a que possui maior área associada ao uso em cultivos comerciais de eucalipto. No caso, o produto é destinado à produção de toras para estaqueamento, cercamento de propriedades rurais e beneficiamento para construção civil, além de parte destinada à produção e comercialização de carvão vegetal para uso doméstico, ou seja, produtos de baixo valor agregado e cujo plantio, em geral, não é acompanhado de práticas conservacionistas – especialmente no que concerne ao carvão.

Dossa et al (2002) apresentam valores de custos de produção e retorno líquido para o produtor de eucalipto na região sudeste do país, para áreas “dobradas”⁴. Os valores apresentados são para densidade de 1000 mudas por hectare e replantio de 5% (Tabela 6).

Parâmetros	Valores
Vendas raízes/tocos (R\$)	320,00
Vendas do desbaste (R\$)	1.980,00
Vendas 7o ano (R\$)	5.300,00
Insumos (R\$)	739,25
Serviços (R\$)	1.451,57
Outros custos (R\$)	3.737,42
Custo total (R\$)	5.928,24
Receita (R\$/ha)	7.400,00
VPL (R\$/ha)	436,21
VPLA (R\$/ha.ano)	78,14

Tabela 6 – Custos e receitas de plantio de eucalipto para o produtor, 2002. Fonte: adaptada de Dossa et al (2003)

A julgar um aumento da produtividade conforme medido pela ABRAF (2009), em relação à produtividade considerada no trabalho de Dossa et al (2003), de 35 m³/ha.ano para 40,5 m³/ha.ano, e admitindo um fator de atualização monetária de 63,23%⁵, projeta-se para 2010 um Valor Presente Líquido Anual (VPLA) de R\$147,59/ha.ano.

3.5.5. Pastagens produtivas e degradadas: pecuária intensiva e extensiva

A definição de custo e benefícios da atividade pecuária não é tarefa trivial, uma vez que, em nível local de insumos e fatores de produção, tais valores podem sofrer variações importantes, dependendo da região. A pecuária extensiva possui baixa qualificação e barreira ao ingresso, estando geralmente associada a pastagens degradadas.

Rosa e Torres (2011) apontam, para a pecuária convencional, a média de produtividade de 4 arrobas por hectare/ano, assumindo que a ocupação do pasto é de 1 cabeça de gado por hectare. Para os autores, a receita líquida da atividade é de R\$2,33/arroba, ou seja, R\$9,32/ha.ano.

Barbosa et al (2011), em análise de regiões pecuárias do sudeste e nordeste do país, apresentaram os dados expostos na Tabela 7. Os autores analisaram 3 regimes de produção pecuária de corte.

⁴ Áreas de maior declividade, onde o maquinário comum não consegue, ou tem mais dificuldade em, atuar. As áreas de plantios comerciais nas microbacias estudadas são áreas deste tipo, especialmente nas microbacias de Cachoeira dos Pretos e Sete Voltas.

⁵ Correção pelo Índice de Preços ao Consumidor no estado de São Paulo, da Fundação Instituto de Pesquisas Econômicas – FIPE para o período de jul/2002 a dez/2009.

Parâmetro	Intensivo	Extensivo	Semi-intensivo
Lotação – cabeças/ha	3	0,5	1,3
Produtividade (kg/ha)	703	50,7	NA
Custo Oper. Total (R\$/ano)	897.891,48	187.098,67	655.771,60
Receita total (R\$/ano)	922.993,28	156.201,04	909.712,42
Lucro Operacional (R\$/ano)	25.101,81	-30.897,63	253.940,82
Lucro Operacional (R\$/ha.ano)	156,89	-67,46	86,79

Tabela 7 – Custos e benefícios ao produtor em pecuária de corte. Fonte: adaptado de Barbosa et al (2011).

Há que se notar o valor negativo da pecuária em regime extensivo. Tal resultado é marcado por sazonalidade (há uma ciclicidade safra/entressafra no mercado regional de carnes, em SP) e por oscilações de preço do boi no mercado, em função de variações não sazonais na oferta.

Para o presente estudo, assumiremos que as áreas de pastagens degradadas são dominadas por pecuária de corte em regime extensivo, com saldos nulos de lucros operacionais (ou receitas líquidas), ou seja, lucratividade média igual a zero. Já as áreas de pastagens íntegras, serão consideradas como ocupadas por pecuária de corte em regime intensivo, com lucratividade equivalente a R\$156,89/ha.ano, conforme indicado por Barbosa et al (2011).

4. Metodologia

As microbacias em estudo são apresentadas na Tabela 8. São microbacias localizadas em contextos diversos, porém representativos dos principais ambientes encontrados no estado de São Paulo.

A fonte majoritária dos dados deste estudo é o compêndio de dados e informações gerados como produto para o Projeto de Recuperação de Matas Ciliares, de iniciativa da Secretaria de Meio Ambiente do estado de São Paulo. O rol de dados disponibilizados contempla a classificação dos usos do solo em cada microbacia, os dados de entrada para a execução da Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS) por microbacia, e cenários meta associados ao uso e ocupação ou conservação das áreas de preservação permanente (APP) nas propriedades rurais das microbacias.

Rio/Córrego	Município	UF	UGRHI	Característica
Ribeirão do Lobo	Itirapina/Brotas	SP	13 – Tietê/Jacaré	APA do Corumbataí
Ribeirão do Feijão	São Carlos	SP	13 – Tietê/Jacaré	Bacia preservada utilizada p/ abastecimento de água
Ribeirão Murundu	Ibiúna	SP	10 – Tietê/Sorocaba	Apoio Comitê de Bacia
Cachoeira dos Pretos	Joanópolis	SP	5 – PCJ	Nascente rio Piracicaba/Preservada
Sete Voltas	Taubaté	SP	2 – Paraíba do Sul	Gado/Eucalipto
Córrego do Salto e da União	Agudos	SP	17 – Médio Paranapanema	Cerrado
Rio Capivara	Botucatu	SP	10 – Tietê/Sorocaba	Laranja
Ribeirão Lagoa Grande	Itapeva	SP	14 – Alto Paranapanema	Milho e Soja
Córrego da Encruzilhada	Cunha	SP	2 – Paraíba do Sul	Gado/Leite
Rio São Pedro	Pedregulho	SP	8 – Sapucaí/Grande	Café

Tabela 8 – Microbacias estudadas no PRMC

De posse dos dados mencionados, e das equações síntese apresentadas no capítulo 3, foram levantados os custos e benefícios do produtor para os diversos usos do solo nas microbacias, de forma a obtermos um referencial de custo de oportunidade para a conservação ambiental, em especial das matas ciliares nas regiões estudadas.

A Figura 4 apresenta ilustração das 10 microbacias em estudo. O curso d'água principal é salientado em vermelho em cada microbacia (drenagem em verde).

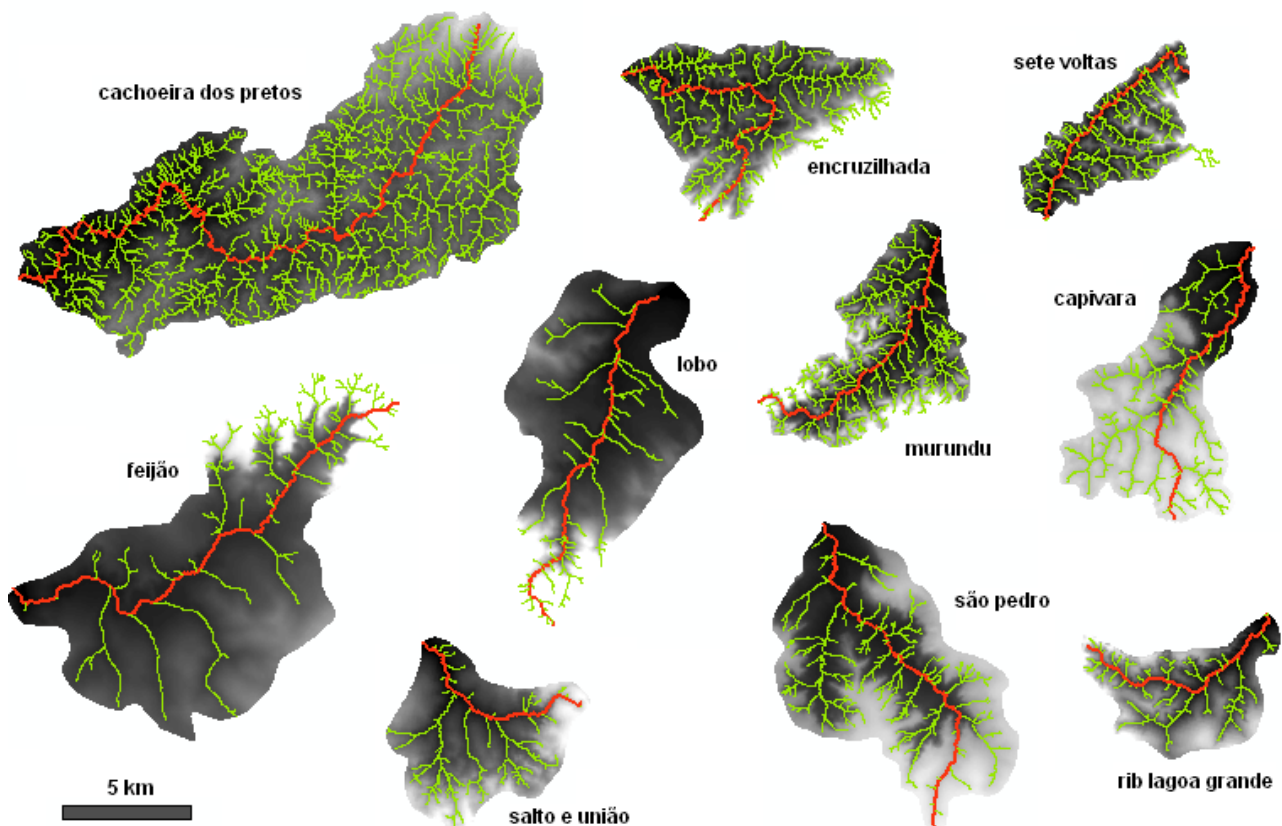


Figura 4 – Microbacias em estudo: topografia e drenagem.

A Tabela 9 apresenta os usos do solo nas microbacias em estudo, de acordo com sua ocorrência em cada microbacia. Como ilustra a tabela, há uma variedade de usos do solo nas bacias e a quase totalidade destes é exercida mesmo nas áreas de preservação permanente.

A Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS), e suas diversas adaptações, é um dos instrumentos mais utilizados para a quantificação estimativa das perdas de solo em uma bacia. O presente estudo utiliza os resultados obtidos por Tundisi (2011), no âmbito do Projeto para Recuperação de Matas Ciliares (SMA/SP) para as 10 microbacias apresentadas na Tabela 8.

Classificação	Cachoeira dos Pretos	Córrego da Encruzilhada	Córrego do Feijão	Córregos do Salto e da União	Ribeirão das Sete Voltas	Ribeirão do Lobo	Ribeirão Lagoa Grande	Ribeirão Murundú	Rio Capivara	Rio São Pedro
Corpos D'água										
Área Urbana										
Cana										
Cerrado										
Café/Citrus										
Granja										
Mata Natural										
Não identificado										
Pastagem										
Pastagem Degradada										
Reflorestamento										
Solo Exposto										
Vegetação de Várzea										

Tabela 9 – Usos do solo: ocorrência nas microbacias em estudo

Para a estimativa do volume de sedimentos aportados à jusante das bacias, é necessária a inserção de dados de vazão nos exutórios, para o qual foram consultadas as bases da Agência Nacional de Águas (ANA) e do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE). A Tabela 10 mostra os resultados deste levantamento, bem como os usos da água à jusante de cada microbacia.

Microbacia	Rio	Código da estação	Vazão MLT (m ³ /s)	Usos da água à jusante
Cachoeira dos Pretos	Rio da Cachoeira	62664000	(***)	Captação de Piracaia e parte do sistema Cantareira, afluente do rio Atibaia (bacia do rio Piracicaba).
Encruzilhada	Afluente do rio Jacuí (*)	58033000	(***)	Reservatório da UHE Paraibuna.
Feijão	Ribeirão do Feijão	62760005	3,71	Abastecimento (35% São Carlos)/Reservatório Lobo/Broa; afluente do rio Tietê após represa.
Lobo	Ribeirão do Lobo	62760050	0,33	Reservatório Lobo/Broa; afluente do rio Tietê após represa.
Murundu	Afluente do rio Sorocabuçu (*)	62472000	(***)	Reservatório de Itupararanga/Captação de água de Ibiúna.
Sete Voltas	Afluente do rio Una (*)	58169000	(***)	Afluente do rio Una, bacia do Paraíba do Sul. Captação de Taubaté.
São Pedro	Ribeirão São Pedro	(**)	(***)	Município de Pedregulho. Afluente do Rio Grande, à montante da UHE Buritis.
Capivara	Afluente do rio Tietê (*)	(**)	(***)	Município de Botucatu. Afluente do rio Tietê em seu trecho médio.
Lagoa Grande	Afluente do ribeirão Enxovia (*)	(**)	(***)	Município de Itapeva, com foz próxima ao Município de Buri. Afluente do rio Anxovia, que é afluente do rio Paranapanema.
Salto e União	Afluente do rio Turvo (*)	(**)	(***)	Município de Agudos. Afluente direto do rio Turvo em seu trecho superior. O rio Turvo é afluente do rio Paranapanema.

Obs.: (*) Rios "sem nome" nas cartas IBGE; (**) Não há estações fluviométricas; (***) Não há dados de vazão.

Tabela 10 – Dados das microbacias e estações fluviométricas próximas ao exutório

Como mostra a Tabela 10, 6 das 10 microbacias possuem estações fluviométricas nas proximidades de seus exutórios, ou em locais na bacia a partir dos quais se pudesse inferir vazões do rio principal. Destas, apenas 2 possuíam dados de vazão cadastrados nas respectivas bases de informação: microbacias do Feijão e do Lobo. Para estas, foi obtida a vazão média de longo termo – dada pelas médias mensais na série histórica disponível. Para as demais, os dados de vazão foram levantados em outras fontes de referência (citações em trabalhos acadêmicos, comunicação pessoal, notícias em meios de divulgação convencionais, etc.), de modo que não é possível estabelecer sua precisão.

Com base nas estimativas das perdas de solos e em medições de sedimentos em suspensão nos corpos d'água seriam estabelecidas as taxas de aporte de sedimentos (TAS, do termo em inglês *sediment delivery rates*) aos cursos d'água, oriundos dos terrenos à montante.

Para este trabalho, tendo em vista a ausência dos valores de produção de sedimentos nos exutórios das microbacias estudadas, a TAS foi obtida por equações empíricas. Tendo em vista os problemas com a estimativa a partir de equações com apenas uma variável, conforme discutido por Chaves (2010), optou-se por estimar a partir das equações de Maner (1958) e Roehl (1962), para cada microbacia (Equações 8 e 9, respectivamente), as quais consideram o comprimento do principal fluxo d'água da bacia (L) e a amplitude entre a maior e menor altitudes na bacia (R).

$$\log TAS = 2,962 + 0,869 \log R - 0,854 \log L \quad \text{Eq. (8)}$$

$$\log TAS_e = 2,88753 - 0,83291 \log R/L \quad \text{Eq. (9)}$$

Os resultados para as microbacias em estudo apontaram valores de TAS entre 27% e 64% da erosão total da bacia, aplicando a Equação 8, e entre 32% e 46% aplicando a Equação 9. Os valores mínimos e máximos resultantes das duas equações ocorreram para as mesmas bacias. As bacias com maior declividade e menor comprimento do corpo d'água principal apresentam maiores valores – caso da microbacia Sete Voltas. Na posição oposta, estão as bacias com menor declive e maior comprimento do corpo d'água principal, como a microbacia do Feijão.

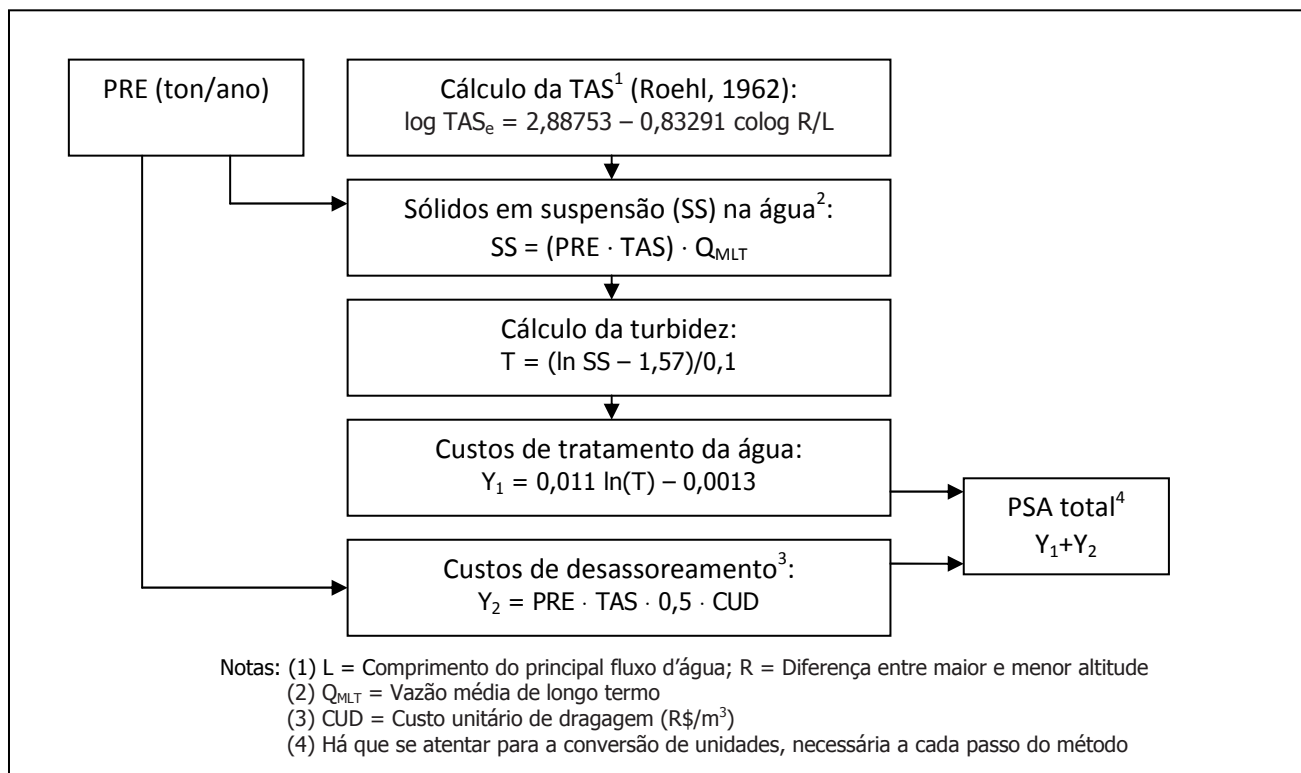
Uma vez que a equação proposta por Maner (1958) resultou valores mais extremos de TAS, optou-se por utilizar a equação proposta por Roehl (1962) para as estimativas deste trabalho.

Conhecido o aporte de sedimento nos exutórios das microbacias, é possível estimar diretamente os valores de pagamento por serviços ecossistêmicos associados aos custos de mitigação do assoreamento de reservatórios, conforme descrito no item 3.4 deste relatório.

Já para o estabelecimento dos valores relativos aos custos do tratamento de água para abastecimento, foram aplicadas as Equações 5 – que associa a turbidez às estimativas de sólidos em suspensão – e a Equação 7 – que aponta os custos de tratamento em relação à estimativas de turbidez.

De posse dos termos da EUPS, das taxas de aporte de sedimento e dos valores encontrados como mitigação do assoreamento e de tratamento de água, é possível, ao variar estimativamente o efeito das variáveis adimensionais “uso e manejo do solo” e “práticas conservacionistas”, elaborar cenários meta para fins de pagamento por serviços ambientais na bacia. Tais cenários, em termos de usos do solo, foram balizados pelo valor potencial de arrecadação pelo instrumento de PSA eventualmente empregado.

O Quadro 1 apresenta um diagrama esquemático do desenvolvimento do trabalho, ilustrando os passos e salientando as equações utilizadas.



Quadro 1 – Desenho esquemático da metodologia de cálculo do PSA

5. Resultados e Discussão

A Tabela 11 apresenta os resultados consolidados de Taxas de Aporte de Sedimentos (TAS).

Microbacia	Área (km ²)	Extensão do rio (km)	Amplitude do relevo (m)	Menor altitude (m)	Maior altitude (m)	TAS
Sete Voltas	23,92	12,88	510	605	1115	0,458793897
Capivara	45,49	14,88	420	495	915	0,405908394
Encruzilhada	44,08	16,87	465	860	1325	0,402462848
Cachoeira dos Pretos	140,30	43,37	1190	840	2030	0,401759684
São Pedro	64,71	17,77	465	580	1045	0,394923028
Salto e União	34,75	9,55	195	535	730	0,361017419
Rib Lagoa Grande	25,55	10,09	185	620	805	0,347193281
Murundu	38,10	14,27	233	865	1098	0,332967052
Lobo	64,65	17,00	268	705	973	0,328759585
Feijão	104,07	22,44	326	700	1026	0,319198109

Tabela 11 – Valores de Taxas de Aporte de Sedimentos (TAS) para as microbacias

Como se pode notar, os menores valores de TAS – o que pressupõe um menor transporte erosivo de montante para jusante – foram encontrados para as bacias do Feijão e do Lobo, ambas com declividades moderadas e cursos d'água principais relativamente extensos. Já as maiores taxas foram as da bacia do Ribeirão Sete Voltas e do Rio Capivara.

A Tabela 12 apresenta os resultados de aporte de sedimentos e os impactos econômicos, em termos de custos de desassoreamento e de tratamento de água para abastecimento doméstico à jusante, em ordem decrescente de valor. Para o presente estudo, considerou-se que 50% da carga de sedimentos aportada fica retida no primeiro reservatório à jusante, demandando desassoreamento. O restante da carga se deposita ao longo dos cursos d'água, ou, quando em partículas muito pequenas, seguem na coluna d'água após o represamento (neste caso, pode haver um impacto de sedimentação nos sistemas deltaicos e ou estuarinos junto à foz das bacias de primeira ordem⁶).

Os valores mais altos para os rios Cachoeira e Feijão, embora estas bacias não possuam as maiores concentrações de sedimentos em suspensão, se deve ao fato de que os valores finais estão ponderados pela vazão no exutório de cada bacia. No caso do Ribeirão do Lobo, embora possua vazões menores, a concentração do material em suspensão é proporcionalmente mais elevada.

Microbacia	Aporte sedimentos (mg/L)	Custo de mitigação do assoreamento (R\$/ano)
Rio Cachoeira	267	609.361,69
Ribeirão do Feijão	650	541.560,21
Ribeirão do Lobo	6.917	423.555,05
Rio São Pedro	1.351	355.086,15
Ribeirão Lagoa Grande	1.238	325.387,44
Ribeirão Sete Voltas	1.185	311.301,10
Córrego da Encruzilhada	1.036	272.141,66
Córrego Salto e União	878	230.675,42
Ribeirão Murundu	747	196.440,53
Rio Capivara	218	108.371,08

Tabela 12 – Aporte de sedimentos e custos de desassoreamento

A Tabela 13 apresenta os valores de aporte de sedimentos, a estimativa de concentração na água e os valores estimados de turbidez associada, em ordem decrescente de valor.

⁶ Este impacto, embora plausível, não foi considerado no presente estudo, uma vez que sua mensuração é complexa e exigiria uma grande quantidade de dados de regiões estuarinas de grandes bacias brasileiras. No entanto, é um fator a considerar num aprimoramento do estudo.

Microbacia	Aporte sedimentos (mg/L)	Turbidez estimada (NTU)
Ribeirão do Lobo	6.917	65,79
Rio São Pedro	1.351	49,46
Ribeirão Lagoa Grande	1.238	48,58
Ribeirão Sete Voltas	1.185	48,14
Córrego da Encruzilhada	1.036	46,80
Córrego Salto e União	878	45,14
Ribeirão Murundu	747	43,54
Ribeirão do Feijão	650	42,14
Rio Cachoeira	267	33,22
Rio Capivara	218	31,22

Tabela 13 - Valores de turbidez associada à concentração estimada de sedimentos na água

Há que se notar uma diferença entre as Tabelas 12 e 13 no que concerne à concentração de sedimentos. Na Tabela 12, os valores estão ponderados pela vazão em cada bacia. Já na Tabela 13, a associação é direta entre a turbidez e a quantidade de sólidos em suspensão.

A Tabela 14 apresenta os valores potenciais de custos associados ao tratamento da água, em relação ao parâmetro turbidez, para as microbacias analisadas. Para a estimativa, considerou-se que 1/3 da vazão em cada bacia seria utilizada para fins de abastecimento doméstico.

Microbacia	Aporte sedimentos (mg/L)	Turbidez estimada (NTU)	Custo tratamento (R\$/m ³)	Estimativa arrecadação (R\$/ano)
Rio Cachoeira	267	33,223	0,03724	3.064.830,02
Ribeirão do Feijão	650	42,139	0,03985	1.195.155,07
Rio Capivara	218	31,218	0,03655	653.823,71
Rio São Pedro	1.351	49,456	0,04161	393.681,51
Ribeirão Lagoa Grande	1.238	48,582	0,04142	391.827,12
Ribeirão Sete Voltas	1.185	48,140	0,04132	390.874,76
Córrego da Encruzilhada	1.036	46,795	0,04100	387.927,13
Córrego Salto e União	878	45,142	0,04061	384.184,24
Ribeirão Murundu	747	43,536	0,04021	380.413,15
Ribeirão do Lobo	6.917	65,786	0,04475	98.646,50

Tabela 14 – Custos de tratamento de água (turbidez) para a carga sedimentar adicional

A Tabela 15 apresenta a síntese dos valores potenciais de arrecadação para o instrumento de PSA, dados os valores de preliminares de propensão à erosão e a heurística de quantificação adotados.

Microbacia	Custo de mitigação do assoreamento (R\$/ano)	Valores de tratamento da água (R\$/ano)	Potencial p/ PSA (R\$/ano)	Potencial p/ PSA (R\$/ha.ano)
Ribeirão Sete Voltas	311.301,10	390.874,76	702.175,87	293,58
Ribeirão Lagoa Grande	325.387,44	391.827,12	717.214,57	280,73
Rio Cachoeira	609.361,69	3.064.830,02	3.674.191,71	261,88
Córrego Salto e União	230.675,42	384.184,24	614.859,66	176,94
Rio Capivara	108.371,08	653.823,71	762.194,79	167,55
Ribeirão do Feijão	541.560,21	1.195.155,07	1.736.715,28	166,88
Ribeirão Murundu	196.440,53	380.413,15	576.853,68	151,42
Córrego da Encruzilhada	272.141,66	387.927,13	660.068,78	149,75
Rio São Pedro	355.086,15	393.681,51	748.767,66	115,71
Ribeirão do Lobo	423.555,05	98.646,50	522.201,55	80,77

Tabela 15 – Síntese dos valores para PSA: tratamento de água e desassoreamento

Os valores encontrados apontam um potencial de arrecadação da ordem de R\$10milhões/ano, para o conjunto das bacias. Este potencial, é importante salientar, está relacionado ao aporte total estimado de sedimentos das bacias na situação atual, ou seja, equivaleria aos custos evitados dos impactos diretos causados pela erosão laminar no abastecimento público e operação de reservatórios caso toda a erosão laminar seja controlada. A estimativa do ganho ambiental oriundo da recuperação de APPs e da conversão de usos do solo é apresentada adiante, na discussão dos cenários propostos pelo estudo.

A Figura 5 mostra um gráfico da evolução dos custos conforme o percentual considerado de abatimento da erosão, de acordo com o modelo adotado. Nota-se um comportamento diferenciado dos valores associados à mitigação do assoreamento e ao tratamento da água para abastecimento, sendo o segundo parâmetro menos sensível à variações nas taxas de abatimento da erosão. Isso significa que os esforços iniciais de recuperação das áreas em APPs geram maior arrecadação em função da redução na erosão produzida do que avanços na preservação de áreas após uma consolidação das APPs.

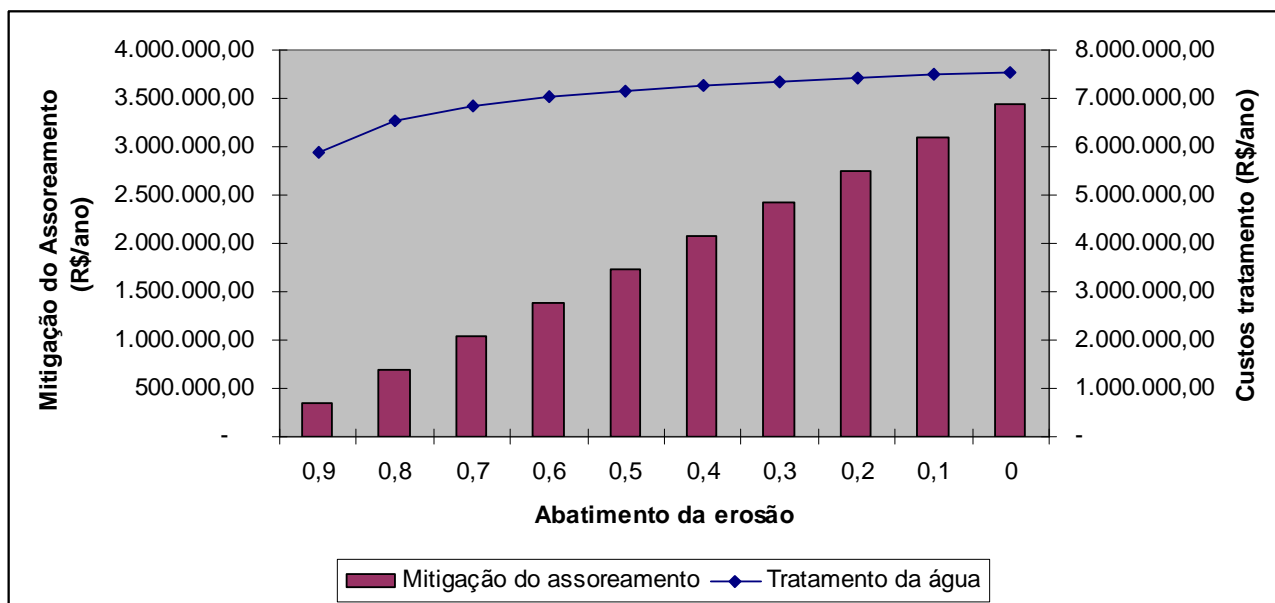


Figura 5 – Evolução dos custos de mitigação em relação às taxas de redução de erosão

6. Cenários: usos do solo e PSA

A reconversão da parcela das APPs atualmente utilizadas para outras finalidades é objeto de análise dos cenários prospectivos estudados, associando resultados de potencial de PSA – situação atual – e possibilidades futuras de arranjos de usos do solo. Para cada uma das microbacias, foram estabelecidos 4 cenários, como proposto por Tundisi (2011), bem como apontadas as estimativas de aporte de sedimentos em cada um deles. Para o estabelecimento de todos os cenários, o ponto de partida foi o mapeamento do Potencial de Erosão dos Solos (PRE) apresentada pelo autor. A Tabela 16 traz a descrição de cada um destes cenários.

Cenários	Características
Mata Ciliar 30 s/ práticas conservacionistas na bacia	Considera a recuperação de todas as APPs de margens de rios – adotando a largura única de faixa de 30 metros. As áreas de cultura não teriam o emprego de práticas conservacionistas. Analisa-se o balanço de perdas econômicas relativas e a capacidade de pagamento pelo mecanismo de PSA.
Mata Ciliar 30 c/ práticas conservacionistas na bacia	Considera a recuperação de todas as APPs de margens de rios – adotando a largura única de faixa de 30 metros. As áreas de cultura teriam o emprego de curvas de nível, como prática conservacionista. Analisa-se o balanço de perdas econômicas relativas e a capacidade de pagamento pelo mecanismo de PSA.
Mata Ciliar 50 s/ práticas conservacionistas na bacia	Considera a recuperação de todas as APPs de margens de rios – adotando a largura única de faixa de 50 metros. Trata-se de uma projeção de ampliação dos serviços ambientais (e ecossistêmicos) além dos limites legais. As áreas de cultura não teriam o emprego de práticas conservacionistas. Analisa-se o balanço de perdas econômicas relativas e a capacidade de pagamento pelo mecanismo de PSA.
Mata Ciliar 50 c/ práticas conservacionistas na bacia	Considera a recuperação de todas as APPs de margens de rios – adotando a largura única de faixa de 50 metros. Trata-se de uma projeção de ampliação dos serviços ambientais (e ecossistêmicos) além dos limites legais. As áreas de cultura teriam o emprego de curvas de nível, como prática conservacionista. Analisa-se o balanço de perdas econômicas relativas e a capacidade de pagamento pelo mecanismo de PSA.
Mata Ciliar 30 c/ conversão de usos do solo	Considera a recuperação de todas as APPs de margens de rios – adotando a largura única de faixa de 30 metros. Além disso, considera a conversão de usos do solo até o limite do potencial de arrecadação total do PSA (redução integral da erosão).

Tabela 16 – Descrição dos cenários analisados nas microbacias em estudo

A Tabela 17 mostra as classes de usos do solo consideradas para a análise, bem como uma legenda de siglas das classes e microbacias, a qual será utilizada na apresentação dos cenários.

As classes oriundas da classificação de Tundisi (2011) foram reagrupadas da seguinte maneira:

- As classes "mata nativa", "vegetação de várzea", "cerrado" e "água", foram reagrupadas em uma única classe chamada "Cobertura Natural";
- A classe "solo exposto" foi classificada como "cana de açúcar", que é a única cultura não perene na classificação original;
- A classe "reflorestamento" foi renomeada para "eucalipto", por fidelidade à cultura observada.

Usos do solo		Microbacias	
CN	Cobertura Natural	CAP	Capivara
PP	Pastagem Produtiva	LGA	Lagoa Grande
PD	Pastagem Degradada	STO	Salto e União
EU	Eucalipto	CAC	Cachoeira
CA	Cana de Açúcar	ENC	Encruzilhada
CFCT	Café/Citrus	FEI	Feijão
AU	Área Urbana	LOB	Lobo
		MUR	Murundu
		SET	Sete Voltas
		SPO	São Pedro

Tabela 17 - Classes de usos do solo consideradas para a análise; legenda de siglas das classes e microbacias

6.1. Erosão nas microbacias e custos associados - Situação atual

A atual situação das matas ciliares nas bacias em estudo é preocupante. Mesmo existindo instrumento legal de comando e controle – ainda que o Código Florestal esteja sendo revisto -, as áreas de APPs, considerando a largura de 30 metros de cada curso d'água, no conjunto das 10 microbacias em estudo, possuem apenas 49% de cobertura natural. Os demais 51% são ocupados por outros usos diversos, com destaque para pastagens (produtivas ou degradadas), cultivo de eucalipto e cana de açúcar. O gráfico apresentado na Figura 6 ilustra esta situação.

Usos do solo em APPs (ha)

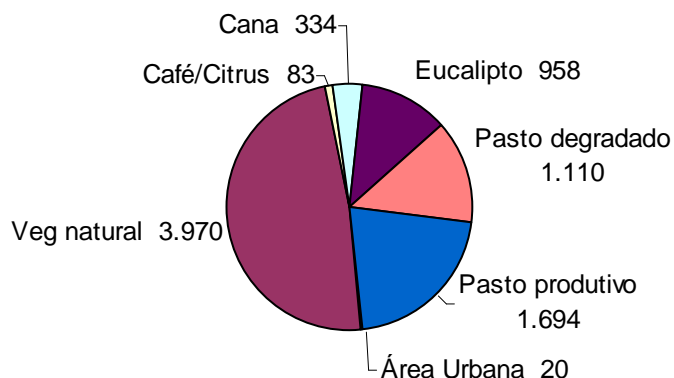


Figura 6 – Usos do solo em APPs no conjunto das microbacias estudadas

As áreas (em hectares) correspondentes a cada tipo de uso em áreas de APP para as 10 microbacias são apresentadas na Tabela 18.

Uso	CAP	LGA	STO	CAC	ENC	FEI	LOB	MUR	SET	SPO	Total	%
CN	249	245	272	1.100	332	396	265	598	171	342	3.970	49
PP	196	1	42	546	466	60	82	8	75	220	1.694	21
PD	84	1	-	459	61	64	24	117	223	79	1.110	14
EU	16	4	5	813	-	42	25	8	19	28	958	12
CA	19	28	24	17	1	77	24	77	13	52	334	4
CFCT	1	-	-	-	-	45	23	-	-	14	83	1
AU	9	-	-	-	-	2	2	-	6	-	20	0
Total	573	280	342	2.936	859	685	446	807	507	734	8.169	100

Tabela 18 – Áreas de culturas nas APPs, para as microbacias em estudo

Dados os valores relativos de usos do solo, associados a cada tipo de cultura, e as respectivas áreas em APPs na microbacias, o custo agregado de conversão⁷ destas áreas para matas nativas – em termos de perdas econômicas das atividades atuais – é apresentado na Tabela 19.

Uso	CAP	LGA	STO	CAC	ENC	FEI	LOB	MUR	SET	SPO	Total	%
CN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PP	31	0	7	86	73	9	13	1	12	34	266	44
PD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EU	2	1	1	120	-	6	4	1	3	4	141	24
CA	6	9	7	6	0	24	8	24	4	16	105	18
CFCT	1	-	-	-	-	47	24	-	-	14	87	15
AU	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	40	10	15	211	73	87	49	27	19	69	600	100

Tabela 19 – Custos de oportunidade da conservação (em R\$ x 10³/ano)

⁷ Convém salientar que este é o custo de oportunidade da conservação, e não incorpora valores de investimento para a implantação de vegetação nativa e ou recuperação das áreas em APP.

Portanto, independente do valor a ser investido para a recuperação das áreas, haveria um custo anual de R\$600.000,00 para a conservação das APPs, hoje ocupadas por outros modais culturais. Tal valor é bem inferior ao potencial de arrecadação agregado anual.

6.2.Cenário 1 – APPs 30 metros c/ cobertura natural integral e s/ práticas conservacionistas no meio rural

Este cenário, de acordo com o modelo, registra uma redução média de 9,6% (correspondente a 105.820 t/ano) no aporte de sedimentos, o que resulta em valores globais da ordem de R\$386.000,00 em termos de arrecadação para PSA. Os dados, por microbacia, são apresentados na Tabela 20 e incluem a estimativa de redução nas taxas de sedimentos na água.

Microbacia	Redução PRE(*) (t/ano)	Redução estimada no aporte sedimentos (mg/L)	Redução do custo de mitigação do assoreamento (R\$/ano)	Redução do custo de tratamento da água (R\$/m3)	Estimativa arrecadação (R\$/ano)
Rio Cachoeira	17.389	25,46	58.217,02	27.787,21	86.004,24
Rio Capivara	3.264	22,22	11.040,72	6.891,92	17.932,63
Córrego da Encruzilhada	2.654	33,87	8.901,83	742,25	9.644,08
Ribeirão do Feijão	10.043	32,07	26.712,95	3.984,05	30.697,00
Ribeirão Lagoa Grande	30.824	339,35	89.180,99	7.098,06	96.279,06
Ribeirão do Lobo	9.158	409,75	25.090,11	226,13	25.316,24
Ribeirão Murundu	6.453	68,13	17.904,40	2.309,94	20.214,35
Córrego Salto e União	2.942	33,68	8.852,15	906,03	9.758,18
Rio São Pedro	8.117	101,65	26.712,55	1.658,88	28.371,43
Ribeirão Sete Voltas	14.977	217,89	57.260,58	4.489,70	61.750,28
Totais	105.820	-	329.873,30	56.094,17	385.967,48

Obs.: (*) Tundisi (2011).

Tabela 20 – Redução de aporte de sedimentos – Cenário 1

Como se pode constatar, a arrecadação de PSA prevista cobriria apenas 64% dos custos de oportunidade de conservação neste cenário.

6.3.Cenário 2 – APPs 30 metros c/ cobertura natural integral e c/ práticas conservacionistas no meio rural

Este cenário, de acordo com o modelo, registra uma redução média de 13,34% (correspondente a 147.106 t/ano) no aporte de sedimentos, o que resulta em valores globais da ordem de R\$523.528,68 em termos de arrecadação para PSA. Os dados, por microbacia, são apresentados na Tabela 21.

Microbacia	Redução PRE(*) (t/ano)	Redução no aporte sedimentos (mg/L)	Redução do custo de mitigação do assoreamento (R\$/ano)	Redução do custo de tratamento da água (R\$/m3)	Estimativa arrecadação (R\$/ano)
Rio Cachoeira	17.389	25,46	58.217,02	27.787,21	86.004,24
Rio Capivara	7.048	47,98	23.839,34	16.317,11	40.156,45
Córrego da Encruzilhada	2.654	33,87	8.901,83	742,25	9.644,08
Ribeirão do Feijão	22.877	73,05	60.852,86	9.466,03	70.318,89
Ribeirão Lagoa Grande	21.604	237,85	62.507,64	4.672,91	67.180,55
Ribeirão do Lobo	25.240	1.129,28	69.148,25	666,03	69.814,28
Ribeirão Murundu	8.577	90,56	23.798,16	3.133,64	26.931,80
Córrego Salto e União	13.017	149,02	39.161,27	4.380,00	43.541,27
Rio São Pedro	13.537	169,52	44.550,01	2.859,94	47.409,95
Ribeirão Sete Voltas	15.163	220,60	57.973,97	4.553,19	62.527,16
Totais	147.106	-	448.950,36	74.578,31	523.528,68

Obs.: (*) Tundisi (2011).

Tabela 21 – Redução de aporte de sedimentos – Cenário 2

Como se pode constatar, a arrecadação de PSA prevista cobriria 87% dos custos de oportunidade de conservação neste cenário.

6.4. Cenário 3 – APPs 50 metros c/ cobertura natural integral e s/ práticas conservacionistas no meio rural

Este cenário, de acordo com o modelo, registra uma redução média de 16,9% (correspondente a 186.676 t/ano) no aporte de sedimentos, o que resulta em valores globais da ordem de R\$709.334,54 em termos de arrecadação para PSA. Os dados, por microbacia, são apresentados na Tabela 22.

Microbacia	Redução PRE(*) (t/ano)	Redução no aporte sedimentos (mg/L)	Redução do custo de mitigação do assoreamento (R\$/ano)	Redução do custo de tratamento da água (R\$/m3)	Estimativa arrecadação (R\$/ano)
Rio Cachoeira	39.115	57,28	130.956,02	68.461,67	199.417,69
Rio Capivara	5.237	35,65	17.715,02	11.584,60	29.299,62
Córrego da Encruzilhada	11.997	153,10	40.235,03	3.620,24	43.855,27
Ribeirão do Feijão	22.723	72,55	60.442,80	9.397,34	69.840,14
Ribeirão Lagoa Grande	26.955	296,76	77.987,70	6.041,66	84.029,36
Ribeirão do Lobo	17.447	780,61	47.798,46	445,42	48.243,88
Ribeirão Murundu	14.974	158,10	41.548,03	5.841,23	47.389,25
Córrego Salto e União	4.468	51,15	13.442,05	1.393,41	14.835,46
Rio São Pedro	14.968	187,45	49.260,89	3.191,10	52.451,99
Ribeirão Sete Voltas	28.793	418,89	110.083,08	9.888,80	119.971,88
Totais	186.676	-	589.469,08	119.865,45	709.334,54

Obs.: (*) Tundisi (2011).

Tabela 22 – Redução de aporte de sedimentos – Cenário 3

Como se pode constatar, a arrecadação de PSA prevista seria suficiente para cobrir os custos de oportunidade do Cenário 1, embora não sejam suficientes para os custos deste cenário.

6.5. Cenário 4 – APPs 50 metros c/ cobertura natural integral e c/ práticas conservacionistas no meio rural

Este cenário, de acordo com o modelo, registra uma redução média de 22,11% (correspondente a 243.819 t/ano) no aporte de sedimentos, o que resulta em valores globais da ordem de R\$898.694,15 em termos de arrecadação para PSA. Os dados, por microbacia, são apresentados na Tabela 23.

Microbacia	Redução PRE(*) (t/ano)	Redução no aporte sedimentos (mg/L)	Redução do custo de mitigação do assoreamento (R\$/ano)	Redução do custo de tratamento da água (R\$/m3)	Estimativa arrecadação (R\$/ano)
Rio Cachoeira	39.115	57,28	130.956,02	68.461,67	199.417,69
Rio Capivara	8.905	60,62	30.120,74	21.677,06	51.797,80
Córrego da Encruzilhada	11.997	153,10	40.235,03	3.620,24	43.855,27
Ribeirão do Feijão	35.066	111,96	93.275,23	15.140,46	108.415,69
Ribeirão Lagoa Grande	35.512	390,97	102.746,43	8.463,37	111.209,80
Ribeirão do Lobo	33.002	1.476,56	90.413,47	901,60	91.315,07
Ribeirão Murundu	16.870	178,12	46.809,55	6.718,72	53.528,27
Córrego Salto e União	14.255	163,19	42.886,93	4.853,44	47.740,37
Rio São Pedro	20.118	251,94	66.208,90	4.435,56	70.644,47
Ribeirão Sete Voltas	28.979	421,60	110.796,47	9.973,27	120.769,73
Totais	243.819	-	754.448,78	144.245,37	898.694,15

Obs.: (*) Tundisi (2011).

Tabela 23 – Redução de aporte de sedimentos – Cenário 4

Como se pode constatar, a arrecadação de PSA prevista seria da ordem de 1,5 vezes o valor dos custos de oportunidade do Cenário 1.

6.6. Cenário 5 – APPs 30 metros c/ cobertura natural integral e conversão de usos do solo até o limite do potencial de arrecadação total

A Tabela 24 apresenta os usos do solo convertidos para “Cobertura Natural” para a composição do Cenário 5. A regra de conversão está associada ao potencial de arrecadação em cada microbacia. Quando este valor é superior ao uso atual do solo, este uso é convertido para “Cobertura Natural”.

Microbacia	Potencial máximo de arrecadação (R\$/ha.ano)	Usos do solo convertidos para CN
Ribeirão Sete Voltas	293,6	PD, EU, PP
Ribeirão Lagoa Grande	280,7	PD, EU, PP
Rio Cachoeira	261,9	PD, EU, PP
Córrego Salto e União	176,9	PD, EU, PP
Rio Capivara	167,6	PD, EU, PP
Ribeirão do Feijão	166,9	PD, EU, PP
Ribeirão Murundu	151,4	PD, EU
Córrego da Encruzilhada	149,8	PD, EU
Rio São Pedro	115,7	PD
Ribeirão do Lobo	80,8	PD

Tabela 24 – Conversão de usos do solo para “Cobertura Natural”

Este cenário, de acordo com o modelo, registra uma redução média de 16,6% (correspondente a 182.980 t/ano) no aporte de sedimentos, o que resulta em valores globais da ordem de R\$759.976,20 em termos de arrecadação para PSA. Os dados, por microbacia, são apresentados na Tabela 25.

Microbacia	Redução PRE(*) (t/ano)	Redução no aporte sedimentos (mg/L)	Redução do custo de mitigação do assoreamento (R\$/ano)	Redução do custo de tratamento da água (R\$/m3)	Estimativa arrecadação (R\$/ano)
Rio Cachoeira	46.067	67,46	154.232,33	83.241,97	237.474,30
Rio Capivara	10.308	70,17	34.867,89	26.131,21	60.999,10
Córrego da Encruzilhada	14.240	181,73	47.758,08	4.382,38	52.140,45
Ribeirão do Feijão	9.687	30,93	25.767,11	3.838,64	29.605,75
Ribeirão Lagoa Grande	20.720	228,11	59.947,46	4.455,99	64.403,44
Ribeirão do Lobo	7.081	316,81	19.398,86	173,42	19.572,28
Ribeirão Murundu	9.538	100,71	26.465,42	3.517,92	29.983,34
Córrego Salto e União	3.340	38,24	10.048,40	1.031,86	11.080,25
Rio São Pedro	13.211	165,44	43.477,11	2.785,37	46.262,48
Ribeirão Sete Voltas	48.789	709,80	186.534,39	21.920,40	208.454,79
Totais	182.980	-	608.497,04	151.479,16	759.976,20

Obs.: (*) Tundisi (2011).

Tabela 25 – Redução de aporte de sedimentos – Cenário 5

Como se pode constatar, a arrecadação de PSA prevista supera em 45% o Cenário 2, para uma redução de apenas 24% do aporte de sedimentos. Em relação à situação atual, a redução no aporte de sedimentos é de 16,6%.

Este cenário foi proposto visando comparar medidas mais arrojadas – como é o caso de conversão de usos do solo em cobertura natural com espécies nativas – em relação à medidas que não interfiram no âmbito do negócio rural, apenas contribuem para seu aprimoramento.

7. Conclusões e recomendações

Neste trabalho é proposto um modelo de PSA para a conservação ambiental em microbacias a partir do estabelecimento de relações dose-resposta associadas ao custo de tratamento/mitigação da degradação do meio hídrico, tendo como parâmetro balizador a turbidez da água. No modelo mencionado, os pagadores seriam os usuários de água beneficiados pela manutenção da quantidade e qualidade de água à jusante da unidade de conservação, sensíveis à variações de sedimentos em suspensão na água. Para este estudo, os usos considerados foram o abastecimento doméstico, cujo tratamento reflete os custos de mitigação da turbidez, e aproveitamento hidrelétrico em reservatórios de acumulação, cuja manutenção exige a dragagem periódica dos sedimentos acumulados, de forma a manter a capacidade de geração.

Embora se tenha buscado suprir lacunas de dados primários para a elaboração do modelo, especialmente àqueles relacionados diretamente à função dose-resposta central, ou seja a taxa de aporte de sedimentos das microbacias, a carência de medições *in situ* de vazão, transporte de

sedimentos pelos exutórios das bacias e estudos de granulometria – que pudessem prover inferências sobre a tendência, maior ou menor, à sedimentação –, compromete sobremaneira seus resultados.

O levantamento de custos de oportunidade da conservação ambiental nas microbacias, refletida pela lucratividade dos diversos usos do solo, em nível do produtor rural, também é uma fonte importante de dados para o modelo e carece de aprimoramento.

Somando-se a isso a ocorrência de erros sistemáticos nas informações espacialmente explícitas, em especial nos dados de usos do solo e mapas de erodibilidade, fica reduzida a possibilidade de aplicação direta dos resultados deste trabalho, e, portanto, estes dados devem ser analisados com cautela. De qualquer forma, o trabalho mostrou a viabilidade da associação da proteção ambiental de áreas de mananciais com o serviço ecossistêmico da qualidade da água, a partir de um único parâmetro agregador, no caso a turbidez ou a quantidade de sedimentos em suspensão.

Há que se ressaltar os efeitos de adicionalidade não contemplados e que podem gerar demandas por compensação ambiental ou pela implementação de outros fatores no sistema de PSA. Um exemplo disso está relacionado aos fluxos de carbono, alterados quando da recuperação de áreas degradadas, objeto do PSA.

Uma vez que o modelo utilizou dados reais e ou equações empíricas consolidadas, é de se esperar que uma posterior calibração não traga diferenças significativas nos resultados finais. Assumindo esta premissa, pode-se concluir que:

- Há um potencial considerável de recursos, oriundos de uma grande quantidade de beneficiários, considerando os usos para abastecimento público e reservatórios, que poderia alimentar o PSA;
- Há que se discutir o aporte financeiro para a alteração da situação atual, até o momento em que se possa comprovar o benefício da conservação ambiental. Este aporte pode ser obtido a partir do potencial apresentado – e cobrado de forma antecipada – ou custeado pelo poder público, como boa parte dos mecanismos de PSA vigentes;
- Uma vez alterada a situação inicial para uma situação meta, o custo de manutenção destas APPs é passível de ser provido pela arrecadação do mecanismo de PSA, cujos valores são compatíveis entre si;
- A dinâmica agrícola do país pressupõe um constante acompanhamento dos valores em vigência associados às atividades rurais. Uma variação maior da taxa de câmbio pode influenciar significativamente o resultado do modelo, conquanto uma cultura passe a prevalecer sobre outra, alterando a matriz de usos do solo nas microbacias. O crescimento de um ou outro mercado, dadas as economias de escopo de algumas culturas, também podem gerar pressões sobre os usos e, conseqüentemente, sobre os resultados do modelo, gerando demanda permanente de atualização;

- Dada a atual conjuntura macroeconômica (e os preços relativos no mercado agropecuário), a instalação do mecanismo de PSA nos moldes modelados aqui, indicam a possibilidade de conversão imediata de áreas de pastagens degradadas para vegetação nativa no conjunto das microbacias estudadas, em função dos valores potenciais de PSA;
- Ao se pensar no arranjo efetivo do mecanismo de PSA, há que se definir por uma retribuição dos beneficiários tão somente ao perceberem o benefício (ou seja, a redução da turbidez), ou o início do programa com arrecadação de valores cujo benefício se perceberá no futuro, para investimento no presente. A análise dos cenários, especialmente os cenários 3 e 4 mostram a viabilidade desta última alternativa.

Recomenda-se, portanto, como trabalhos complementares, o estudo específico do aporte de sedimentos ao meio hídrico e o transporte destes pelos corpos d'água principais nas microbacias em análise, de forma a referendar as estimativas obtidas a partir de referências secundárias.

Por outro lado, é importante também estender o levantamento de custos e benefícios dos diversos usos dos solos, em nível local, preferencialmente captando dados primários junto aos produtores. Estes valores possuem uma grande variação local, com possibilidade de alteração muito grande no resultado final.

Embora possa ser calculada uma tarifa para o PSA/Água, existem diversos outros impactos aos serviços que não foram considerados. Uma questão a ser considerada, por exemplo, é o caráter de dupla cobrança quando beneficiários dos serviços ecossistêmicos serão também submetidos à cobrança pelo uso da água. Ainda que os princípios, instrumentos e a legislação de origem sejam diferentes, não é trivial o processo de esclarecimento e adesão dos eventuais envolvidos nos dois mecanismos.

8. Referências bibliográficas

ALTMANN, A. 2010. Pagamento por serviços ambientais: aspectos jurídicos para a sua aplicação no Brasil. 14º Congresso Internacional de Direito Ambiental, Florestas, mudanças climáticas e serviços ecológicos. *Anais*. São Paulo: Imprensa Oficial: 2010.

AMAZONAS, M.C. 2004. Análise econômico-ambiental no espaço da orla marítima. In: BRASIL, MMA-SQA e MPOG-SPU. (Org.). *Projeto Orla - Subsídios para um Projeto de Gestão*. 1 ed. Brasília: MMA-MPOG. 87-103p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS, ABRAF. *IMA do eucalipto no Brasil*. Disponível em <http://www.abraf.com.br>. Consultado em 10 fev 2009.

BARBOSA, F. A.; GRAÇA, D. S.; ANDRADE, V. J.; CEZAR, I. M. *A realidade econômica da pecuária bovina de corte brasileira na última década*. Agronomia: o portal da ciência e da tecnologia. Disponível em <http://www.agronomia.com.br/conteudo/artigos/artigos.htm>. Consultado em 21 mar 2011.

- BERNARDES, C.; SOUSA JÚNIOR, W. C.. Pagamento por serviços ambientais: experiências brasileiras relacionadas à água. V Encontro Nacional da ANPPAS, 2010, Florianópolis. V ENANPPAS. *Anais*. São Paulo : ANPPAS, 2010. v. 1.
- BIDONE, E. D.; SILVEIRA, R. P.; FIORI, C. S.; RODRIGUES, A. P. C.; ARY PIRES, M. F.; CASTILHOS, Z. C. Custo sócio-econômico de dragagens portuárias. In: BOLDRINI, E. B.; PAULA, E. V. (Orgs). *Gestão ambiental portuária*. Antonina: Ademadan, 2009.
- BOUMANN, R.; AMBROSIO, L. A.; ROMEIRO, A. R.; CAMPOS, E. M. G.; FASIABEN, M. C. R.; ANDRADE, D. C.; TOSTO, S. G.; MORAES, J. F. L.; CAMARGO, L. A. S.; SINISGALLI, P.; SOUSA JUNIOR, W. C. 2010. Modelagem dinâmica do uso e cobertura das terras para o controle da erosão na bacia hidrográfica do rio Mogi-Guaçu e Pardo, São Paulo, Brasil. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, v. 14: 1-12.
- BUENO, R. I. S. Aproveitamento da areia gerada em obra de desassoreamento - caso: Rio Paraibuna/SP. *Dissertação de Mestrado*. Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. 2010.
- CANAFORTE. *Lucratividade da cana de açúcar*. Disponível em <http://www.canaforte.com.br/lucratividade.php>. Acesso em 18 mar 2011.
- CARVALHO, N. O. *Hidrossedimentologia prática*. Rio de Janeiro: CPRM, 1994. 472p.
- CARVALHO, K. S.; PARANHOS, R. M.; PAIVA, J. B. D. Limitações ao uso da relação entre turbidez e concentração de sedimento em suspensão em duas pequenas bacias em Santa Maria, RS. XXI Congresso Latinoamericano de Hidráulica. *Anais*. São Pedro, SP, Outubro 2004.
- CHAVES, H. M. L. Relações de aporte de sedimento e implicações de sua utilização no pagamento por serviço ambiental em bacias hidrográficas. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 34: 1469-1477, 2010.
- CHAVES, H. M. L.; BRAGA, B.; DOMINGUES, A. F.; SANTOS, D. G. Quantificação dos benefícios ambientais e compensações financeiras do Programa do Produtor de Água/ANA: I. Teoria. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 9: 5-14, 2004.
- CONSTANTINO, A.F.; YAMAMURA, V.D. Redução do gasto operacional em estação de tratamento de água utilizando o PAC. Simpósio de Pós-Graduação em Engenharia Urbana. *Anais*. Maringá-PR, 2009.
- DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. 1996. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: DORAN, J. W.; JONES, A. J. (eds). *Methods for assessing soil quality*. Madison: Soil Science Society of America.
- DOSSA, D.; SILVA, H. D.; BELLOTE, A. F. J.; RODIGHIERI, H. R. Produção e rentabilidade do eucalipto em empresas florestais. *Comunicado Técnico 83*. Colombo: EMBRAPA, 2003.

- ESCALANTE, R. S. Costos de las obras de dragado. Cátedra: Ingeniería de Dragado. Escuela de Graduados en Ingeniería Portuária. *Notas de cátedra*. Universidad de Buenos Aires, 2007.
- GUERRA, A.J.T. 1995. Processos Erosivos nas Encostas. Cap. 4. In: GUERRA, A.J.T.; CUNHA, S.B. (org.). *Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos*. 2.ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 472 p.
- LEITE, M. A. Variação espacial e temporal da taxa de sedimentação no Reservatório de Salto Grande (Americana – SP) e sua influência sobre as características limnológicas do sistema. *Dissertação de Mestrado*. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 1998.
- MANZATTO, C. V.; RAMALHO, F. A.; DA COSTA, T. C. C. Potencial de uso e uso atual das terras. In: *Uso agrícola dos solos brasileiros*. Rio de Janeiro: Embrapa, 2002. 174p.
- MERICO, L.F.K. 1996. *Introdução à Economia Ecológica*. Blumenau: Ed. da FURB.
- OLIVEIRA, F. L. *Turbidez e custos de tratamento de água*. Comunicação pessoal. SABESP, São José dos Campos, 02 fev 2011.
- PAIVA, E. M. C. D.; FORGIARINI, F. R.; SANTOS, F. A. Estudo sedimentológico em pequena bacia urbana. II Simpósio de Recursos Hídricos do Centro-Oeste. *Anais*. Campo Grande: ABRH, 2002.
- PEARCE, D.W., TURNER, R.K. *Economics of natural resources and the environment*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1991.
- PEARCE, D. W. *Economic values and the natural World*. London The MIT Press, 1993. 129p.
- REIS, L. V. S. Cobertura florestal e custo do tratamento de água em bacias hidrográficas de abastecimento público: caso do manancial do município de Piracicaba. *Tese de Doutorado*. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba: USP/ESALQ, 2004. 219 p.
- REYDON, B. P.; SOUSA JÚNIOR, W. C.; SCHLOGL, A. K. B ; SINISGALLI, P.; ARRENIUS, A. 2001. Tratamento de esgoto e seu efeito no custo agregado do tratamento de água: uma abordagem quantitativa. XIV SBRH. *Anais*. Aracajú, XIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2001.
- ROEHL, J. W. Sediment source areas, delivery ratios and influencing morphological factors. *International Association of Hydrological Sciences*, Public. 59, p. 202-213, 1962.
- ROSA, F. R. T.; TORRES, A. *Pecuária de corte: viabilidade do confinamento*. Agroanalysis. Disponível em http://www.agroanalysis.com.br/materia_detalhe.php?idMateria=613. Consultado em 21 mar 2011.
- SABESP. *Tratamento de Água*. Disponível em: <http://site.sabesp.com.br/site/interna>. Acesso em: 05 de dezembro de 2010.

- SCHMIDT, M. *Apresentação SABESP*. Convenção de TPM (Manutenção Produtiva Total) 2010. Belo Horizonte, 08/11/2010. Disponível em <http://www.slideshare.net/ubqmg/apresentao-sabesp-conveno-tpm-ubq-2010>. Consultada em 20/03/2011.
- SILVA, D. T. L. Sistema *Cantareira: caracterização e principais aspectos*. Joanópolis: ONG Pró-Joá, 2010. 35p.
- SOCIEDADE BRASILEIRA DE SILVICULTURA, SBS. *Fatos e números do Brasil florestal*. São Paulo: SBS, 2008. 92p.
- TONDATO, C.; MOREIRA, P. H. S.; FRACARO, A. A. Estimativas de custos e lucratividade da laranja de mesa na região noroeste paulista: um estudo de caso. 48º Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural. *Anais*. Campo Grande, julho de 2010.
- TUNDISI, J. G. *Determinação do potencial de erosão do solo em pequenas bacias hidrográficas do Estado de São Paulo*. Relatório Executivo – PRMC. São Paulo: SMA/SP, 2011.
- VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. Contribuição da cidade de Botucatu - SP com nutrientes (fósforo e nitrogênio) na eutrofização da represa de Barra Bonita. *Eclética Química*, v. 22, pp. 31-48, 1997.
- VEIGA, J.E.; EHLERS, E. Diversidade Biológica e Dinamismo Econômico no Meio Rural. In.: May, P. H., Lustosa, M. C., Vinha, V. (Org). *Economia do Meio Ambiente*. Rio de Janeiro: Campus, 2003.
- WALLING, D.E. The sediment delivery problem. *Journal of Hydrology*, 65:209-237, 1983.
- WUNDER, S. *Payments for environmental services: some nuts and bolts*. Jacarta: Center for International Forestry Research, 2005.

ANEXO I – Relato de saídas de campo

ANOTAÇÕES SAÍDA DE CAMPO

07 a 10 de dezembro de 2010

A partir das informações sobre uso de solo e erodibilidade enviadas pela SMA/SP (planos de informação geográfica) para as 10 microbacias selecionadas pelo PRMC, foi confeccionado um mapa síntese (ver ao final dos relatos).

As microbacias foram numeradas de 1 a 10 e inseridas no contexto dos limites municipais do Estado de São Paulo. Para visita preliminar de campo, foram selecionadas 4 microbacias, tendo como critérios: a diversidade ambiental e de usos de solo e a distância a ser percorrida (privilegiando as de menor distância), de forma a reduzir o ônus das atividades de campo.

A Tabela 1 apresenta as bacias selecionadas para a pesquisa de campo com respectivas datas de visita.

Microbacia/Rio	Região Adm	Data
Microbacia 7 - Encruzilhada	Cunha (Serra do Mar)	07/12/2010
Microbacia 3 - Sete Voltas	Taubaté (Vale do Paraíba)	08/12/2010
Microbacia 10 - Cachoeira dos Pretos	Joanópolis (Serra da Mantiqueira)	09/12/2010

Tabela 1 – Microbacias visitadas em campo

A saída de campo para estas três primeiras microbacias foi realizada entre os dias 06 e 10 de dezembro de 2010.

(A) Microbacia 7 – Encruzilhada

A microbacia do córrego Encruzilhada está localizada integralmente no município de Cunha/SP em regiões de domínio geomorfológico da Serra do Mar. Trata-se, portanto, de região alta, montanhosa, com predomínio de atividades rurais de pequenos e médios proprietários. As propriedades são geralmente familiares e sua exploração envolve atividades tradicionais (pecuária e agricultura) de pequena expressão. Há uma atividade turística associada ao meio rural e à cultura de ceramistas, fato que tem atraído um fluxo não regular de migrantes que investem em áreas rurais e em conservação ambiental.

De modo geral, registra-se um crescimento da atividade conservacionista, embora insuficiente para regredir os impactos de processos erosivos, geralmente associados ao uso do solo em pastagens degradadas e à alta declividade. Boa parte das áreas de mata são de florestas secundárias recentes (cerca de 30 a 40 anos).

O córrego Encruzilhada recebe grande quantidade de sedimentos oriunda destes processos erosivos à montante. O corpo d'água é de cor límpida durante boa parte da estação seca e bastante turvo durante a estação chuvosa.

Os usos da água com sensibilidade variável à turbidez, a jusante da bacia, são predominantemente o abastecimento doméstico, a captação para atividades rurais de pequeno porte e o reservatório hidrelétrico.

Como se trata de afluente do rio Paraíba do Sul, à montante do reservatório da Usina Hidrelétrica de Paraibuna, os usos a serem analisados devem estar relacionados ao trecho entre o exutório da bacia e o reservatório.

(B) Microbacia 3 – Sete Voltas

De acordo com as informações levantadas em campo, há uma confusão com o nome do corpo d'água relacionado a esta microbacia. Nas cartas do IBGE (escala 1:50.000) o curso d'água não traz um nome. Trata-se de um dos principais afluentes do rio Una e na região é conhecido como Una de baixo, dentre outros nomes. Sete Voltas é a denominação dada a um vilarejo na zona rural da cidade, próximo à nascente do corpo d'água.

As características geomorfológicas são similares às do Córrego Encruzilhada, porém com relevo mais suave, num altiplano que se aproxima da várzea do rio Paraíba do Sul. A microbacia está mais próxima do contexto urbano e há uma maior diversidade de atividades econômicas.

Prevalece na bacia a atividade pastoril extensiva, com pequenos focos de culturas agrícolas localizadas e sazonais. Há loteamentos de chácaras de lazer, nos locais mais próximos à rodovia (SP-125, pavimentada) e glebas destinadas ao plantio de eucalipto em atividade de fomento florestal da indústria de papel e celulose (Fibria).

O corpo d'água principal é bastante assoreado e abaixo do trecho de nascente já não há mais cordões contínuos de vegetação ciliar. As pastagens, degradadas, chegam até a margem do corpo d'água principal em boa parte da microbacia.

O corpo d'água em referência é afluente do rio Una, que deságua no trecho médio do rio Paraíba do Sul nas proximidades da cidade de Taubaté. Trata-se de trecho cujas atividades relacionadas ao uso da água estão mais vinculadas ao abastecimento doméstico, ao meio industrial e irrigação por canais inundados, todos estes com alguma sensibilidade à turbidez e às taxas de sedimentos em suspensão na água.

(C) Microbacia 10 - Cachoeira dos Pretos

Assim como no caso anterior, há confusão com o nome do corpo d'água principal. A Cachoeira dos Pretos é um ponto de interesse turístico em um córrego cujas nascentes estão nas escarpas ocidentais da Serra da Mantiqueira, num divisor de águas entre a bacia do rio Paraíba do Sul e do

rio Paraná (via bacia do Piracicaba ou Tietê). O curso d'água principal é formador da bacia do rio Piracicaba, sendo um dos seus trechos mais preservados.

Trata-se de microbacia com longos trechos de florestas secundárias permeados por grandes glebas destinadas ao plantio de eucalipto para fins energéticos (carvão) e indústria moveleira, em menor grau. Tais atividades predominam até as proximidades do exutório da bacia, ponto que não foi possível alcançar em função de dificuldades de acesso das estradas vicinais. O acesso às nascentes foi realizado pelo distrito de São Francisco Xavier (município de São José dos Campos), em estrada vicinal para Joanópolis.

Há que se empreender uma pesquisa sobre os usos da água à jusante do exutório da microbacia, tarefa a ser executada no próximo passo dos estudos a partir dos mapas de drenagem da região, a serem levantados.