

Análise do Retorno do Investimento na Conservação de Bacias Hidrográficas:

Referencial Teórico e Estudo de Caso do
Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú,
Santa Catarina, Brasil



Autores do Relatório

Timm Kroeger¹, Claudio Klemz², Daniel Shemie³, Timothy Boucher¹, Jonathan R. B. Fisher¹, Eileen Acosta², P. James Dennedy-Frank⁴, Andre Targa Cavassani⁵, Luis Garbossa⁶, Everton Blainski⁶, Rafaela Comparim Santos⁷, Paulo Petry⁸, Silvana Giberti¹ and Kelli Dacol⁷

1. Office of the Chief Scientist, The Nature Conservancy, Arlington, Virginia, USA
2. Brazil Conservation Program, The Nature Conservancy, Florianopolis, Santa Catarina, Brazil
3. Freshwater Focal Area Program, The Nature Conservancy, New York, New York, USA
4. Department of Environmental Earth System Science, Stanford University, Stanford, California, USA
5. Brazil Conservation Program, The Nature Conservancy, Joinville, Santa Catarina, Brazil
6. Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia, Florianopolis, Santa Catarina, Brazil
7. Empresa Municipal de Água e Saneamento, Balneário Camboriú, Santa Catarina, Brazil
8. Latin America Region Science Program, The Nature Conservancy, Boston, Massachusetts, USA



Agradecimentos

Este estudo foi subsidiado por um generoso doador anônimo e pela Tinker Foundation. O estudo se beneficiou de dados produzidos a partir de fundos do Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID), do Global Environmental Facility (GEF) e da Agência Americana para o Desenvolvimento Internacional (USAID) que apoiaram a Aliança Latino-americana de Fundos de Água. EPAGRI/CIRAM e EMASA contribuíram com dados adicionais que permitiram a realização deste estudo.

Cite este documento da seguinte forma: *Kroeger T, C Klemz, D Shemie, T Boucher, JRB Fisher, E Acosta, PJ Dennedy-Frank, A Targa Cavassani, L Garbossa, E Blainski, R Comparim Santos, P Petry, S Giberti and K Dacol. 2017. Assessing the Return on Investment in Watershed Conservation: Best Practices Approach and Case Study for the Rio Camboriú PWS Program, Santa Catarina, Brazil (Análise do Retorno do Investimento na Conservação de Bacias Hidrográficas:*

Referencial Teórico e Estudo de Caso do Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú, Santa Catarina, Brasil. The Nature Conservancy, Arlington, VA.

© pelos autores. O conteúdo deste documento não poderá ser reproduzido sem o consentimento por escrito dos autores.

Análise do Retorno do Investimento na Conservação de Bacias Hidrográficas:

Referencial Teórico e Estudo de Caso do Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú, Santa Catarina, Brasil

Índice

i	Agradecimentos
2	Sumário Executivo
6	Introdução
15	Métodos e Resultados
31	Discussão
37	Conclusões
40	Referências
43	Apêndice



© Andre Targa Cavassani/TNC

Sumário Executivo

Preservar e recuperar a qualidade da água é um dos grandes desafios para muitas cidades em todo mundo. O crescimento demográfico somado à degradação dos mananciais de abastecimento dos municípios, resulta no aumento do custo de tratamento da água. Uma estimativa recente indica que em um terço das grandes cidades o custo por unidade de água tratada aumentou, em média, 50 por cento no último século devido à conversão de ambientes naturais em outros usos do solo e ao desenvolvimento urbano nas bacias hidrográficas.

Esta tendência pode ser revertida através da recuperação das bacias hidrográficas. Isto representa uma abordagem economicamente viável para que cidades reduzam o custo do tratamento de água ao mesmo tempo em que aumentam a segurança hídrica e protegem a biodiversidade, entre outros benefícios. Porém, o potencial de incremento da oferta de serviços hidrológicos essenciais, de modo custo-efetivo, extrapola em muito o escopo dos atuais programas de conservação de bacias. A mobilização dos investimentos necessários à realização deste potencial depende, em parte, do contexto econômico específico para os usuários da água — isto é, a competitividade dos programas de conservação das bacias frente às soluções de engenharia convencionais.

Análises econômicas criteriosas de programas de conservação e restauração de bacias praticamente não existem na literatura. Assim, provar o business case da conservação de bacias continua sendo uma importante questão a ser respondida. Consequência disso é que os interessados em fazer avaliações econômicas em suas áreas geográficas específicas não têm disponíveis exemplos e ferramentas para fazê-lo de forma consistente.

ANÁLISE DO RETORNO DE INVESTIMENTO (ROI)

Cobrir esta lacuna exige uma estrutura analítica rigorosa, que combine as funções de produção de serviços ecossistêmicos, as funções de produção de benefícios, a avaliação econômica e a comparação de cenários futuros, com e sem intervenções, de modo que seja possível avaliar os benefícios resultantes das intervenções de conservação nas bacias hidrográficas. Para suprir esta demanda sintetizamos e aplicamos este tipo de estrutura (Figura ES-1) a um programa de pagamento por serviços ambientais criado recentemente na bacia hidrográfica do Rio Camboriú no estado de Santa Catarina, Brasil.

A bacia do Rio Camboriú — localizada no ameaçado e biodiverso bioma da Mata Atlântica que se encontra reduzido a 12 por cento de sua extensão histórica— está sujeita a alterações de pequena escala na cobertura do solo e a uma alta carga sedimentar. Para o principal usuário de água da bacia e idealizador do projeto, a Empresa Municipal de Água e Saneamento de Balneário Camboriú (EMASA), o principal objetivo do Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú é reduzir a concentração de Sólidos Totais em Suspensão (STS) na captação de água do município e, por conseguinte, reduzir os custos associados do tratamento e perdas de água dentro da estação de tratamento (ETA).

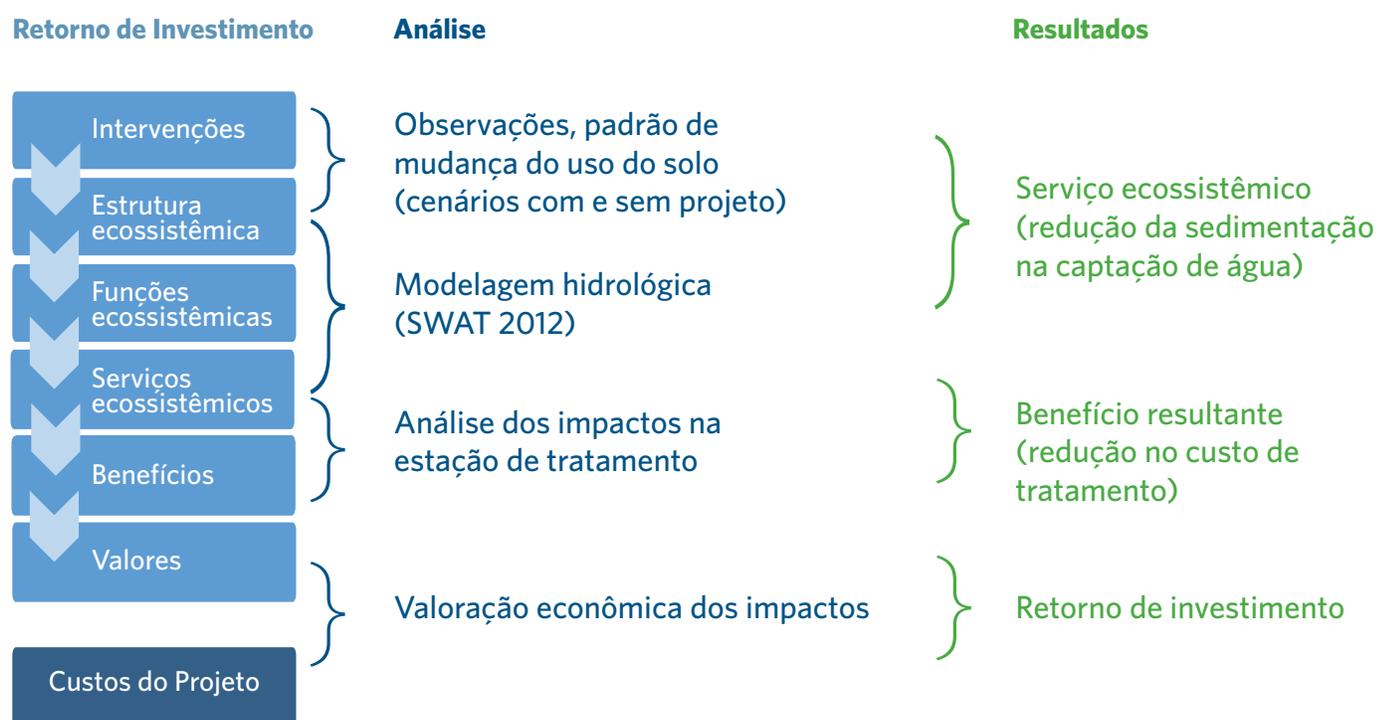


Figura ES-1: Estrutura analítica e análises correlatas utilizadas para avaliação do retorno do investimento do Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú com foco na redução de sedimentos na captação de água e redução de custos na estação de tratamento.

ETAPAS DA ANÁLISE

Através de sensoriamento remoto foram usadas imagens de alta resolução para observar as alterações recentes no uso e cobertura do solo na bacia (UCS), a partir disso foi possível modelar o UCS futuro sem o projeto, mas seguindo a tendência histórica recente de mudança. Em seguida, foi calibrado um modelo hidrológico para a bacia usando dados de monitoramento meteorológico, de vazão e de turbidez da água, a fim de identificar as áreas na bacia que apresentam as mais altas taxas de sedimentação ao rio acima da linha de base, ou seja, o cenário futuro sem o projeto. Estas foram tomadas como áreas prioritárias para intervenções de recuperação e conservação, condicionadas à atual capacidade de implementação do projeto, custos de implantação e à magnitude da redução de sedimentos, gerando, assim, um cenário futuro de UCS com o projeto.

Ambos os cenários de UCS (com e sem o projeto) foram aplicados ao modelo hidrológico calibrado para estimar até que ponto as intervenções do programa reduziriam a concentração de sólidos totais em suspensão (STS) no ponto de captação da estação de tratamento de água. Foram então analisados os custos da remoção de sedimentos na estação de tratamento, os custos atuais e projetados do projeto descontados ao valor presente, e finalmente foi estimado o retorno do investimento do projeto – a razão entre o valor presente dos benefícios e custos associados à redução de STS no tratamento da água. Uma vez que a Empresa Municipal de Água e Saneamento de Balneário Camboriú, a EMASA, arca com apenas uma fração do custo do programa, estimamos também o retorno do investimento do projeto especificamente para os investimentos da empresa.

RESULTADOS

Verificamos que a redução no custo associado à remoção de sedimentos e também à perda de água neste processo compensa a totalidade dos investimentos da EMASA num horizonte temporal de 43 anos ou mais. Num horizonte temporal de 30 anos, geralmente considerado em investimentos públicos de longo prazo, a redução no custo de tratamento compensa 80 por cento do investimento da EMASA no projeto, e 60 por cento dos custos totais do programa. O ROI do Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú é menor que 1 apenas para a redução da concentração de STS, sendo positivo para a EMASA no horizonte temporal mais longo. Neste contexto, aparentemente, o programa não se justificaria em termos exclusivamente financeiros, apenas como uma medida de controle de STS, na ausência de qualquer outro co-benefício. Porém, dois co-benefícios do projeto que não foram quantificados – a redução do risco de enchentes e a redução do risco de desabastecimento de água durante a alta estação – são de grande importância para os dois municípios que compõem a bacia do Rio Camboriú. Isto justifica o compartilhamento de custos entre todos os beneficiários que usufruem dos resultados do projeto.

O compartilhamento de custos poderá ser obtido através da incorporação dos custos de conservação da bacia à composição de custos da tarifa de água, ou através de uma taxa cobrada aos visitantes durante a alta estação quando a demanda por recursos hídricos é pressionada. Foi estimado que um incremento de US\$ 0,005 (R\$ 0,02 à taxa de câmbio média em 2015) por metro cúbico de água consumido – equivalente a menos de 0,4 por cento da taxa média paga pelos consumidores – ou US\$ 1,25 (R\$ 4) por domicílio por ano – aumentaria o ROI para mais de 1. O compartilhamento dos custos deste valor se justifica desde que o valor combinado da redução do risco de enchentes e da redução do risco de desabastecimento seja menor do que US\$ 88.000 (R\$ 275.000) por ano – uma condição facilmente atendida considerando-se a importância para a economia local dos setores imobiliário e de turismo, ambos em franco desenvolvimento, e o elevado custo econômico associado a inundações, ainda que localizadas, ou crises de abastecimento de água, mesmo que breves.

Como contextualização – e reconhecendo plenamente que o valor da conservação de uma bacia hidrográfica está intimamente ligado ao contexto local – estudos realizados no Brasil e em outros países sobre o valor da melhoria da segurança do abastecimento de água ou controle de enchentes, relatam que, em média, a disposição a pagar dos usuários está várias ordens de grandeza acima do valor que seria necessário para que o ROI ficasse acima de 1 no caso do Rio Camboriú. Reconhecendo os benefícios diretos e co-benefícios do projeto, a Agência Reguladora dos Serviços Públicos de Santa Catarina, a ARESC, está concluindo o processo de revisão periódica da estrutura tarifária de água e incorporou os custos de conservação da bacia à composição geral de custos de operação das companhias de água por ela reguladas no estado de Santa Catarina.

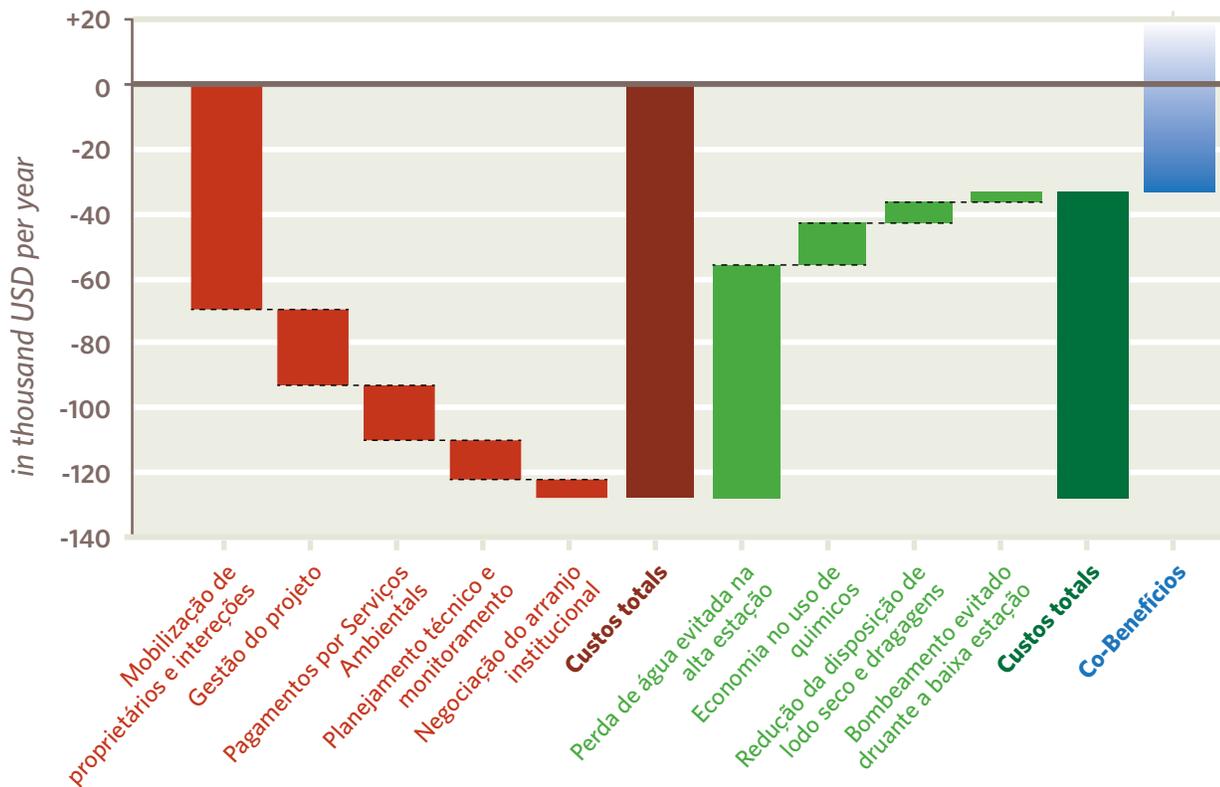


Figure ES-2: Comparação entre os valores da composição anual de custos e dos benefícios estimados, descontados ao valor presente considerando um período de 30 anos e usando a taxa de desconto social de 3,85%. Valores dos co-benefícios não foram quantificados nesta análise.

CONCLUSÃO

Na interpretação dos resultados encontrados neste estudo é preciso considerar que o custo por hectare do Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú excede em muito os custos relatados para outros projetos de conservação de bacias hidrográficas semelhantes. As estimativas de custos mais elevados se devem ao fato de, neste caso, terem sido contabilizados integralmente importantes componentes de custo, muitas vezes reconhecidos, mas raramente quantificados. Especificamente, os custos de transação associados à organização institucional, planejamento técnico, implementação, operação e avaliação do impacto do Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú foram projetados para que o projeto alcance substancial adicionalidade e sustentabilidade no longo prazo e, portanto, representam uma estimativa concreta dos custos do projeto. Considerando que os custos de transação representam uma importante fração dos custos totais do projeto e que muitos deles independem do tamanho da área de intervenção, seria possível melhorar o ROI se as intervenções fossem estendidas a outras áreas adicionais que apresentem alta contribuição para sedimentação.

Este estudo fornece um modelo completo para a elaboração de estudos econômicos e avaliação de retorno de investimento de outros programas de conservação de bacias hidrográficas. Ele também destaca o fato de que a viabilidade econômica específica para um programa de conservação de uma bacia hidrográfica, para um investidor em particular, pode depender do contexto sócio-econômico mais amplo e da capacidade de se criar dispositivos econômicos que permitam a internalização do valor dos diversos benefícios resultantes para as várias partes interessadas.



ANÁLISE DO RETORNO DO INVESTIMENTO NA CONSERVAÇÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS: **Estrutura Analítica e Princípios**

CONTEXTO

Preservar e recuperar a qualidade da água é um dos grandes desafios para muitas cidades em todo mundo. O crescimento demográfico somado à degradação dos mananciais resulta no aumento do custo de tratamento da água. Uma estimativa recente indica que em um terço das grandes cidades o custo por unidade de água tratada aumentou, em média, 50 por cento no último século. Isto é devido à conversão de ambientes naturais em outros usos do solo e ao desenvolvimento urbano nas bacias que abastecem esses grandes centros. (McDonald et al., 2016).

Esta tendência pode ser revertida através da recuperação das bacias hidrográficas. Esta é uma abordagem economicamente viável para que cidades reduzam o custo do tratamento de água, ao mesmo tempo em que aumentam a segurança hídrica e protejam a biodiversidade, entre outros co-benefícios (Alcott et al., 2013; Furniss et al., 2010).

A ideia de utilizar a “infraestrutura natural ou verde” para complementar ou substituir as soluções convencionais de engenharia (infraestrutura cinza) na solução de problemas ambientais tem recebido crescente interesse (Das and Vincent 2009; Ferrario et al. 2014; Kroeger et al. 2014; Kroeger and Guannel 2014; Temmerman et al. 2013). Isto certamente se aplica à água doce, onde o impacto da conservação, recuperação e gerenciamento das bacias hidrográficas na melhoria da qualidade da água, regulação da vazão e controle de inundações tem atraído muita atenção (Alcott et al. 2013; Furniss et al. 2010; Opperman et al. 2009; McDonald and Shemie 2014).

Três justificativas econômicas são geralmente usadas em favor do investimento na infraestrutura verde: custo-benefício, co-benefícios e o princípio da precaução.

- A infraestrutura verde tem boa relação custo-benefício em comparação com a infraestrutura cinza, sempre que a primeira for competitiva em relação aos custos da segunda na produção de um serviço específico ou um pacote de serviços (Kroeger et al. 2014; Ferrario et al. 2014).
- A infraestrutura verde também gera co-benefícios que resultam dos serviços ecossistêmicos associados, em adição aos benefícios específicos esperados (Bennett et al. 2009). Co-benefícios que, de modo geral, a infraestrutura cinza não proporciona (Kroeger and Guannel 2014; Spalding et al. 2013).
- Por fim, o princípio da precaução justifica a preservação do valor de opção associado a bacias preservadas e sua maior resiliência às mudanças climáticas e maior geração de serviços ecossistêmicos (Furniss et al. 2010). Isto em face da incerteza relativa ao tamanho (Furniss et al. 2010) e ao valor (Sterner and Persson 2008) das reduções nos fluxos de serviços ecossistêmicos futuros decorrentes da degradação do ecossistema e à potencial irreversibilidade desta degradação (Randall 1988; Gollier and Treich 2003). O princípio da precaução também justifica a conservação e a restauração de ecossistemas naturais com base no reconhecimento de que tais sistemas historicamente têm funcionado apropriadamente (Wunder 2013).

Com exceção do princípio da precaução, a avaliação das justificativas econômicas para investir na infraestrutura verde exige um número suficiente de informações quantitativas confiáveis sobre os benefícios ou “retornos” gerados por uma determinada solução, em determinado local, para determinado nível de investimento, bem como o custo total da implementação. Embora a conservação e a restauração de uma bacia hidrográfica tenham o potencial de oferecer amplo e substancial conjunto de serviços hidrológicos e ecossistêmicos com excelente relação custo/benefício (McDonald and Shemie 2014), existem muito poucas análises criteriosas do retorno do investimento (ROI) em projetos de conservação e recuperação de bacias (Ferraro et al. 2012).

ESTRUTURA ANALÍTICA: GERAÇÃO DE ESTIMATIVAS DO ROI EM PROJETOS DE CONSERVAÇÃO DE BACIAS

Uma avaliação criteriosa do ROI em qualquer projeto de infraestrutura verde requer a aplicação de uma estrutura analítica que estabeleça a ligação quantitativa entre as esferas biofísica e econômica. Uma estrutura que permita relacionar uma intervenção – como a restauração de áreas degradadas, conservação de solo, boas práticas agrícolas ou outras – às alterações resultantes no bem-estar humano, através da quantificação das relações ao longo da cadeia *Intervenção → Estrutura do Ecossistema → Funções do Ecossistema → Serviços do Ecossistema → Benefícios → Valores* (Figura 1).



Figura 1: Estrutura analítica do ROI

IMPLEMENTAÇÃO

A implementação dessa estrutura exige que a análise atenda a sete princípios-chave (Figura 2):

PRINCÍPIO	EXEMPLO
1 Focar no serviço ecossistêmico e distingui-lo das funções do ecossistema, benefícios e valores. (Boyd and Banzhaf, 2007; Brown et al., 2007; Tallis and Polasky, 2009; Kroeger, 2013)	Redução da concentração de sólidos totais em suspensão (STS) na captação de água do município (serviço) versus redução da erosão (função), menor necessidade de tratamento (benefício) ou menor custo de tratamento (valor).
2 Focar nos serviços finais do ecossistema, ou seja, nos componentes da natureza diretamente consumidos ou utilizados para promover o bem-estar humano. (Boyd and Banzhaf, 2007:619)	Captação de água com menor concentração de STS versus retenção do solo na bacia.
3 Definir os serviços usando métricas que reflitam as características do serviço essenciais à geração do benefício (unidade física, espacial e incidência temporal). (Boyd and Banzhaf, 2007; Landers and Nahlik, 2013; Keeler et al., 2012),	Redução na concentração média horária de STS (mg·l ⁻¹) na captação de água versus redução da carga total de sedimentos por ano (ton/ha/ano) em algum ponto do rio
4 Usar funções de produção de serviços ecossistêmicos devidamente calibradas e validadas localmente (National Research Council, 2005) e que incorporem efeitos da atenuação espacial entre a intervenção e os locais onde os serviços são prestados.	Modelo hidrológico bem calibrado que simule todas as fontes de sedimentação e locais de deposição de sedimentos na bacia, bem como seus efeitos na concentração de STS na captação de água
5 Estabelecer uma linha de base de fluxo de serviços ecossistêmicos e projetar cenários futuros para controlar o efeito de outros fatores sobre o fluxo de serviços. (Blackman, 2013; Ferraro, 2009; Ferraro and Pattanayak, 2006; Pattanayak, et al. 2010)	Projeção de cenários futuros de uso/cobertura do solo (LULC) na bacia “sem projeto” e “com projeto” e das respectivas estimativas de concentração de STS resultantes na captação de água em cada caso.
6 Definir empiricamente funções de benefícios que mostrem a relação quantitativa entre o serviço ecossistêmico e os benefícios específicos para determinado beneficiário.	Redução no uso de produtos químicos na estação de tratamento frente à redução da concentração de STS; Redução no uso de produtos químicos em 0,05 mg/m ³ por grau de redução na concentração de STS; Redução da perda de água através da geração de lodo frente à redução da concentração de STS.
7 Usar abordagens apropriadas para valorar a quantificação das alterações no bem-estar humano associadas aos benefícios. (Brown et al., 2007; Griffiths et al., 2012; Wilson and Carpenter, 1999)	Economia no custo de produtos químicos para remoção de STS pela estação de tratamento; Aumento da receita da companhia de água gerada pela redução da perda de água comercializável perdida no lodo.

Figura 2: Princípios para a elaboração de análises confiáveis do ROI

Esta estrutura permite a elaboração de estimativas do ROI de infraestrutura verde, expressas através das mesmas métricas de desempenho geralmente utilizadas para avaliar as alternativas convencionais de engenharia (infraestrutura cinza). Isto facilita a identificação de circunstâncias nas quais as soluções de infraestrutura verde são compatíveis com, ou apresentam desempenho superior ao das alternativas de infraestrutura cinza, o que é um aspecto crítico para a atração de investimentos adicionais.



©Claudio Klemz/TNC

Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú

CONTEXTO

Balneário Camboriú, no estado de Santa Catarina, é um importante destino turístico no sudeste do Brasil que atrai um número cada vez maior de visitantes nacionais e estrangeiros (Ferreira et al. 2009; Lohmann et al. 2011). O intenso crescimento dos setores do turismo e da construção civil que predominam na economia local, tem como consequência um efeito demográfico que representa um desafio à administração pública – a população do Balneário de Camboriú e do município vizinho, Camboriú, que ao longo do ano é de cerca de 200.000 habitantes (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2016a, 2016b), aumenta para mais de 800.000 pessoas durante alta temporada de verão (dezembro-início de março).

Ambos os municípios contam com o Rio Camboriú como fonte de água confiável e de baixo custo. Porém, o crescimento da demanda, especialmente durante a alta temporada, resulta em grande pressão sobre este manancial. A bacia hidrográfica não conta infraestrutura de armazenamento de água, como reservatórios que poderiam atenuar o impacto de eventos prolongados de redução da vazão. A topografia da bacia, com sua extensa planície aluvial e áreas circundantes apresentando declive relativamente pequeno, tampouco favorece a construção de reservatórios. Aliado a isso, a carga sedimentar que chega ao ponto de captação da estação de tratamento de água (ETA) limita a capacidade de abastecimento, uma vez que resulta em perdas significativas de água durante o processo de tratamento.

Visando evitar futuros problemas de abastecimento, a Empresa Municipal de Água e Saneamento do Balneário Camboriú, a EMASA (que abastece os dois municípios), avaliou as opções que poderiam garantir abastecimento suficiente de água no futuro. Dentre estas opções estão o armazenamento de água na bacia por meio do alagamento de áreas agrícolas e de floresta nativa; a captação da água em uma bacia vizinha caracterizada pela baixa qualidade da água que necessitaria de tratamento avançado além de maiores custos de manutenção; e a conservação e restauração de áreas degradadas e de solos na própria bacia do Rio Camboriú a fim de manter a boa qualidade da água oriunda do rio.

Em vista dos altos custos projetados para as duas primeiras opções e dos resultados promissores das avaliações de viabilidade da terceira, a EMASA optou por investir primeiro na conservação do manancial, protegendo as florestas naturais remanescentes e recuperando as áreas degradadas que contribuem com a maior carga de sedimentos ao rio. Com isto espera minimizar as perdas e reduzir os custos do tratamento da água. Somente a partir do momento em que estas ações deixem de ser suficientes para garantir a qualidade e a quantidade do abastecimento de água, as alternativas de infraestrutura cinza serão demandadas.

Como estratégia para implantação do programa de conservação da bacia, em 2013, a EMASA criou o Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú fruto de uma parceria com a The Nature Conservancy, os municípios de Balneário Camboriú e Camboriú, o Comitê da Bacia do Rio Camboriú, a Agência Reguladora de Serviços Públicos de Santa Catarina (ARESC), a Agência Nacional de Águas (ANA), o Centro de Informações de Recursos Ambientais e Hidrometeorologia (EPAGRI-CIRAM) do Estado de Santa Catarina e a Câmara de Vereadores de Balneário Camboriú.

A ÁREA DO PROJETO

A Bacia do Rio Camboriú está localizada no estado de Santa Catarina, na região sul do Brasil, e apresenta um clima subtropical temperado. A área de drenagem total da bacia é de 199,8 km² de extensão e a captação de água da EMASA encontra-se na parte mais baixa da bacia, imediatamente antes do início da área urbanizada. A área a montante da captação - área de interesse para este estudo - tem aproximadamente 130 km² de extensão, e para ela contribuem as sub-bacias do Braço, Macacos, Canoas e Lajeado.

O padrão de uso do solo na bacia de Camboriú é semelhante ao de muitas outras bacias costeiras da região da Mata Atlântica. A área urbana, mais

concentrada ao longo da costa, tem alta concentração demográfica e é caracterizada por uma estreita faixa de edifícios elevados seguida de uma área de uso misto de média densidade demográfica. Adentrando a bacia, tem-se uma interface urbana e rural sendo que, nos últimos anos, a urbanização vem se expandindo rapidamente para dentro da bacia. Na planície aluvial localizada fora da área urbana predomina a agricultura, principalmente a rizicultura irrigada. Já nas encostas encontram-se áreas de pastagem, vem se expandindo a silvicultura, sobretudo o plantio de eucaliptos, mas também se observa uma considerável cobertura de florestas nativas que vêm se regenerando ao longo das décadas.

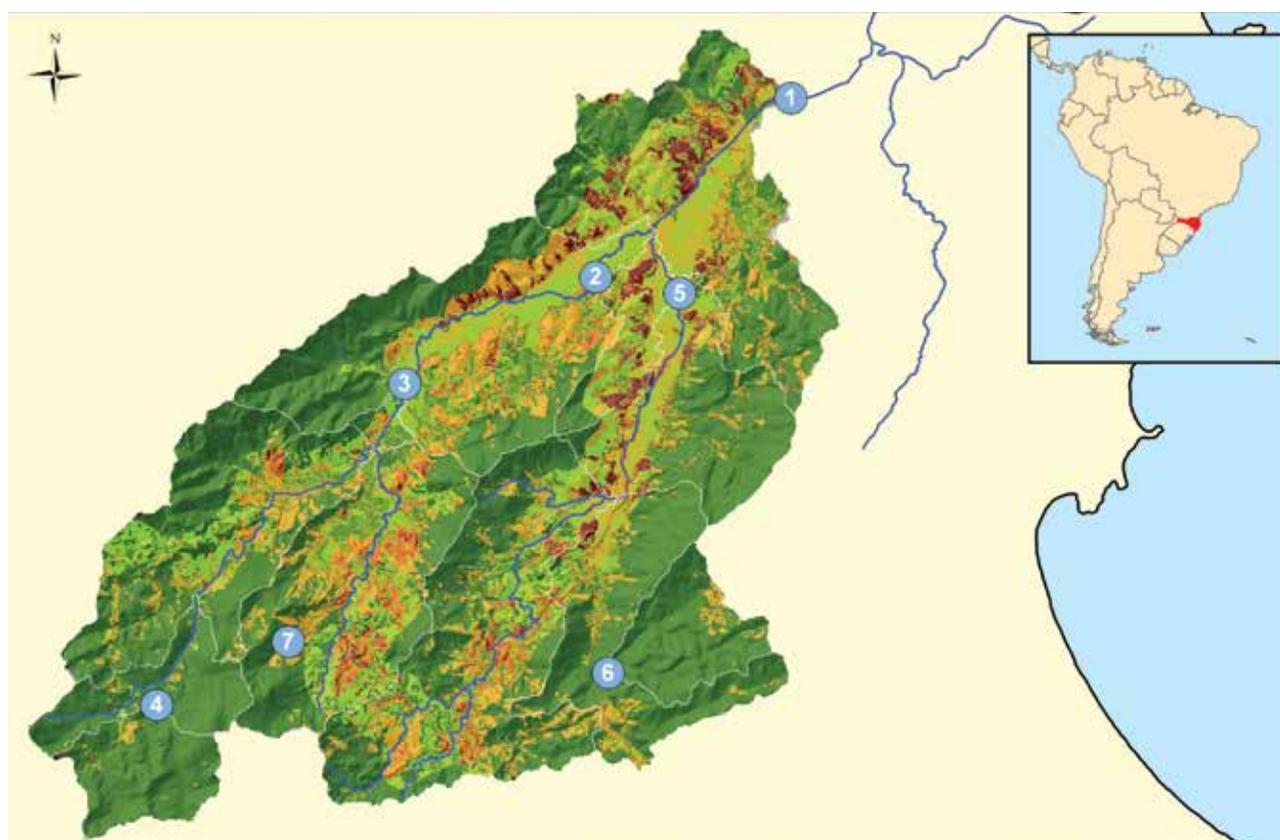


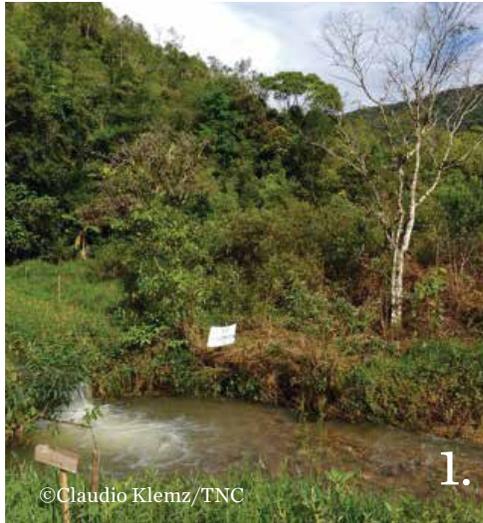
Figura 3: Bacia do Rio Camboriú a montante da captação da estação municipal de tratamento de água potável, estações de monitoramento e taxa de geração de sedimentos modelada em 2014

Produção Média anual de sedimentos - HRU 2014-ton/ano

- 0.0—0.1
- 0.2—1.0
- 1.1—5.0
- 5.1—10.0
- 10.1—500.3

Estação de monitoramento hidrológico

- 1 Captação-EMASA
- 2 Escoamento - Rio Braço
- 3 Trecho médio Bacia Rio Braço
- 4 Cabeceiras Rio Braço
- 5 Escoamento Canoas/Macacos
- 6 Cabeceiras Macacos
- 7 Estação meteorológica - Louro

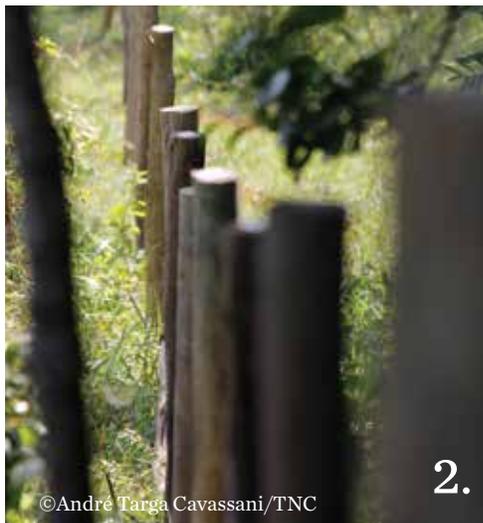


©Claudio Klemz/TNC

A dinâmica de perda de floresta nativa e subsequente regeneração testemunhada nas últimas décadas na bacia do Rio Camboriú torna importante o uso de análise contra factual (cenário futuro sem projeto). Esta abordagem possibilita a identificação mais precisa dos locais onde há maior probabilidade de ocorrência de desmatamento e de regeneração, permitindo o estabelecimento de áreas prioritárias para intervenções de conservação e restauração, aumentando a complementaridade dos impactos do projeto e, assim, o ROI do programa.

Atualmente são três as intervenções implementadas pelo Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú:

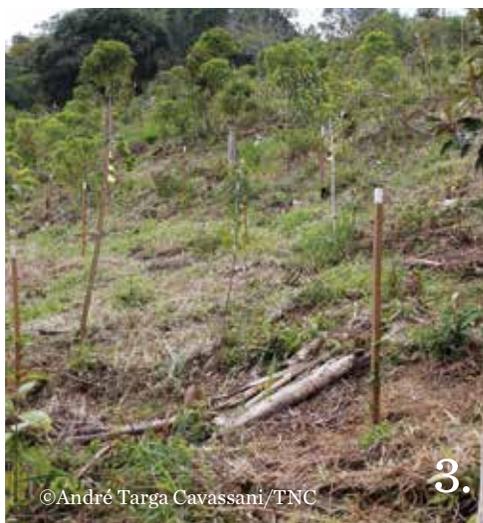
1. Restauração de áreas degradadas em zonas ripárias e nascentes usando plantio total de mudas de espécies nativas, enriquecimento ou condução da regeneração natural, dependendo do nível de degradação (mais alta prioridade), acompanhada de cercamento para evitar fatores de degradação (pastejo);
2. Proteção de zonas ripárias em bom estado de conservação com características de floresta em regeneração através do cercamento para evitar fatores de degradação (pastejo) (segunda prioridade); e
3. Restauração de áreas degradadas em encostas íngremes usando plantio total de mudas de espécies nativas, enriquecimento ou condução da regeneração natural, dependendo do nível de degradação (mais baixa prioridade) acompanhada de cercamento para evitar fatores de degradação (pastejo).



©André Targa Cavassani/TNC

Os proprietários de terras que aderem ao projeto são recompensados pela manutenção das intervenções em suas propriedades tendo por referência o custo de oportunidade associado ao uso destas áreas estipulado em R\$223/ha/ano. Os pagamentos são condicionados à boa manutenção das intervenções. Os valores são calculados por hectare de área dedicada ao projeto e se agregam em duas categorias:

- a restauração e a conservação de áreas ripárias e a restauração de outras áreas não ripárias que contribuem com grande volume de sedimentos recebem o valor estipulado multiplicado por 1,5;
- as áreas de conservação que não estejam classificadas como ribeirinhas recebem o valor estipulado multiplicado por 0,5.



©André Targa Cavassani/TNC

O programa também busca promover medidas de conservação de estradas rurais não pavimentadas visando o controle de sedimentos, especialmente nas encostas mais íngremes. No entanto, como os resultados deste tipo de intervenção é bastante localizado e como há limitação de dados disponíveis que permitam a modelagem hidrológica dos impactos em toda a bacia, o potencial de redução de sedimentação deste tipo de intervenção não foi considerado neste estudo.



© Claudio Klemz/TNC

Análises Necessárias Para Estimativa Do Roi

Aplicamos a estrutura analítica do ROI (Figura 1) para estimar o retorno esperado do Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú como medida de controle de sedimentos. As análises necessárias são descritas a seguir, e estão resumidas na Figura 4.



Figura 4: Estrutura analítica e análises correspondentes usadas para avaliar o retorno sobre o investimento do Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú

1. OBSERVAÇÃO EMPÍRICA, ANÁLISE DA ALTERAÇÃO NA COBERTURA DO SOLO E MODELAGEM

Dados de uso e cobertura do solo (UCS) extraídos de imagens de alta resolução (1 metro) coletados em um período recente (2004-2012) foram usados para estimar a tendência de mudança de UCS no futuro próximo. Foi usada uma modelagem para gerar um cenário de UCS contra factual, ou seja, um cenário futuro sem o projeto para o ano de 2025. Este ano foi escolhido pois é quando se espera que o programa tenha abrangido as áreas prioritárias para o controle de sedimentos e que muitas das intervenções já tenham atingido plena funcionalidade ecológica.

2. ANÁLISE HIDROLÓGICA (SWAT VERSÃO 2012)

Na sequência, ao cenário contra factual foram adicionadas todas as áreas prioritárias como estando restauradas/protegidas gerando um cenário futuro “com projeto”. O modelo hidrológico Soil and Water Assessment Tool (SWAT versão 2012_Rev_637) foi calibrado para a bacia utilizando dados meteorológicos, de vazão e turbidez provenientes do sistema de monitoramento hidrológico instalado na bacia e de registros históricos (Fisher et al. in prep.). O modelo SWAT foi então rodado com ambos os cenários futuros de UCS, (sem projeto/com projeto) para o ano de 2025, a fim de estimar o nível de redução de sedimentos na captação de água atribuível ao projeto.

3. ANÁLISE EMPÍRICA DOS CUSTOS DA REMOÇÃO DE SEDIMENTOS NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

A concentração de sedimentos na água que entra na ETA afeta vários aspectos do processo de tratamento (Apêndice A1). Os principais processos operacionais impactados pelos sedimentos na água captada são: a aplicação de produtos químicos para a coagulação e floculação da água bruta; a geração e disposição de lodo; o bombeamento de água para dentro e dentro da ETA; e, a retro lavagem dos filtros de gravidade que é feita com água já tratada.

Como a fração mais pesada dos sedimentos se deposita no canal de adução antes de chegar à estação de bombeamento, a fração que atinge a ETA é, quase que exclusivamente, composta por sólidos totais em suspensão (STS). Portanto, STS é a métrica de interesse do serviço ecossistêmico. Assim, a modelagem hidrológica foi configurada para estimar os impactos das intervenções do projeto sobre a concentração de STS na captação da água. Da mesma forma, a análise dos benefícios é baseada nas alterações da concentração de STS na captação.

4. AVALIAÇÃO ECONÔMICA

Os custos decorrentes da carga de STS em cada etapa do tratamento da água foram usados para estimar o valor da redução da desta carga na ETA decorrente das intervenções do projeto. Este valor foi então comparado aos custos do projeto. Por fim, três padrões de cálculo de retorno do investimento considerados úteis para a descrição do desempenho econômico de projetos de infraestrutura natural foram adotados.



Etapas Detalhadas da Estimativa do ROI

- 1** Análise histórica da alteração do uso e cobertura do solo
- 2** Modelagem das alterações futuras de uso e cobertura do solo
- 3** Modelagem hidrológica
- 4** Definição das áreas prioritárias para intervenção
- 5** Estimativa dos benefícios
- 6** Custos do Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú
- 7** Cálculo do ROI

Análise histórica da alteração do uso e cobertura do solo



A escolha da resolução espacial usada para análise histórica da alteração do UCS teve como base as características espaciais das ocorrências individuais de mudanças recentes de UCS na bacia, muitas das quais são incrementais e de pequena escala.

Da mesma forma, as intervenções realizadas pelo projeto também resultam em alterações de pequena escala, por vezes na ordem de menos de 20 metros. Já que nesta escala as alterações não são detectáveis nem mesmo através de imagens de média resolução, como por exemplo imagens Landsat 30 metros, optou-se por adquirir imagens de alta resolução prontamente disponíveis no mercado. Para as análises de alteração de UCS foram usadas imagens com resolução menor do que 1 metro.

O período entre 2003 e 2012 foi usado como referência para a análise histórica de mudança de UCS, representando o primeiro e o último ano para os quais existiam imagens com 1m de resolução disponíveis para a área do estudo. Este período é representativo do atual fenômeno de expansão urbana da costa para o interior acompanhando a densificação máxima da zona litorânea em torno do ano 2000 (Ferreira et al. 2009). Para processamento dos dados de UCS foi usado o software Feature Analyst 5.1.21 (Overwatch Systems Ltd.) para ArcGIS. Foram criadas classes específicas de polígonos para cada uma das classes de UCS identificadas, tomando como base as necessidades da modelagem SWAT. Pontos de referência no solo (539) foram coletados durante visitas de campo com o objetivo de classificar e calibrar com precisão as imagens de alta resolução.

Para aumentar a precisão dos produtos de UCS e garantir que reflitam a realidade local, contou-se com o conhecimento local da bacia para elaborar regras que reclassificaram transições específicas envolvendo áreas de silvicultura (veja Informações Complementares), eliminando transições altamente improváveis e alterando a cobertura do solo de quaisquer pixels afetados por estas transições (Fisher et al. in prep.).

Resultados

ALTERAÇÕES OBSERVADAS NO USO E COBERTURA DO SOLO

A alteração líquida nas classes de uso e cobertura do solo observada entre 2004 e 2012 foi de 562 ha, ou seja, aproximadamente 4 por cento da área do estudo (13.668 ha). A classe que sofreu maior alteração individual foi a pastagem, que sofreu redução; esta redução foi compensada pelo aumento nas classes silvicultura, terra nua, solo impermeável e floresta nativa. Embora a extensão da floresta nativa registre um pequeno acréscimo líquido, mais de 230 ha de cobertura florestal nativa foram removidos durante este período de 8 anos.

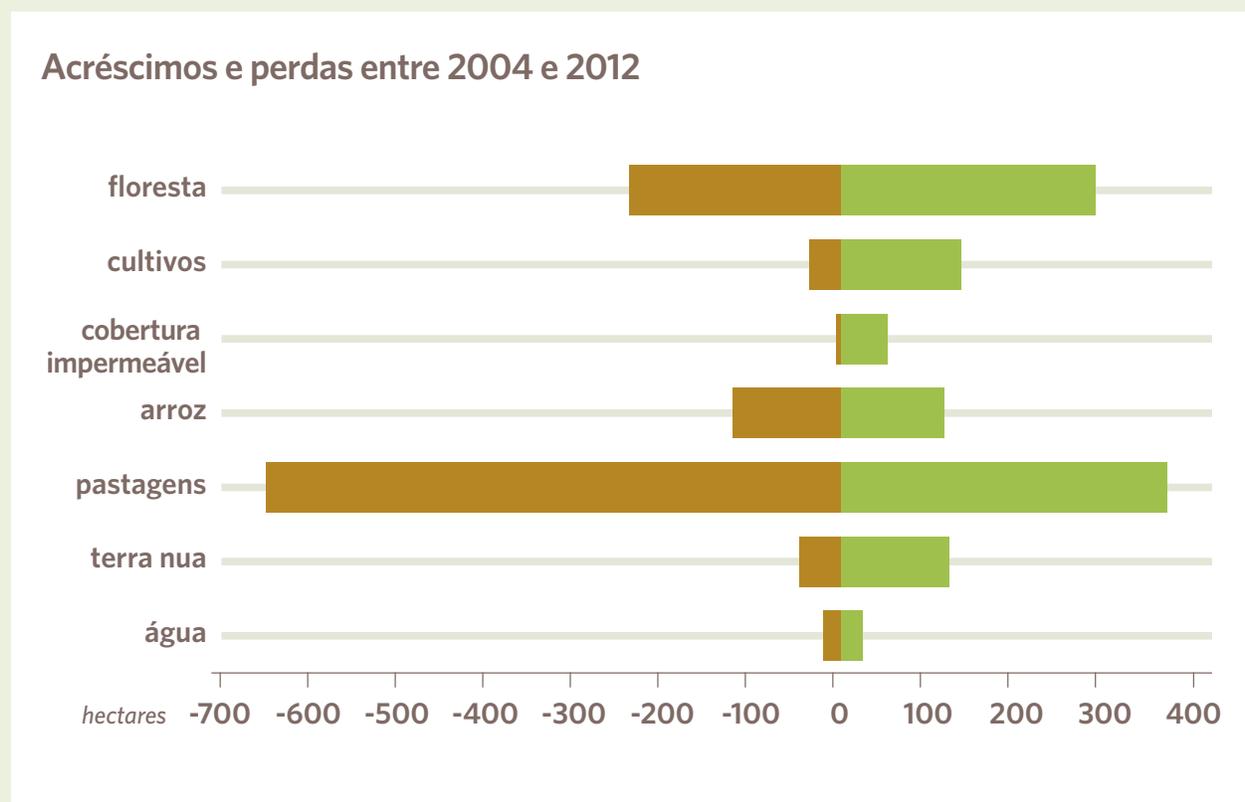


Figura 5: Alteração na cobertura do solo na área do estudo no período 2003/2004–2012 (bruta)

2

Modelagem das alterações futuras de uso e cobertura do solo

A alteração do UCS é um processo complexo que não é estritamente biofísico, mas influenciado também por interações dinâmicas e não lineares entre a natureza e os processos socioeconômicos (Pérez-Vega et al. 2012). A alteração histórica do UCS reflete os resultados dessas interações no passado e, à exceção de algum fator excepcional que leve a alguma mudança específica, pode ser apropriadamente usada como um indicador de alterações futuras. O software Land Change Modeler (LCM) para ArcGIS 2.0 foi usado para identificar as alterações espacialmente explícitas entre as camadas de UCS de 2003 e 2012 ajustadas às regras previamente definidas. O modelo é calibrado com base nas alterações de UCS observadas durante o período histórico, processo no qual o modelo incorpora a importância de variáveis explicativas fornecidas pelo usuário para discriminar entre áreas com ou sem alteração.

De um amplo conjunto de potenciais fatores determinantes de mudanças de UCS (Blackman 2013; Ferretti-Gallon and Busch 2014; Soares-Filho et al. 2004), oito foram selecionados para compor o modelo LCM neste estudo por serem considerados determinantes de mudanças de UCS em outras áreas litorâneas da Mata Atlântica que apresentam características semelhantes às observadas na bacia do Rio Camboriú.

Ao basear a estimativa de mudanças no UCS entre 2012 e 2025 nas mudanças observadas no período entre 2003 e 2012, adota-se o pressuposto de que a composição e a força relativa das causas de alterações no UCS no período futuro, serão idênticas às verificadas no período passado. Acima de tudo, presume-se que os aspectos econômicos das diversas atividades agrícolas e o desenvolvimento imobiliário permaneçam substancialmente inalterados.

Por fim, os preços dos insumos e da produção agrícola e as políticas relativas ao desenvolvimento imobiliário (ex. normas de zoneamento) têm um impacto significativo sobre os fatores econômicos que influenciam o uso do solo na bacia. Considerando-se o período relativamente curto abrangido na projeção (13 anos), o pressuposto de que não haverá alteração substancial nos aspectos econômicos do uso da terra é razoável.

Resultados

ALTERAÇÕES PREVISTAS NO USO E COBERTURA DO SOLO EM 2025

A alteração líquida prevista (582 ha) no período 2012-2025 é ligeiramente maior do que a ocorrida de 2004 a 2012. A redução das pastagens (-279 ha) é a maior alteração de uso e cobertura do solo prevista, acompanhada por uma contração muito menos significativa da área de arroz irrigado (-12 ha). Essas reduções são contrabalançadas principalmente pelo aumento da área de silvicultura (+176 ha) e, em menor escala, pela cobertura de solo impermeável (+48 ha), terra nua (+43 ha) e floresta nativa (+24 ha).

Uma análise das transições individuais revela que embora as florestas nativas apresentem um crescimento líquido impulsionado pela redução da área de pastagem, em 2025 mais de 310 ha de floresta nativa terão sido convertidos em pastagem, principalmente no curso médio da bacia (áreas em laranja na Figura 6). Este padrão coincide com a observação de Joly et al. (2014) sobre a contínua substituição da Mata Atlântica em estágio avançado de regeneração por trechos de regeneração natural em estágios iniciais. Uma análise do padrão espacial das alterações revela que embora as pastagens estejam sendo substituídas por áreas de silvicultura e floresta nativa em toda a bacia, o efeito é mais pronunciado na área das cabeceiras, coincidindo com a observação de Teixeira et al. (2009) de que a regeneração da Mata Atlântica é mais acentuada em trechos mais altos das bacias, longe das áreas urbanas e distante das rodovias (áreas verdes na parte inferior da Figura 6).

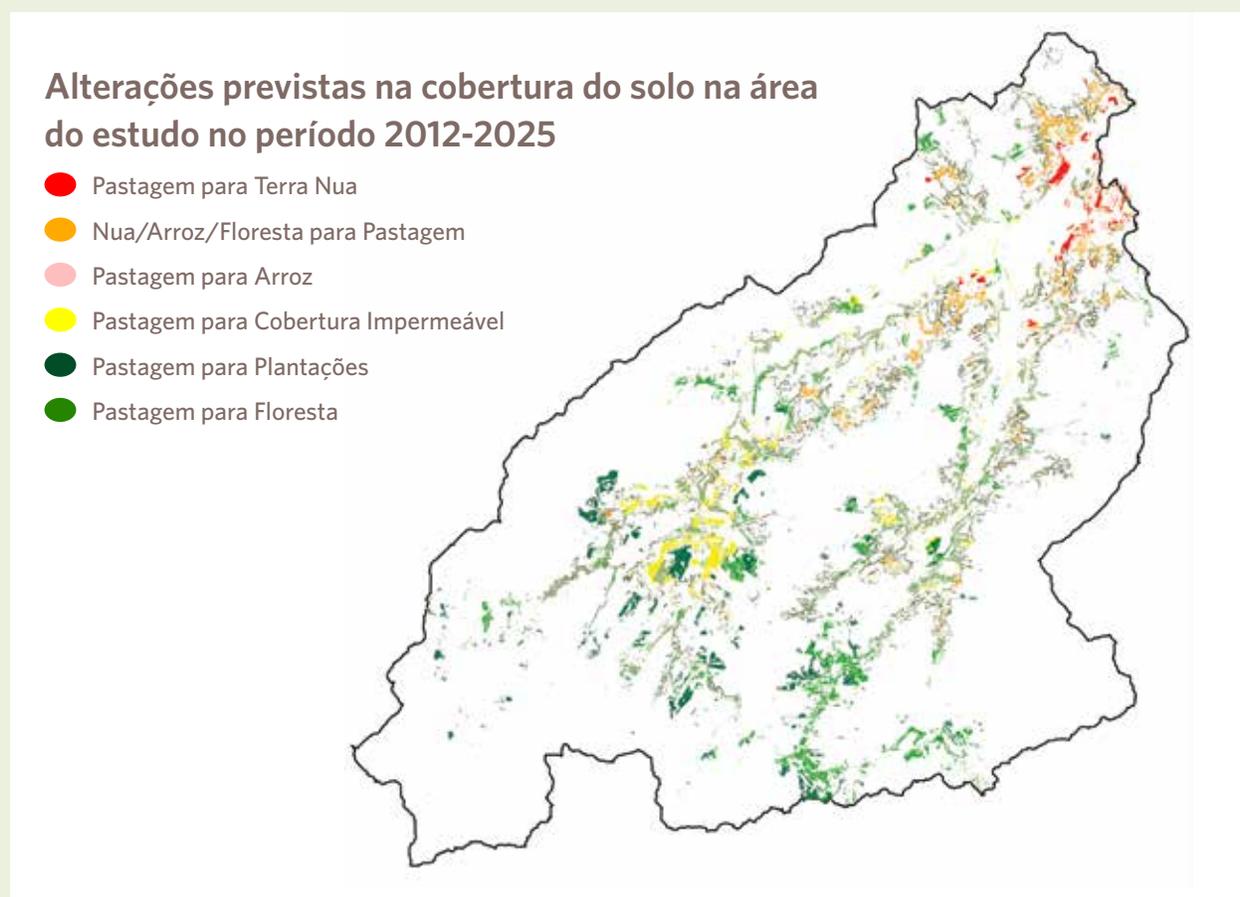


Figura 6 Alterações previstas na cobertura do solo na área do estudo no período 2012-2025, pressupondo-se que não existe um programa Municipal de Abastecimento de Água de Camboriú



Modelagem Hidrológica

O modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT, 2012 Rev. 637) (Arnold et al. 1998; Gassman et al. 2007) foi usado para estimar as alterações na exportação de sedimentos da bacia durante as intervenções planejadas pelo projeto comparadas ao cenário contra factual onde estas intervenções não ocorrem.

CONSTRUÇÃO DO MODELO, DADOS E CALIBRAÇÃO

O modelo SWAT foi estruturado utilizando-se o mapa do uso da terra de 2012 produzido na análise do UCS, calibrado inicialmente para a vazão diária e, em seguida, para concentração diária de sedimentos tendo por base os dados do monitoramento hidrológicos disponíveis de 2014 a 2015. No método de calibração utilizado, a série de vazões observadas foi dividida em períodos distintos de calibração e validação (Split Sample Test) (Fisher et al. in prep.; veja Apêndice A2). A curva-chave que correlaciona turbidez e STS foi elaborada com base na análise laboratorial de amostras coletadas na captação de água. Considerou-se que a defasagem de dois anos entre os dados de uso do solo e os dados de vazão é pequena o suficiente para não gerar distorções expressivas nos resultados. A precisão do modelo, tanto para a vazão quanto para a carga de sedimentos, foi testada com base em dados de fora da amostra de 1/1/2015 a 31/8/2015 utilizando-se três abordagens complementares, e foi julgada adequada (Fisher et al. in prep.; Apêndice A2).

Então, o modelo SWAT foi rodado em ambos os cenários futuros de 2025 (cenário contra factual e cenário com intervenções). Para o cenário contra factual foram usados valores paramétricos e as configurações do modelo de calibração. Os dados do fluxo na captação e do volume captado monitorados em 2014 foram usados para toda a modelagem e cálculos. Para o cenário com intervenções, os valores e configurações do modelo calibrado foram mantidos inalterados.

Monitoramento Hidrológico

Os dados históricos do monitoramento hidrológico se limitam a séries fragmentadas de dados de qualidade da água e nível do rio coletados na captação de água (ponto 1 na Figura 3). Para suprir esta demanda, em 2013 foram instalados medidores de nível do rio adicionais no efluxo das duas principais sub-bacias (Braço e Macacos; pontos 2 e 4, respectivamente, na Figura 3) além de uma estação pluviométrica na cabeceira do rio Braço (nº 6 na Figura 3) e uma estação meteorológica completa na captação da EMASA.

Para obter dados de series temporais contínuas de turbidez e vazão necessárias para melhor calibração do modelo SWAT, em 2014 foram instalados turbidímetros automáticos nas duas estações de monitoramento do efluxo das sub-bacias (Braço e Macacos; pontos 2 e 4, respectivamente, na Figura 3). Todas essas estações fazem coletas de dados horárias, com exceção dos sensores de turbidez cujas medições ocorrem a cada 15 minutos. Os dados são transmitidos diretamente ao servidor da EPAGRI-CIRAM, e submetidos a controle de qualidade preliminar através de testes de área de distribuição, tempo de consistência e persistência.ⁱⁱ

Resultados

CARGA DE SEDIMENTOS PREVISTA

A Figura 3 mostra a produção de sedimentos estimada pelo SWAT para todas as unidades de resposta hidrológica (HRU, na sigla em inglês) do rio Camboriú acima do ponto de captação de água da EMASA (ponto 1 na Figura) para o ano de 2014. Considerando os pressupostos de homogeneidade espacial da fração de STS na descarga de sedimentos nos cursos d'água, e de deposição homogênea de STS em qualquer ponto entre as cabeceiras a captação de água da EMASA, o mapa indica a contribuição estimada de cada ponto na bacia para a carga de STS na captação de água. A figura 7 mostra a estimativa de geração de sedimentos por HRU nos dois cenários futuros (2025) “sem projeto” (quadro à esquerda) e “com projeto” (quadro à direita).

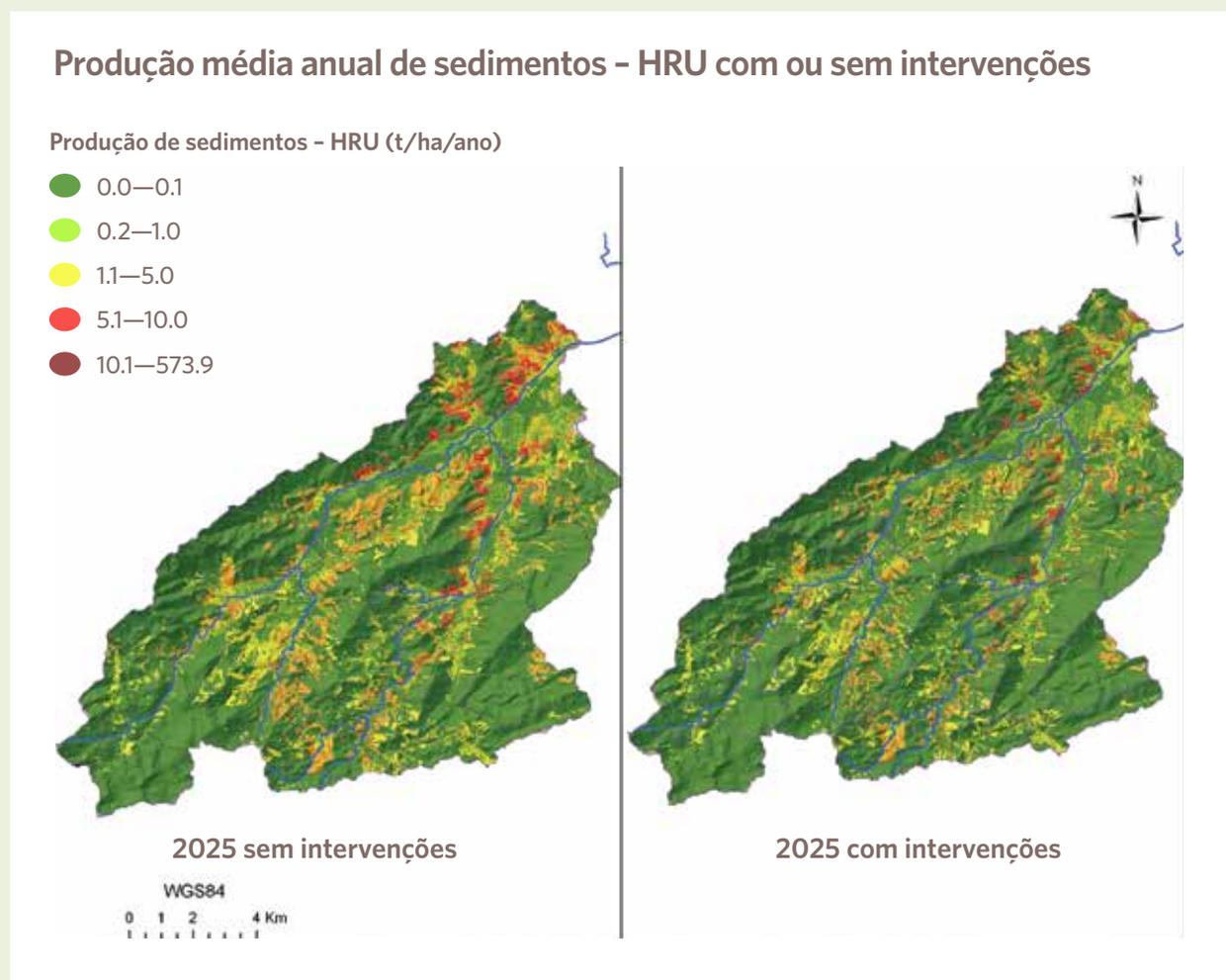


Figura 7 Produção anual de sedimentos modelada no cenário contrafactual (quadro à esquerda) e de intervenção (à direita)

4

Definição Das Áreas Prioritárias Para Intervenção

Programas de conservação de bacias como o Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú requerem uma definição precisa e custo-efetiva do portfólio de intervenções. Isto vale tanto para a definição das áreas dentro da bacia hidrográfica quanto para as intervenções que se pretende fazer (Duke et al. 2014). No caso deste projeto, o indicador usado para mensurar os benefícios decorrentes das intervenções foi a redução da concentração de STS na captação de água. No entanto, cabe mencionar que a modelagem da produção de STS proveniente especificamente das áreas prioritárias que recebem intervenções está fora do escopo da análise em função da carência de informações de características edáficas com a resolução espacial necessária.

Em vez da produção de STS, utilizou-se a informação da descarga de sedimentos de um local específico para representar a contribuição deste local para a redução da concentração de STS na captação. É pouco provável que este pressuposto venha a representar uma imprecisão indesejada na definição das áreas prioritárias, uma vez que se trata de uma bacia pequena desprovida de reservatórios. Julgou-se improvável a ocorrência de grande deposição de STS entre os locais das intervenções e a captação de água assumindo-se que qualquer remoção de STS ocorrerá essencialmente nas planícies aluviais ou em áreas de plantação de arroz ou piscicultura na parte baixa da bacia, afetando de modo igual a descarga de STS vinda de todas as áreas de intervenção.

Para definir as áreas prioritárias para restauração, foram consideradas inicialmente as áreas de pastagem e áreas sem cobertura vegetal, excluídas as estradas. Destas áreas foram então selecionadas as zonas ripárias e nascentes, considerando uma faixa de 30 metros em ambas as margens de um curso d'água e um raio de 50m em torno das nascentes. Estas áreas foram escolhidas por serem as mais importantes na prevenção do transporte de sedimentos para dentro dos cursos de água. Deste grupo de áreas excluímos todas parcelas cuja regeneração natural foi prevista pela análise do LCM até 2025. Do conjunto resultante de zonas ripárias e nascentes potencialmente restauráveis para as quais não está prevista a regeneração natural da floresta sem qualquer intervenção, foram definidas como prioritárias as áreas responsáveis pela maior descarga de sedimentos em 2012, de acordo com o modelo SWAT, até o limite definido pela atual capacidade de implementação de, aproximadamente, o que representou 326 ha até 2022.

Para definir as áreas prioritárias para conservação, foram consideradas inicialmente áreas de floresta nativa em 2012 que, segundo indicação do modelo LCM, tenderão a ser convertidas em outras classes de uso do solo em 2025. Em seguida foi quantificada a descarga de sedimentos destas áreas rodando o modelo SWAT calibrado sobre o cenário futuro (2025) sem o projeto, e selecionadas como áreas prioritárias para conservação, todas aquelas cuja descarga de sedimentos modelada foi superior a 10 t/ha/ano, resultando em 313 ha.

Resultados

PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS PARA AS INTERVENÇÕES

A Figura 8 mostra as áreas selecionadas para as atividades de restauração (326 ha) e conservação (313 ha) definidas com base na produção atual e futura de sedimentos, e nas estimativas de alteração no uso e cobertura do solo. A comparação dos dois cenários revela que as intervenções tendem a reduzir substancialmente a produção de sedimentos nas áreas de maior contribuição previstas no cenário 2025 sem intervenções. No entanto, a persistência de áreas com grande contribuição para sedimentação no cenário 2025 com intervenções (áreas em vermelho vivo e vermelho escuro no quadro à direita da Figura 7) indica a possibilidade de incremento de áreas prioritárias para reduzir ainda mais a descarga de sedimentos.



Figura 8: As áreas prioritárias para intervenções projetadas sobre o cenário contra-factual de uso e cobertura do solo em 2025 considerando o potencial de contribuição para sedimentação



Estimativa dos benefícios

Para estimar os benefícios do projeto, foi desenvolvido o cenário futuro (2025 com intervenções) para avaliar o impacto da redução da concentração de STS decorrente das ações de restauração e conservação na captação de água. (Veja no Apêndice Tabela A1 os detalhes dos cálculos dos custos operacionais da estação de tratamento relacionados aos sedimentos.)

Ao estimar o valor da redução da concentração de sedimentos na água captada, foi feita a distinção entre o período de pico de demanda (alta temporada, dezembro-março) e o restante do ano (abril-novembro). Esta distinção é importante no caso do projeto porque nos meses da baixa temporada não há demanda para abastecimento adicional de água. A menor perda de água devido à redução das cargas de STS, com a consequente diminuição da geração de lodo na bacia de sedimentação da ETA e da menor necessidade de retro lavagem de filtros, terá reflexo na diminuição da necessidade de captação de água pela ETA, e não para aumentar a sua produção. Tal redução da captação resultaria em economia de energia devido à redução no bombeamento da água captada para a ETA, redução da aplicação de coagulantes e floculantes e redução do descarte de lodo.

Em contraste, durante os meses de pico, quando a oferta excedente chega quase a zero, e um ou ambos os municípios enfrentam ameaça de desabastecimento, assume-se que o volume de água que deixa de ser usado para retro lavagem dos filtros seja utilizado para aumentar a produção de água potável, permitindo, assim, manter uma infraestrutura de armazenamento de curto prazo em seu nível máximo como salvaguarda contra déficits extremos de abastecimento. Assim, durante os meses de pico, o valor da redução da concentração de sedimentos, somado à redução dos custos de tratamento, inclui também as receitas adicionais advindas do aumento da comercialização de água. Para os cálculos foi considerado o tipo atual de usuário (agosto de 2015) e preço marginal de água e esgoto ponderado pelo volume (automaticamente cobrados a 80 por cento do uso da água) correspondente a R\$ 6,08/m³ para estimar a receita adicional da EMASA resultante da redução da perda de água por retro lavagem na alta estação.

INCIDÊNCIA TEMPORAL DOS BENEFÍCIOS

A redução da concentração de STS modelada pelo SWAT para o cenário futuro representa o impacto total obtido uma vez que as intervenções (principalmente de restauração) tenham atingido plena funcionalidade ecológica. Esta funcionalidade e os impactos decorrentes sobre a concentração de STS na captação de água, não se materializam instantaneamente. Por um lado, porque as intervenções são implantadas ao longo do tempo, entre 2015 até 2022, até que todas as áreas prioritárias sejam abrangidas pelo projeto. E por outro lado, por que a funcionalidade ecológica, principalmente das áreas de restauração, também demanda tempo para atingir seu auge.

Para calcular a redução da concentração de STS obtida em um determinado ano, foi estimada primeiramente a proporção das reduções máximas ou totais de STS alcançadas em um determinado ano. A implementação de intervenções adicionais de conservação (313 ha) e restauração (326 ha) no período 2015- 2022 foi distribuída uniformemente ao longo destes anos.

No caso das intervenções de conservação de áreas, que já são floresta nativa mas cuja conversão em outro uso do solo foi prevista pelo modelo LCM até 2025, considerou-se que a funcionalidade ecológica (i.e., máxima redução de TSS no cenário contra factual) já é total no ano da implementação. As intervenções de restauração, entretanto, somente atingem total funcionalidade ecológica ao longo do tempo. Foi considerado que o impacto destas áreas de restauração sobre a concentração de STS é zero no ano da instalação, seguido de um aumento linear ao longo do 10º ano, quando se assume que a funcionalidade total tenha sido alcançada. Em função deste lapso temporal entre intervenção e resultado, foi considerado que o impacto total de toda a extensão de restauração seja atingido no 19º ano do programa (2033).

Resultados

BENEFÍCIOS ESTIMADOS

REDUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS EM SUSPENSÃO (STS) NA CAPTAÇÃO DE ÁGUA

Uma vez que todas as intervenções estejam implementadas e tenham atingido sua plena funcionalidade ecológica, estima-se que as concentrações médias anuais de STS na captação de água sejam reduzidas em 14% (de 92 mg•l⁻¹ para 79 mg•l⁻¹) em comparação com o cenário contra factual (sem projeto). A redução anual média na concentração de STS entre 2015 a 2045, ponderada pelo volume de água captada, foi estimada em 11 mg•l⁻¹.

CUSTOS DE TRATAMENTO EVITADOS E REDUÇÃO DA PERDA DE ÁGUA ATRIBUÍVEIS AO PROJETO

Foi estimado que no período 2015-2045 o Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú pode gerar benefícios médios anuais relacionados à redução de sedimentos equivalentes a US\$ 194.000 (Tabela 1). As perdas de receita na alta temporada resultantes da água usada na lavagem de filtros representam a maior parcela dos benefícios (76 por cento). A economia de produtos químicos (14 por cento) e a redução do custo de disposição de lodo gerado (6 por cento) também têm impacto importante na redução de custos da estação de tratamento de água.

BENEFÍCIO	IMPACTO MÉDIO ANUAL, 2015-2045	
	Quantidade	Valor (2014 US\$)*
Perda de água evitada na alta estação, m³	77.400	147.000
Economia de produtos químicos, PACl ¹ , kg	73.400	27.800
Economia de produtos químicos Polímero kg :	150	560
Bombeamento evitado durante a baixa estação (para/dentro da ETA), kWh	77.600	6.100
Dragagem evitada, m³	110	1.050
Redução do volume de lodo seco para aterros, t	640	12.000

* Não descontado ¹ Policloreto de alumínio

Tabela 1: Impacto anual estimado do Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú na estação de tratamento de água, 2015-2045

6

Custos do Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú

Foram compilados todos os custos de cada atividade do projeto até o presente, e projetados custos anuais futuros, tomando por base a cronologia de implantação planejada para cada atividade do projeto. Dentre estas atividades estão considerados estudos hidrológicos; socioeconômicos; análise de viabilidade econômica; planejamento, coordenação, gestão e comunicação; engajamento de proprietários rurais, desenvolvimento de projetos técnicos e contratos; planejamento e implementação das intervenções (recuperação e conservação); pagamentos por serviços ambientais; e monitoramento de resultados do projeto.

No cálculo das métricas de retorno do investimento (ROI), foi feita a distinção entre o custo total do projeto e os custos incorridos pela EMASA. O custo total inclui os investimentos feitos pelos parceiros do projeto como, por exemplo, a TNC, a EPAGRI-CIRAM e ambas as prefeituras. Ambas as medições do ROI são informativas: o ROI da EMASA permite a avaliação do estudo de caso específico sobre os investimentos feitos pela empresa no projeto como medida de controle de sedimentos, enquanto o ROI mais amplo indica se o programa é justificável do ponto de vista econômico, com base nos benefícios resultantes do controle de sedimentos.

Resultados

CUSTOS DO PROJETO

A composição geral de custos do projeto é distribuída de modo desigual, sendo concentrados nas etapas iniciais (Figura 9), com 65 por cento dos custos totais até 2045 incorridos até 2023. A implementação das intervenções de restauração e conservação e os pagamentos por serviços ambientais representam menos da metade (47 por cento) do custo total do programa.

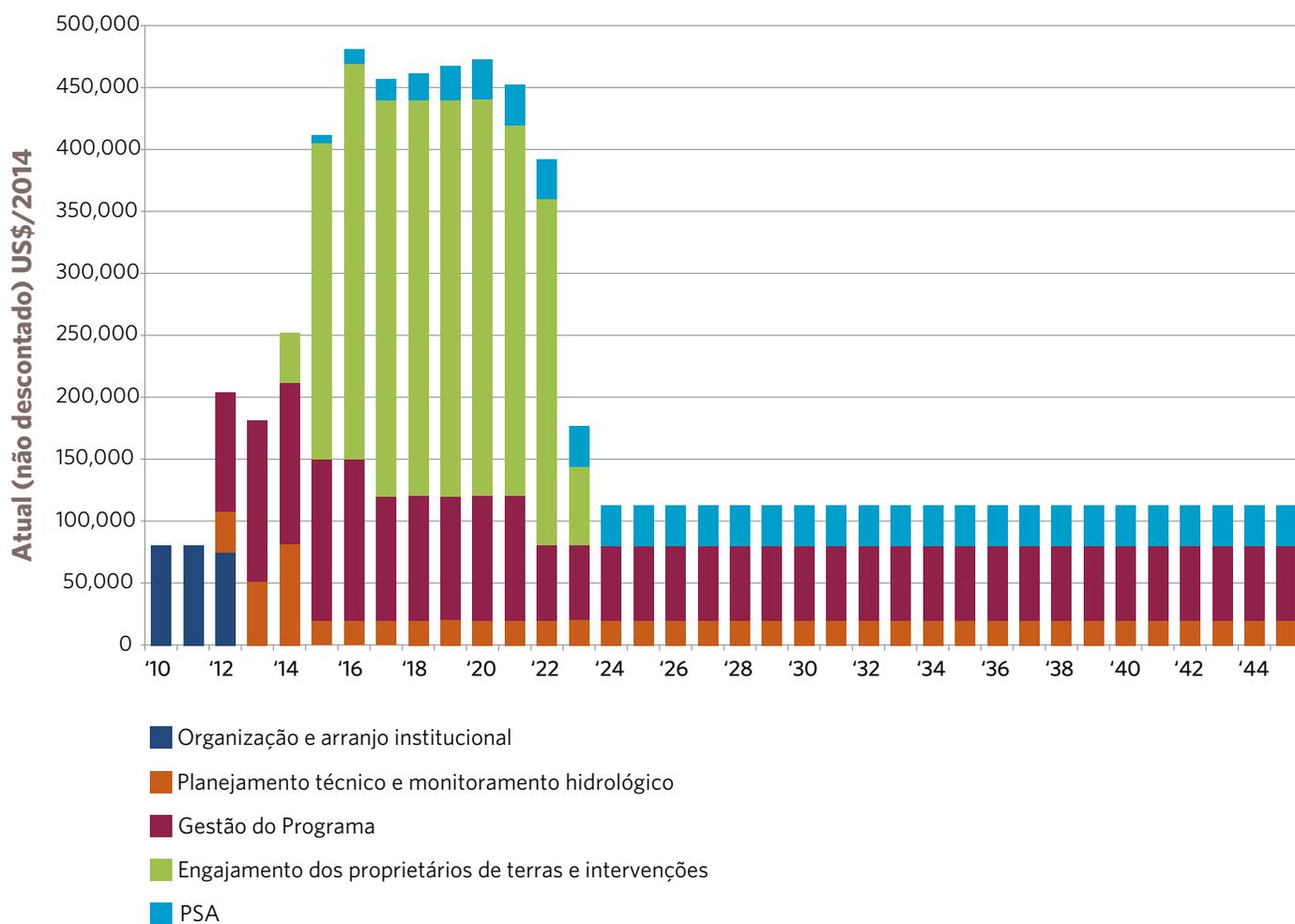


Figura 9: Composição de custos do projeto por componente principal

Cálculo do ROI



Três métricas foram calculadas para analisar o retorno do investimento do Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú, tanto para a EMASA como para o programa em geral: 1) Custo-benefício da redução de STS, expresso como redução média de STS em mg/l/ano na água captada por milhão de US\$ (preços de 2014) investido no projeto; 2) média de kg de STS removidos da água captada por dólar investido; e 3) a razão custo/benefício ou ROI monetizado, calculada dividindo-se o valor monetário das reduções de STS na água captada pela ETA pelo custo do projeto.

Além da redução da sedimentação, o projeto também gera co-benefícios de grande interesse para os dois municípios: a redução potencial do risco de enchentes e a redução potencial do risco de desabastecimento de água durante a alta temporada devido à redução da vazão do rio na ausência de reservação de água na bacia.

Essas externalidades positivas justificam o compartilhamento dos custos do projeto entre todos os beneficiários. Isto é factível de duas formas: considerando-se o custo de conservação da bacia como um componente dos custos operacionais da EMASA a ser considerado na metodologia de cálculo da tarifa que os usuários pagam pela água, ou instituindo-se uma taxa aplicada ao turista durante a alta temporada. As duas opções se justificam: a primeira porque os benefícios da redução dos riscos de falta de água e do risco de enchentes atingem a todos os cidadãos; a segunda porque uma grande parte dos benefícios da redução do risco de desabastecimento se aplica aos visitantes que, durante a alta temporada, chegam a representar três quartos da população total dos dois municípios.

Ao definir as métricas para cálculo do retorno do investimento, todos os custos e benefícios futuros do projeto foram descontados ao valor presente de 2014 (VP) empregando a taxa de desconto social brasileira equivalente a 3,85% (Fenichel et al. 2016). As taxas de desconto social, em oposição às taxas de mercado, são geralmente usadas na avaliação de projetos de longo prazo financiados por governos ou agências de desenvolvimento (Arrow et al. 2013).

O horizonte temporal de 30 anos foi usado para garantir ampla comparabilidade entre as estimativas de custo-benefício do projeto e de investimentos convencionais em infraestrutura no setor de saneamento, cuja vida útil econômica é de 15-25 anos (sistemas mecânicos e elétricos da estação de tratamento e estações de bombeamento a 60-70 anos (estruturas de concreto) (US EPA 2002).

As estimativas de retorno de investimento consideraram somente as intervenções futuras de conservação e recuperação (2015 em diante). Embora as intervenções já existentes (39 ha de recuperação; 55 ha de conservação), implementadas até 2014, tenham sido selecionadas com base na priorização para redução de sedimentação e o cálculo do pagamento por serviço ambiental tenha seguido o método aqui descrito, sua incorporação ao projeto não considerou os cenários de mudança de UCS. Portanto, essas primeiras intervenções não foram consideradas nas estimativas de impactos hidrológicos e de custo.

Resultados

ROI DO PROJETO PRODUTOR DE ÁGUA DO RIO CAMBORIÚ

A análise realizada neste estudo indica que se o projeto fosse analisado exclusivamente como uma medida de controle de sedimentos na estação de tratamento de água, o retorno do investimento seria menor do que um, em um horizonte temporal de 30 anos. Esta constatação é válida tanto se for considerada a composição total de custos do projeto (contabilizando investimentos da EMASA e parceiros), quanto para o caso de se considerar somente os investimentos da EMASA (Tabela 2). O mesmo segue válido ainda que a redução nas perdas de água na baixa temporada, resultante da redução das concentrações de sedimentos na água captada, tivesse sido considerada para reduzir as dimensões da recente expansão da capacidade da estação de tratamento de água (veja Cenário 2 na Tabela 2).

No entanto, considerando o perfil temporal de custos, concentrados na fase inicial do projeto em oposição aos benefícios que aumentam com o passar dos anos, este resultado é bastante sensível ao horizonte temporal do estudo.

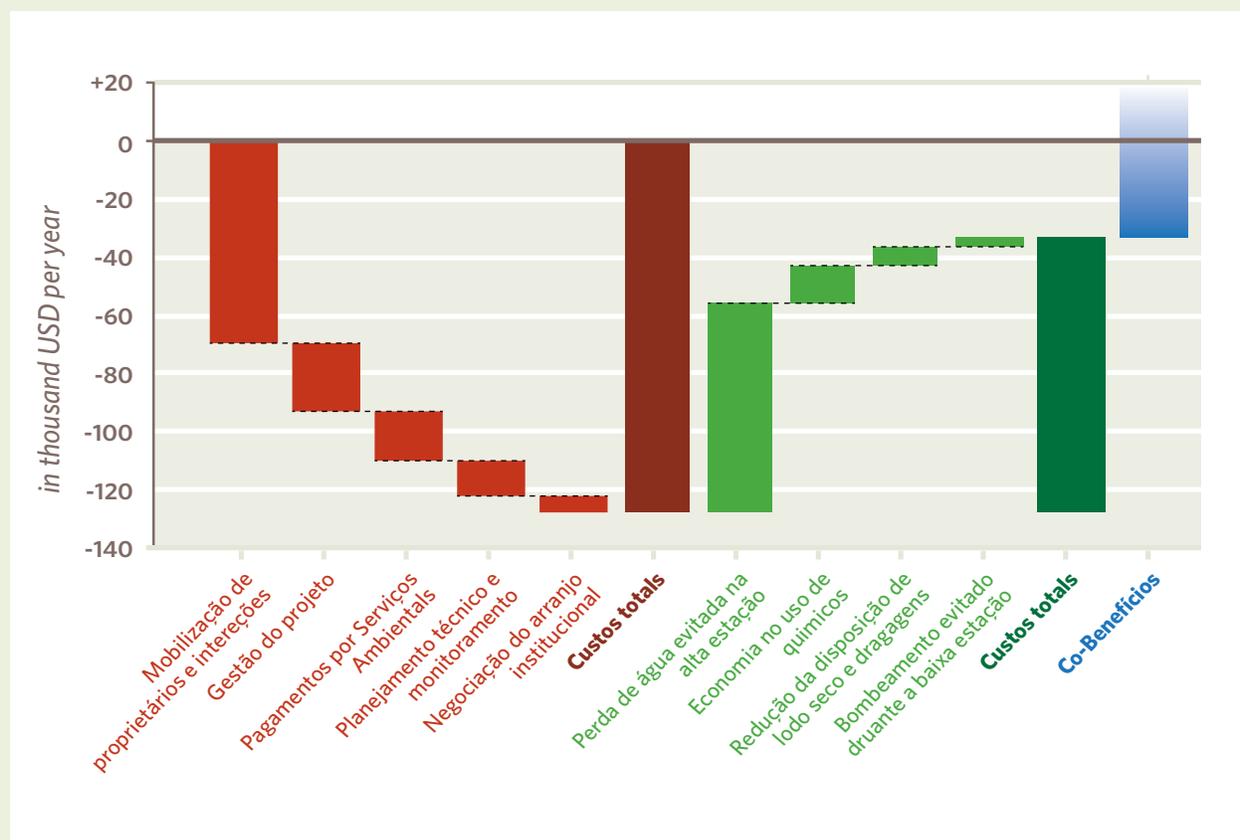


Figura 10: Comparação entre os valores da composição anual de custos e dos benefícios estimados, descontados ao valor presente considerando um período de 30 anos e usando a taxa de desconto social de 3,85%. Valores dos co-benefícios não foram quantificados nesta análise.

Tabela 2: Resultados estimados nos cálculos do ROI do Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú exclusivamente como medida de controle de sedimentação na captação de água, 2015-2045

ROI do	Cenário	mg STS/L/ano por milhão \$	kg TSS por \$	B/C
Programa em geral	1	2.1	1.70	0.59
	2	2.2	1.78	0.63
EMASA	1	2.8	2.24	0.77
	2	3.0	2.39	0.83

Nota: Todos os valores em dólar no valor presente são referentes à 2014 aplicando-se uma taxa de desconto de 3,85% por ano.

¹Redução média da concentração de STS durante um período de 30 anos por milhão de dólares (valor presente) investido no mesmo período

Outra observação necessária é que somente os benefícios associados à diminuição da quantidade de sedimentos estão refletidos nas métricas adotadas. A conservação da biodiversidade, a redução do risco de desabastecimento durante a alta estação e do risco de enchentes são tratadas como co-benefícios cuja quantificação está fora do escopo desse estudo.

COMPARAÇÃO COM OUTRAS ESTIMATIVAS DE BENEFÍCIOS DA CONSERVAÇÃO DE MANANCIAS

A estimativa de benefícios realizada neste estudo está em alinhamento com as limitadas referências disponíveis na literatura sobre o impacto de STS nos custos de operação de ETAs. De acordo com a análise aqui realizada, uma vez que as intervenções em campo alcancem a total funcionalidade para redução de STS - neste caso estimada para ocorrer em torno do ano de 2032 - a redução estimada em 14% na concentração de STS na captação de água representa uma redução da ordem de 4% nos custos operacionais da ETA (US\$ 0,21/m³).

Para comparação, McDonald e Shemie (2014) reportam que, numa amostra de mais de 100 cidades nos Estados Unidos que dependem exclusivamente de fontes superficiais de abastecimento, uma redução de 10% na concentração de sedimentos resulta em média numa redução de 2,6% nos custos de operação e manutenção da ETA (excluídos custos de bombeamento, infraestrutura de distribuição e custos de dragagem).

De modo semelhante, usando o modelo hidrológico OTTER calibrado em quatro ETAs, Grantley et al. (2003) estima que uma redução de 25% na concentração de STS e de 15% na carga orgânica total podem levar a uma redução de 5% nos custos de tratamento, incluindo o uso de produtos químicos, disposição final de resíduos e consumo de energia para bombeamento. As estimativas de ambos os casos (McDonald e Shemie's (2014) e Grantley et al. (2003)) estão em alinhamento com as deste estudo.

Fatores Que Influenciam o ROI

Embora esta análise indique que o programa teria um ROI < 1 se este for considerado exclusivamente como uma medida de controle da quantidade de sedimentos, isto não significa que o programa não faz sentido do ponto de vista econômico para os diversos beneficiários ou para a EMASA em particular.

As estimativas do ROI aqui encontradas são influenciadas por vários pressupostos essenciais. Dentre eles temos:

- 1** O horizonte temporal e a taxa de desconto adotados;
- 2** A ausência de quantificação dos co-benefícios gerados pelo programa, que incluem a redução do tempo de escoamento na bacia e consequente redução do risco de desabastecimento na alta temporada, a redução do risco de enchentes e a conservação da biodiversidade. Estas são externalidades positivas que afetam o cenário econômico mais amplo do programa e, na medida em que sejam internalizadas, afetam positivamente o estudo de caso específico da conservação da bacia para EMASA, em comparação com as alternativas de infraestrutura cinza;
- 3** A escala da intervenção;
- 4** A tendência conservadora usada nas estimativas dos benefícios resultantes da redução da quantidade de sedimentos;
- 5** A contabilização completa dos custos de transação.

1. HORIZONTE TEMPORAL E TAXA DE DESCONTO UTILIZADA NA ANÁLISE

Pelo aspecto temporal é preciso considerar o tempo necessário para que as intervenções de restauração e conservação do manancial atinjam a máxima funcionalidade no controle da exportação de sedimentos, bem como o fato de o ritmo de implementação das intervenções estar distribuído ao longo de um período de oito anos. Devido a isto, nos primeiros anos os benefícios resultantes da redução dos sedimentos são limitados, mas mostram um aumento significativo ao longo do tempo. De um total estimado em menos de US\$ 9.000 em 2015 (resultantes da prevenção de conversão da floresta) o valor dos benefícios aumenta até US\$ 313.000 em 2045 (valores não descontados ao valor do dólar em 2014). As projeções indicam que, em 2024, os benefícios anuais da redução da quantidade de sedimentos deverão exceder os custos anuais (Figura 10). Nos anos anteriores, o programa gera custos líquidos associados à implementação do programa (custos de transação) que antecedem a geração de benefícios.

Em virtude do perfil temporal invertido de custos e benefícios, a análise de horizontes temporais mais longos aumenta o retorno do investimento, uma vez que se está incluído mais anos nos quais o programa gera benefícios líquidos. Neste caso, o ROI para a EMASA ficará acima de 1 se o horizonte temporal for prolongado por 14 anos (de 2045 a 2059) ou mais.

Pelo mesmo motivo, a aplicação de taxas de desconto mais elevadas levará a uma redução do ROI e, por outro lado, taxas mais baixas resultarão no seu aumento. Se a EMASA fosse uma empresa privada, e não uma empresa municipal, a taxa de desconto seria baseada no custo de capital ou na taxa de retorno de investimentos concorrentes, e provavelmente excederia a taxa utilizada em nossa análise.

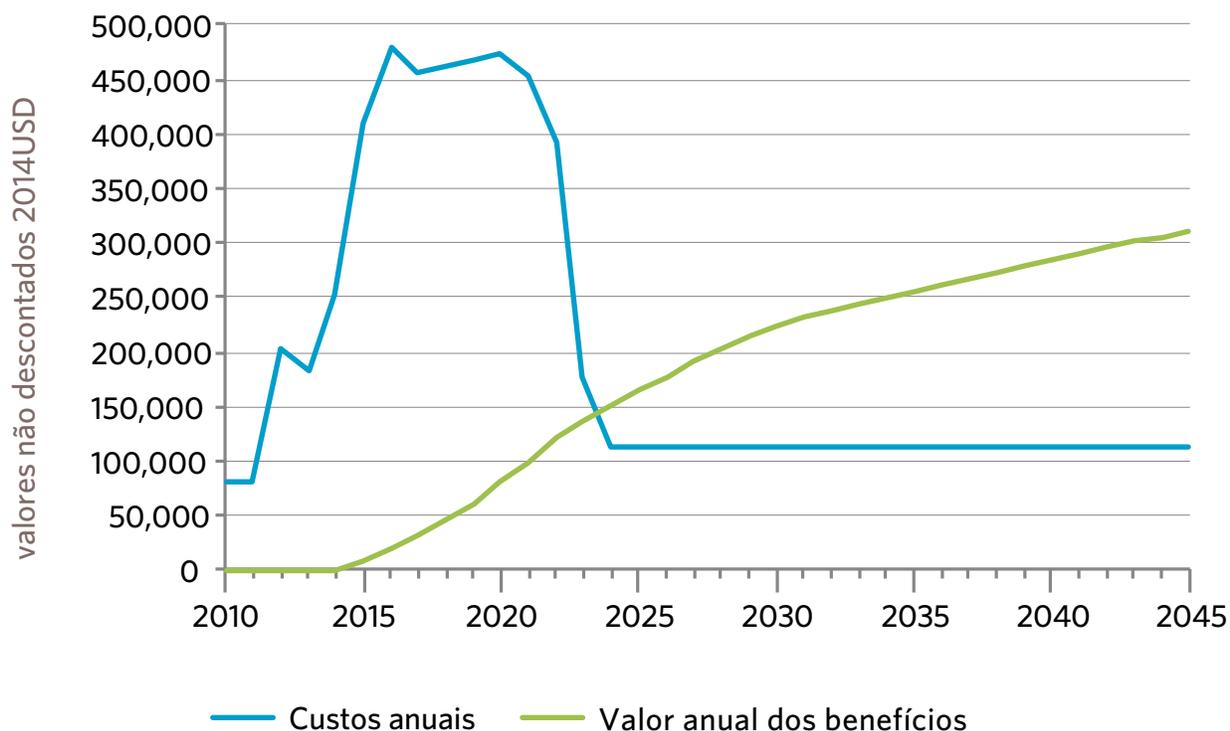


Figura 10: Perfil temporal dos custos e benefícios da redução da quantidade de sedimentos

Neste estudo foram priorizadas áreas para conservação com base na probabilidade de conversão de áreas de floresta nativa em outro uso do solo em um determinado momento no futuro (2025, neste caso). Como esta priorização foi baseada na modelagem usada, áreas podem ficar de fora da priorização resultando na ausência de proteção de determinados locais que, num horizonte temporal mais longo, poderiam melhorar o resultado de redução de STS. Esta alteração do horizonte temporal da análise poderá vir a afetar o portfólio “ideal” de intervenções. Embora não seja surpreendente, isto faz com que a escolha do horizonte temporal seja extremamente importante, e poderá justificar a inclusão deste parâmetro em uma análise de sensibilidade.

2. CO-BENEFÍCIOS

O Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú gera importantes co-benefícios além da redução da concentração de sedimentos na captação da água. Em função destes benefícios adicionais, o ROI geral do programa tende a ultrapassar substancialmente o ROI resultante unicamente do controle de sedimentos. Esta discrepância entre o cenário econômico mais amplo e o estudo de caso (business case) específico para um objetivo ou investidor em particular, não é surpreendente nem específico para o caso em análise, mas assinala a importância da definição criteriosa do escopo das análises de retorno de investimento e da interpretação de seus resultados.

Dois co-benefícios em específico no caso em análise causam tal discrepância entre o cenário econômico amplo e o estudo de caso específico, isto sem considerar os benefícios da conservação da biodiversidade. São eles: (1) a potencial redução do risco de enchentes e (2) a potencial redução do risco de estiagens que impactem o abastecimento de água.

Em 2022, o projeto aumentará a cobertura florestal em cerca de 5% da área da bacia a montante do ponto de captação da EMASA. É esperado que isto tenha influência tanto no aumento da infiltração da água na bacia quanto na redução do escoamento superficial. O aumento do tempo de permanência da água na bacia e a consequente regulação de vazão pode se manifestar tanto em eventos de intensa precipitação, reduzindo o risco de cheias, como durante os períodos de secas elevando a vazão de estiagem. A modelagem hidrológica aplicada sobre o cenário futuro com intervenções indica uma redução nos níveis de pico de vazão em cerca de 3% (> 12 cm no ponto de monitoramento da EMASA na entrada), e um aumento do nível do rio na vazão de estiagem em cerca de 0,4% (< 2 cm na entrada da EMASA). Embora, em termos relativos, tais impactos sejam limitados, eles têm valor econômico.

A mitigação de riscos é por si só uma justificativa adequada para a realização de investimentos diversificados em infraestrutura verde, incluindo ações de conservação do manancial. Ainda que, sem uma análise detalhada, seja impossível quantificar a relação entre o valor da redução dos riscos em questão e o valor da redução dos custos de operação da estação de tratamento de água e dos custos de capital quantificados nesta análise, evidências apontadas em outros estudos sugerem que esta relação pode ser substancialmente positiva. Sabe-se que o valor da garantia de abastecimento de água ou da redução do risco de inundações depende muito do contexto local. Porém, ainda que os valores para o caso do rio Camboriú fossem uma ordem de grandeza menor do que a relatada para outras cidades do Brasil e da América do Sul (ex. Zapata et al. 2012; Machado et al. 2014; Fuks and Chatterjee 2008), tais valores ainda suplantariam o valor associado à redução de sedimentos na captação de água.

A importância da redução dos riscos de abastecimento e de ocorrência de inundações é especialmente significativa no caso do Balneário Camboriú, devido à relevância dos setores de turismo e imobiliário para a economia do município e à presença de destinos turísticos alternativos ao longo da costa Atlântica Sul do Brasil.

Os co-benefícios em questão afetam positivamente e são do interesse de diversos atores do comércio local, de moradores e de visitantes, seja diretamente, ou através da redução de despesas do município com eventuais reparos de danos resultantes de inundações ou investimentos em infraestrutura de armazenamento de água.

Assim, o compartilhamento de custos do projeto entre todos os beneficiários é plenamente justificado. Isto pode ser alcançado através da incorporação dos custos de conservação da bacia à composição de custos da tarifa de água municipal. Alternativamente, com base no princípio de que a maioria dos benefícios da redução do risco de falhas no abastecimento beneficia aos turistas durante a alta temporada – quando a demanda é pressionada ao máximo e os turistas chegam a representar três quartos da população total – o compartilhamento dos custos poderia acontecer através da cobrança de uma taxa de conservação da bacia durante a alta estação.

A incorporação de todos os custos de conservação da bacia na tarifa de água eleva o ROI do programa acima de 1 e, se compartilhada entre todas as categorias de consumo (residencial, comercial, industrial), representa apenas R\$0,02/m³ (US\$ 0,005/m³) – menos de 0,4% da tarifa paga atualmente pelos usuários. Este valor equivale em média a R\$ 4,00 (US\$ 1,25) por domicílio por ano ou, seguindo a opção alternativa, R\$0,45 (US\$ 0,15) por visitante na alta estação. Este mecanismo se justifica desde que o valor combinado da redução do risco de enchentes e da redução do risco da falta de água seja de pelo menos R\$265.000 (US\$ 88,000) por ano (R\$430.000/ano durante o período 2015-2045 em valores não descontados).

3. ESCALA DAS INTERVENÇÕES

Neste estudo é pressuposto que o atual ritmo de implantação do projeto siga inalterado até 2022, quando é esperado que a maioria dos proprietários de terra com áreas prioritárias tenham sido engajados e as intervenções implantadas. Isto resulta em mais de 50 ha de áreas com uma alta contribuição na carga de sedimentos que permanecem sem ser abordadas (áreas vermelhas no quadro à direita da Figura 7). Uma vez que os custos de transação representam uma fração significativa dos custos totais do programa e já que muitos desses custos de transação independem da extensão total de intervenções, ou ao menos não aumentam proporcionalmente, o ROI do programa pode ser incrementado através da expansão das intervenções, incluindo também estas áreas prioritárias restantes. Por exemplo, aumentar as áreas totais de conservação e restauração em 10% (64 ha) aumentaria o custo total do programa em 6%, enquanto os benefícios teriam um aumento próximo de 10%.



4. ESTIMATIVAS CONSERVADORAS DOS BENEFÍCIOS

Alguns benefícios como, por exemplo, a redução nos custos de manutenção da ETA, resultante da redução da carga de sedimentos, ou a redução da demanda de tratamento de água fora dos meses de pico, resultante da menor perda de água na limpeza dos filtros, não foram considerados neste estudo. Esta omissão gera uma tendência de baixa nas estimativas de benefícios e, conseqüentemente, reduz as estimativas do ROI. Os custos de manutenção podem não ter correlação direta com a concentração de STS e a produção de água na ETA e esta estimativa está além do escopo desse estudo. Porém, se a redução anual estimada de 14% na concentração de STS na água captada durante o período 2015-2045 for suficiente para aumentar a vida útil da ETA, as nossas estimativas de benefícios terão sido bastante conservadoras e seguirão uma tendência de baixa.

5. CONTABILIZAÇÃO COMPLETA DE CUSTOS DE TRANSAÇÃO

Os custos de transação do Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú representam mais de 50 por cento do custo total do projeto. Custos de transação são aqueles referentes à organização do arranjo institucional, planejamento técnico (estudos hidrológicos, jurídicos, socioeconômicos, etc.), mobilização e engajamento de proprietários, monitoramento hidrológico e administração do projeto. Poucas são as referências encontradas na literatura acerca dos custos de transação de programas de Pagamentos por Serviços Ambientais, e as que abordam o assunto, tendem a subestimá-lo (Finney 2015).

No projeto em análise, a maior fração dos custos de transação é, em parte, explicada pelos detalhados estudos de viabilidade que embasam o projeto; pela organização e coordenação de um robusto e diverso grupo técnico e gestor; pelo investimento na definição precisa de áreas prioritárias para investimentos; e pelo monitoramento hidrológico dos resultados. Todavia, todos estes são investimentos importantes para o bom desempenho de projetos desta natureza e, por este motivo, foram contabilizados de forma realista e compreensiva nesta análise.





© Claudio Klemz/TNC

Conclusão

Este estudo indica que o Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú é uma ferramenta eficaz para a redução da concentração de STS na captação de água da EMASA. Através de um refinado método de definição de áreas prioritárias para restauração e conservação, baseado em custos e benefícios, o projeto estabelece um foco específico nas porções da bacia que trarão a maior contribuição em termos de redução de carga de sedimentos. Ao intervir em cerca de 5% da área da bacia a montante da captação, estima-se que o projeto resultará numa redução de 14% na concentração de STS que entra na estação de tratamento, uma vez que as intervenções de infraestrutura verde atinjam plenamente sua funcionalidade ecológica.

No entanto, apesar da definição eficiente de alvos para conservação na bacia, os resultados esperados vêm associados a um custo substancial, resultante da combinação dos custos de transação e de uma parcela importante de intervenções na forma de restauração ativa de áreas degradadas. Os custos de transação incluem:

- Uso de sofisticadas análises dos padrões de mudança de uso e cobertura do solo e de modelos hidrológicos cujo objetivo é garantir a adicionalidade dos impactos;
- Organização de um robusto grupo técnico composto por uma diversidade de parceiros e a gestão participativa do projeto através do Grupo Gestor;
- Intensa atividade de mobilização e engajamento de proprietários rurais e planejamento individualizado de intervenções em cada propriedade;
- Constante trabalho de articulação para conscientizar o público em geral a respeito do projeto e seus objetivos e para garantir apoio político dos tomadores de decisão;
- Monitoramento hidrológico contínuo para avaliação dos impactos do projeto.

Todas essas atividades são necessárias para garantir a eficácia, uma boa relação custo-benefício e a sustentabilidade do programa no longo prazo. É importante notar que embora o custo do Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú pareça elevado em comparação a outros projetos de conservação de mananciais, isto resulta, em grande parte, do fato de que a maioria das análises não contabiliza a totalidade dos custos de transação. As estimativas de custo do Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú levantadas neste estudo representam uma perspectiva realista dos custos incorridos por projetos similares em regiões semelhantes e com objetivos análogos.

Em contraste com a grande concentração de custos na fase inicial do projeto, os benefícios decorrentes da redução da concentração de STS na estação de tratamento de água aumentam com o passar do tempo, sendo dependentes do completo desenvolvimento da funcionalidade ecológica das intervenções.

A combinação de custos antecipados e benefícios que começam limitados e aumentam gradativamente ao longo do tempo resulta num ROI < 1 se considerado um período de 30 anos. No entanto, o retorno do investimento da companhia de água na conservação da bacia é positivo num período superior a 43 anos.

O projeto também gera importantes co-benefícios para a população, tanto para moradores como para turistas e também para a economia local na forma de redução do risco de enchentes e redução do risco de déficit no abastecimento de água durante a alta temporada. Considerando que o turismo é um setor essencial para a economia local, os co-benefícios mencionados contêm grande valor econômico intrínseco para estes beneficiários. Isto justifica a participação dos beneficiários no compartilhamento dos custos do projeto. Tal compartilhamento faz a conexão entre o estudo de caso específico (business case) para a companhia de água e o cenário econômico mais amplo de conservação do manancial. A incorporação do custo da conservação do manancial na estrutura tarifária da água – um valor correspondente a apenas 0,4% dos encargos médios cobrados atualmente – representa uma forma justa e de menor custo de transação para prover tal compartilhamento de custos. Por reconhecer os benefícios diretos e indiretos (co-benefícios) do projeto, a Agência Reguladora dos Serviços Públicos de Santa Catarina (ARESC) está concluindo o processo de revisão periódica da estrutura tarifária de água e incorporou os custos de conservação da

bacia à composição geral de custos de operação das companhias de água por ela reguladas no estado de Santa Catarina.

Embora o Projeto Produtor de Água do Rio Camboriú contribua para postergar a necessidades investimentos em infraestrutura cinza e que pudesse até mesmo ter evitado uma parte do projeto de expansão da estação de tratamento de água em estudo, não é correta a expectativa de que ele seja capaz de garantir que todas as demandas de abastecimento sejam atendidas no longo prazo. Desta forma, o projeto é um exemplo de como a infraestrutura verde pode complementar a infraestrutura cinza com investimentos muito menores, adotando o princípio da precaução.

Os resultados encontrados neste estudo têm grandes chances de refletirem o potencial de retorno de investimento de muitos outros projetos de proteção de mananciais. O modelo de estação de tratamento de água existente em Balneário Camboriú é semelhante ao encontrado em muitos outros locais do Brasil. Assim, é esperado que programas que resultem em reduções comparáveis de STS em bacias desprovidas de reservatórios devam gerar resultados semelhantes de redução de custos de tratamento de água. Os benefícios podem diferir no caso de companhias que utilizem outros modelos de estações de tratamento ou que já adotem a recuperação de água do lodo gerado. Portanto, a transferibilidade das estimativas de benefícios encontradas neste estudo para outras bacias hidrográficas ou estações de tratamento de água dependerá muito do tamanho da bacia em questão e da fração da vazão do rio que é captada pela estação de tratamento: quanto maior a bacia, maior será o escopo das intervenções necessárias (McDonald and Shemie 2014); quanto menor a fração da vazão captada pela ETA, menores serão os benefícios relativos aos custos.

Independente das constatações deste estudo de caso serem ou não transferíveis para outros projetos similares, elas trazem uma recomendação muito clara: programas de conservação de mananciais devem identificar e focar em impactos e serviços ambientais “auxiliares” de alto valor que também beneficiem outras partes que não os beneficiários diretos do programa. A quantificação criteriosa do valor econômico destes benefícios adicionais ou co-benefícios facilitará a internalização destes valores na estrutura financeira do programa propiciando o compartilhamento dos custos de transação entre todos os beneficiários. Isto resultará num estudo de caso (business case) mais consistente e compreensivo.



Referências

- Alcott, E., Ashton, M.S., and Gentry, B.S. (eds). (2013). *Natural and Engineered Solutions for Drinking Water Supplies: Lessons from the Northeastern United States and Directions for Global Watershed Management*. Boca Raton: CRC Press. 303 pp.
- Anderson, C.J., and Lockaby, B.G. (2011). The effectiveness of forestry best management practices for sediment control in the Southeastern United States: A literature review. *Southern Journal of Applied Forestry* 35(4):170-177.
- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Mutiah, R.S., and Williams, J.R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 34(1):73-89.
- Arrow, K., Cropper, M., Gollier, C., Groom, B., Heal, G., Newell, R., Nordhaus, W., Pindyck, R., Pizer, W., Portney, P., Sterner, T., Tol, R.S.J., and Weitzman, M. (2013). Determining benefits and costs for future generations. *Science* 341:349-350.
- Balmford, A., Gaston, K.J., Blyth, S., James, A., and Kapos, V. (2003). Global variation in terrestrial conservation costs, conservation benefits, and unmet conservation needs. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100(3):1046-1050.
- Banco Central do Brasil. (2015). Economic Indicators. Chapter III – Financial and capital markets: Effective interest rates. 7 October 2015. Online at <http://www.bcb.gov.br/?INDICATORS>. Last accessed 13 October 2015.
- Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social. (2013). *Programa para Redução da Emissão de Gases de Efeito Estufa na Agricultura – Programa ABC* (BNDES, Rio de Janeiro, 2013; http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/bndes/bndes_pt/Institucional/Apoio_Financeiro/Programas_e_Fundos/abc.html).
- Banks-Leite, C., Pardini, R., Tambosi, L.R., Pearse, W.D., Bueno, A.A., Bruscagin, R.T., Condez, T.H., Dixo, M., Igari, A.T., Martensen, A.C., and Metzger, J.P. (2014). Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science* 345 (6200):1041-1045.
- Baptista, S.R. (2008). Metropolitanization and forest recovery in southern Brazil: A multiscale analysis of the Florianópolis city-region, Santa Catarina State, 1970 to 2005. *Ecology and Society* 13(2):5. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art5>
- Baptista, S.R., and Rudel, T.K. (2006). A re-emerging Atlantic forest? Urbanization, industrialization and the forest transition in Santa Catarina, southern Brazil. *Environmental Conservation* 33:195-202.
- Bennett, G., and Carrol, N. (2014). *Gaining Depth: State of Watershed Investment 2014*. Washington, D.C.: Forest Trends Ecosystem Marketplace. 127 pp
- Bennett, E.M., Peterson, G.D., and Gordon, L.J. (2009). Understanding relationship among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12(12):1394-1404.
- Betrie, G.D., Mohamed, Y.A., van Griensven, A., and Srinivasan, R. (2011). Sediment management modelling in the Blue Nile Basin using SWAT model. *Hydrological Earth Systems Science* 15(3):807-818, doi:10.5194/hess-15-807-2011.
- Bishop, R.C. (1978). Endangered species and uncertainty: The economics of a safe minimum standard. *American Journal of Agricultural Economics* 60(1):10-18.
- Blackman, A. (2013). Evaluating forest conservation policies in developing countries using remote sensing data: An introduction and practical guide. *Forest Policy and Economics* 34:1-16.
- Boyd, J., Epanchin-Niell, R., and Siikamäki, J. (2012). Conservation Return on Investment Analysis: A Review of Results, Methods, and New Directions. Resources for the Future Discussion paper 12-01.
- Boyd, J., and Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63:616-626.
- Brown, T.C., Bergstrom, J.C., and Loomis, J.B. (2007). Defining, valuing and providing ecosystem goods and services. *Natural Resources Journal* 47(2):329-376.
- Das, S., and Vincent, J.R. (2009). Mangroves protected villages and reduced death toll during Indian super cyclone. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 106(18):7357-7360.
- Duke, J.M., Dundas, S.J., Johnston, R.J., and Messer, K.D. (2014). Prioritizing payment for environmental services: Using nonmarket benefits and costs for optimal selection. *Ecological Economics* 105:319-329.
- Fenichel, E.P., Kotchen, M.J., and Addicott, E. (2016). The representative agent must die: Using demographics to inform social discount rates. Paper presented at the European Association of Environmental and Resource Economists (EAERE) 22nd Annual Conference, 22-25 June 2016, Zurich, Switzerland.
- Ferrario, F., Beck, M.W., Storlazzi, C., Micheli, F., Shepard, C., and Airoidi, L. (2014). The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction. *Nature Communications* 5:3794. doi: 10.1038/ncomms4794
- Ferraro, P.J. (2009). Counterfactual Thinking and Impact Evaluation in Environmental Policy. In M. Birnbaum & P. Mickwitz (Eds.), *Environmental program and policy evaluation. New Directions for Evaluation* 122:75-84.
- Ferraro, P.J., Lawlor, K., Mullan, K.L., and Pattanayak, S.K. (2012). Forest figures: Ecosystem services valuation and policy evaluation in developing countries. *Review of Environmental Economics and Policy* 6(1):20-44.

- Ferraro, P.J., and Pattanayak, S.K. (2006). Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. *PLoS Biology* 4(4):e105.
- Ferreira, J.C., Silva, L., and Polette, M. (2009). The coastal artificialization process: Impacts and challenges for the sustainable management of the coastal cities of Santa Catarina (Brazil). *Journal of Coastal Research* 56:1209-1213.
- Ferretti-Gallon, K., and Busch, J. (2014). What drives deforestation and what stops it? A meta-analysis of spatially explicit econometric studies. CGD Working Paper 361. Washington, D.C.: Center for Global Development.
- Finney, C. (2015). Comment on "Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot." *Science* 347(6223):731.
- Fisher, J.R.B., Acosta, E., Dennedy-Frank, P.J., Boucher, T., Kroeger, T., and Giberti, S. (2017). The impact of satellite imagery's spatial resolution on land use classification and modeled water quality. Manuscript in preparation.
- Fuks, M., and Chatterjee, L. (2008). Estimating the willingness to pay for a flood control project in Brazil using the contingent valuation method. *Journal of Urban Planning and Development* 134(1). DOI: [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9488\(2008\)134:1\(42\)](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9488(2008)134:1(42)) - See more at: [http://ascelibrary.org/doi/full/10.1061/\(ASCE\)0733-9488\(2008\)134:1\(42\)#sthash.aqggtY7U.dpuf](http://ascelibrary.org/doi/full/10.1061/(ASCE)0733-9488(2008)134:1(42)#sthash.aqggtY7U.dpuf)
- Furniss, M.J., Staab, B.P., Hazelhurst, S., Clifton, C.F., Roby, K.B., Ilhadrt, B.L., Larry, E.B., Todd, A.H., Reid, L.M., Hines, S.J., Bennett, K.A., Luce, C.H., and Edwards, P.J. (2010). Water, climate change, and forests: Watershed stewardship for a changing climate. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-812. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 75pp.
- Gassman, P.W., Reyes, M.R., Green, C.H., and Arnold, J.G. (2007). The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 50(4):1211-1250.
- Gollier, C., and Treich, N. (2003). Decision-making under scientific uncertainty: The economics of the precautionary principle. *The Journal of Risk and Uncertainty* 27(1):77-103.
- Grantley, W.P., Becker, W.C., Head, R., and O'Melia, C.R. (2003). Impacts of Major Point and Non-Point Sources on Raw Water Treatability. AWWA Research Foundation Report No. 90959F. Denver, CO: AWWA Research Foundation.
- Griffiths, C., Klemick, H., Massey, M., Moore, C., Newbold, S., Simpson, D., Walsh, P., and Wheeler, W. (2012). US Environmental Protection Agency valuation of surface water quality improvements. *Review of Environmental Economics and Policy* 6(1):130-146.
- Guedes, F.B., and Seehusen, S.E. (2011). Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: Lições aprendidas e desafios. Ministério do Meio Ambiente, Brasil.
- Guimarães, R.Z., Lignau, C., Rizzi, N.R., Schechi, R.G., and Bianchi, R.C. (2011). *Espacialização da perda de solo por erosão laminar na micro-bacia do rio Campinas*, Joinville, Santa Catarina. *Ra' E Ga* 23:32-64.
- Gumbert, A.A., Higgins, S., and Agouridis, C. (2009). Riparian buffers: A livestock best management practice for protecting water quality. ID-175. Lexington, KY: University of Kentucky Cooperative Extension Service.
- Guo, Z., Li, Y., Xiao, X., Zhang, L., and Gan, Y. (2007). Hydroelectricity production and forest conservation in watersheds. *Ecological Applications* 17(6):1557-1562.
- Holmes Jr., R.R., Terrio, P.J., Harris, M.A., and Mills, P.C. (2001). *Introduction to field methods for hydrologic and environmental studies*. Open-File Report, USGS Numbered Series.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2016a). Balneário Camboriú. <http://www.cidades.ibge.gov.br/v3/cidades/municipio/4202008>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2016b). Camboriú. <http://www.cidades.ibge.gov.br/v3/cidades/municipio/4203204>
- Johnston, R.J., and Russell, M. (2011). An operational structure for clarity in ecosystem service values. *Ecological Economics* 70:2243-2249.
- Joly, C.A., Metzger, J.P., and Tabarelli, M. (2014). Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist* 204(3) DOI:10.1111/nph.12989
- Keeler, B.L., Polasky, S., Brauman, K.A., Johnson, K.A., Finlay, J.C., O'Neill, A., Kovacs, K., and Dalzell, B. (2012). Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 109(45):18618-18624.
- Kroeger, T. (2013). The quest for the "optimal" payment for environmental services program: Ambition meets reality, with useful lessons. *Forest Policy and Economics* 37:65-74.
- Kroeger, T., and Guannel, G. (2014). Fishery Enhancement and Coastal Protection Services Provided by Two Restored Gulf of Mexico Oyster Reefs. Pp. 334-358 in: K. Ninan (ed.), *Valuing Ecosystem Services-Methodological Issues and Case Studies*. Cheltenham: Edward Elgar. 464 pp.
- Kroeger, T., Escobedo, F.J., Hernandez, J.L., Varela, S., Delphin, S., Fisher, J.R.B., and Waldron, J. (2014). Reforestation as a novel abatement and compliance measure for ground-level ozone. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 111(40):E4204-4213.
- Kundzewicz, Z.W., Mata, L.J., Arnell, N.W., Döll, P., Jimenez, B., Miller, K., Oki, T., Sen, Z., and Shiklomanov, I. (2008). The implications of projected climate change for freshwater resources and their management. *Hydrological Sciences Journal* 53(1):3-10.

- Landers, D.H., and Nahlik, A.M. (2013). Final Ecosystem Goods and Services Classification System (FEGS-CS). EPA/600/R-13/ORD-004914. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development.
- Lohmann, G., Glauber, S., and Allis, T. (2011). 'Los Hermanos' Visiting the South Region of Brazil: A Comparison Between Drive Tourists and Coach Tourists from Argentina, Paraguay and Uruguay. Pp. 49-60 in B. Prideaux and D. Carson (Eds.) *Drive Tourism: Trends and Emerging Markets*. New York: Routledge.
- Machado, F.H., Silva, L.F., Dupas, F.A., Mattedi, A.P., and Vergara, F.E. (2014). Economic assessment of urban watersheds: developing mechanisms for environmental protection of the Feijão river, São Carlos - SP, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 74(3):677-684.
- McDonald, R.I., Weber, K.F., Padowski, J., Boucher, T., and Shemie, D. (2016). Estimating watershed degradation over the last century and its impact on water-treatment costs for the world's large cities. *PNAS* 113(32):9117-9122.
- McDonald, R.I., and Shemie, D. (2014). Urban Water Blueprint: Mapping conservation solutions to the global water challenge. Arlington, VA: The Nature Conservancy.
- McDonald, R.I., Weber, K., Padowski, J., Flörke, M., Schneider, C., Green, P.A., Gleeson, T., Eckman, S., Lehner, B., Balk, D., Boucher, T., Grill, G., and Montgomery, M. (2014). Water on an urban planet: Urbanization and the reach of urban water infrastructure. *Global Environmental Change* 27:96-105.
- McDonald, R.I., Green, P., Balk, D., Fekete, B., Revenga, C., Todd, M., and Montgomery, M. (2011). Urban growth, climate change, and freshwater availability. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 108:6312-6317.
- Mills, K., Dent, L., and Cornell, J. (2007). Rapid survey of road conditions to determine environmental effects and maintenance needs. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board* 1989(1):89-97.
- Milly, P.C.D., Dunne, K.A., and Vecchia, A.V. (2005). Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature* 438:347-350.
- Moriassi, D.N., Arnold, J.G., Van Liew, M.W., Bingner, R.L., Harmel, R.D., and Veith, T.L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions ASABE* 50(3):885-900.
- National Research Council. (2005). *Valuing Ecosystem Services: Toward Better Environmental Decision-Making*. Washington, D.C.: National Academies Press.
- Opperman, J.J., Galloway, G.E., Fargione, J., Mount, J.F., Richter, B.D., and Secchi, S. (2009). Sustainable floodplains through large-scale reconnection to rivers. *Science* 326: 1487-1488.
- Pérez-Vega, A., Mas, J-F., and Ligmann-Zielinska, A. (2012). Comparing two approaches to land use/cover change modeling and their implications for the assessment of biodiversity loss in a deciduous tropical forest. *Environmental Modelling and Software* 29:11-23.
- Soares-Filho, B., Rajão, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., Rodrigues, H., and Alencar, A. (2014). Cracking Brazil's Forest Code. *Science* 344:363-364.
- Soares-Filho, B., Alencar, A., Nepstad, D., Cerqueira, G., Diaz, M.C.V., Rivero, S., Solórzano, L., and Voll, E. (2004). Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém-Cuiabá corridor. *Global Change Biology* 10:745-764.
- Spalding, M.D., Ruffo, S., Lacambra, C., Meliane, I., Hale, L.Z., Shepard, C.C., and Beck, M.W. (2013). The role of ecosystems in coastal protection: adapting to climate change and coastal hazards. *Ocean & Coastal Management* 90:50-57.
- Sternier, T., and Persson, U.M. (2008). An Even Sternier review: Introducing relative prices into the discounting debate. *Review of Environmental Economics and Policy* 2(1):61-76.
- Tallis, H., and Polasky, S. (2009). Mapping and valuing ecosystem services as an approach for conservation and natural resources management. *The Year in Ecology and Conservation Biology: Annals of the New York Academy of Science* 1162:265-283.
- Teixeira, A.M.G., Soares-Filho, B.S., Freitas, S.R., and Metzger, J.P. (2009). Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. *Forest Ecology and Management* 257:1219-1230.
- Temmerman, S., Meire, P., Bouma, T.J., Herman, P.M.J., Ysebaert, T., and De Vriend, H.J. (2013). Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. *Nature* 504:79-83.
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (2002). The clean water and drinking-water infrastructure gap analysis. Office of Water (4606M). EPA-816-R-02-020. September.
- Vörösmarty, C.J., Green, P., Salisbury, J., and Lammers, R.B. (2000). Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth. *Science* 289:284-288.
- Wilson, M.A., and Carpenter, S.R. (1999). Economic valuation of freshwater ecosystem services in the United States: 1971-1997. *Ecological Applications* 9:772-783.
- Wunder, S. (2013). When payments for environmental services will work for conservation. *Conservation Letters* 6(4):230-237.
- Zapata, S.D., Benavides, H.M., Carpio, C.E., and Willis, D.B. (2012). The economic value of basin protection to improve the quality and reliability of potable water supply: Some Evidence from Ecuador. *Water Policy* 14(1):1-13.

Apêndice

A1. IMPACTO DOS SEDIMENTOS SOBRE A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

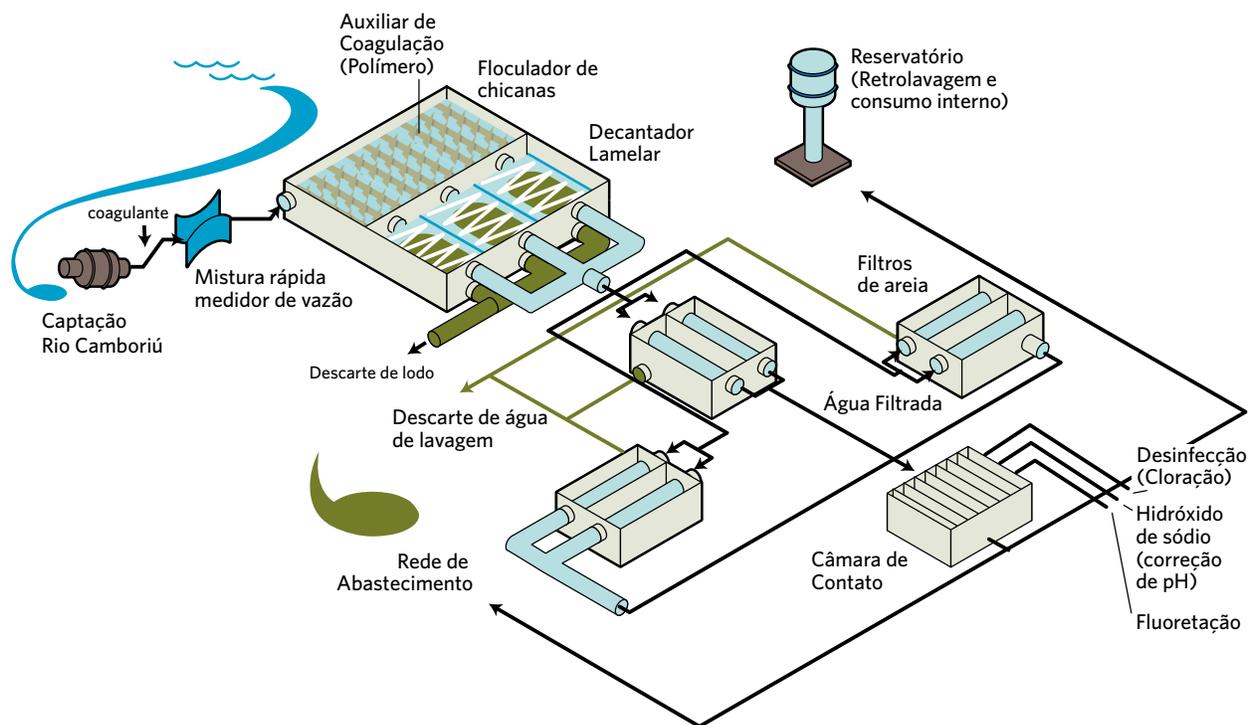


Figura A1: Processos da estação de tratamento de água afetados pela carga de sedimentos na água captada

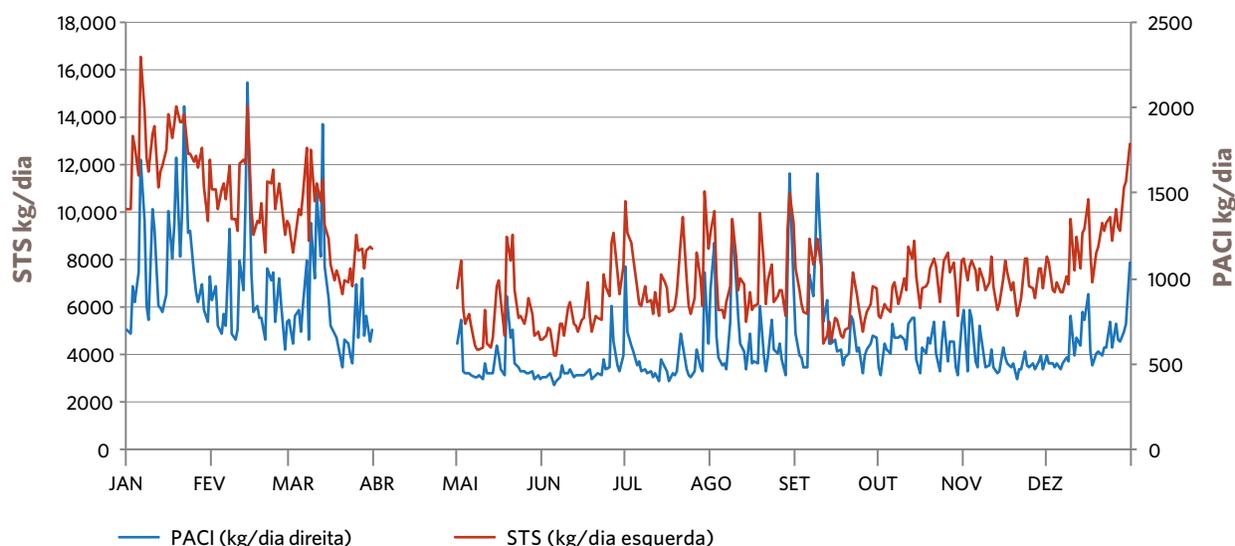
Detalhes dos custos operacionais relacionados ao aporte de sedimentos à estação de tratamento de água

DRAGAGEM — Cargas de sedimentos mais elevadas exigem que o canal de adução seja dragado com maior frequência. Atualmente, o leito do rio no ponto de captação de água, e o próprio canal de decantação, são dragados duas vezes por ano, e 2.000-2.500 m³ de sedimentos são retirados em cada operação de dragagem. O material dragado é composto pela fração mais pesada dos sedimentos que decantam no leito do rio e no canal de adução. É pressuposto neste estudo que as intervenções do projeto reduzirão a fração mais pesada na mesma proporção que a fração de STS.

BOMBEAMENTO — O bombeamento da água do rio para a estação de tratamento exige, em média, 0,245 kWh/m³; dentro da estação, em média são necessários 0,345 kWh/m³

USO DE PRODUTOS QUÍMICOS — Dentre os produtos químicos utilizados para a remoção de STS estão o policloreto de alumínio (PACI), um coagulante adicionado à água para obter a floculação, e um polímero adicionado como floculante adicional nas bacias de floculação em condições de grande fluxo. Existe uma estreita correlação ($R^2 = 0.95$; $p = 0.000$) entre as aplicações de PACI e polímero e as concentrações de STS na água captada.

Figure A1.5: Carga diária de STS e aplicação de policloreto de alumínio (PACI) na ETA em 2011



PRODUÇÃO DE LODO — O floculado (coagulado de STS, PACI e polímero) decanta nas bacias de sedimentação e é esgotado regularmente na forma de lodo. A frequência de esgotamento depende da carga de STS e do volume de água tratado. A EMASA relata a produção de 923 m³ de lodo por dia em condições normais de operação e captação (0,64 m³/s). O lodo é, então, bombeado para uma área próxima fora da planta, onde é deixado para secar de onde deve, então, ser transportado em caminhões para um aterro. As estimativas de transporte de lodo indicam que, em média, 9,24 t de lodo seco são lançadas, por dia, no aterro.

PERDA DE ÁGUA RELACIONADA AOS SEDIMENTOS — Uma análise, realizada em 2006 de uma única amostra de lodo da ETA revelou uma massa total de 7,24 g/l de sólidos secos, equivalente a um teor de água no lodo de 99.3%. Assim, cada m³ de sólidos no lodo seco está associado a uma perda de 137 m³ de água. Considerando-se uma produção média de lodo por dia de 923 m³, a média mensal estimada da perda da água contida no lodo é de 27.870 m³, equivalente a 1,7% da vazão de entrada. Utilizando os dados do monitoramento da turbidez de maio de 2014 a agosto de 2015 na entrada da água, a curva-chave (turbidez-STS) elaborada para a captação da EMASA (ver seção de monitoramento hidrológico) e os volumes da vazão de entrada diária na estação de tratamento durante o mesmo período, a estação recebe uma carga estimada média de STS de 5,08 t. Considerando-se a taxa média de aplicação do coagulante (PACI) de 46,4 t por mês, STS representam um total estimado de 77 % da massa de sólidos média (6,60 t por dia) que entra na cadeia coagulação-floculação-tratamento de sedimentação. Assim, cada m³ de STS está associado a uma perda de água de 178 m³.

Tabela A1. Custos e quantitativos da estação de tratamento de água associados à carga de sedimentos

	Valor	Unidade	Quantidade #
Bombeamento: do canal de entrada para a estação de tratamento	0.08	USD/kWh	0.245 kWh/m ³ ‡
Bombeamento: dentro da estação	0.08	USD/kWh	0.345 kWh/m ³ ‡
Coagulante (PACI)	0.38	USD/kg	46,436 kg/mês (25 mg/L)
Floculante (polímero)	3.71	USD/kg	59 kg/mês (0.03 mg/L)
Perda de água no lodo	depende**		992.8 g/l lodo
Perda de água na retro lavagem de filtros	depende**		766,500 m ³ /ano §
Perda de receita na alta temporada resultante da perda de água na remoção de sedimentos*	1.37	USD/m ³	389,107 m ³ /alta estação †
Descarte do lodo da estação de tratamento	18.75	USD/ton	9.24 t/dia
Dragagem do canal de entrada ^	4.70	USD/m ³	1,250 m ³ /ano

Notas: Todos dados da EMASA. Conversão de Reais (R\$) para US\$ utilizando a média da taxa de cambio R\$-US\$ em 2014 BRL-USD de 3,2 (de www.xe.com).

‡ Em condições normais de operação (de projeto) de 0,64 m³ s⁻¹ (a comparação anual mais recente é de 0,69 m³ s⁻¹).

* Receita não realizada de vendas de água durante a alta estação. Presume-se que o preço marginal do uso seja equivalente à taxa municipal média estimada de R\$ 4,39 por m³ (cobrança por consumo de m³ de água, inclusive 0,8 m³ de descarga de esgoto por consumo de m³).

^ Coletado sem custo por uma terceira parte que vende material de dragagem.

Média das quantidades relatadas.

** O valor estimado depende de a perda ocorrer no período de pico (receita não realizada) ou na baixa estação (quando não há perda de receita).

§ Com base em 350 m³ água utilizada pela retro lavagem/filtro em seis filtros por dia. Pressupõe-se que 67% e 34% desta perda ocorrem durante a alta e a baixa estação, respectivamente.

† Inclui 133.607 m³ perdidos na descarga do lodo da bacia, e 255.500 m³ perdidos na retro lavagem de filtros por alta temporada.

Da bacia de sedimentação, a água é bombeada para o estágio final do tratamento, quando passa através de filtros de gravidade compostos por camadas de cascalho, areia e carvão ativado que removem a maioria das partículas restantes. Esses filtros são submetidos a retro lavagem duas ou três vezes por dia com água já tratada. O aumento do uso do polímero resulta na acumulação deste nos filtros exigindo que a limpeza seja realizada com maior frequência. Cada ciclo de retro lavagem leva de 30 a 45 minutos e exige, pelo menos, 350 m³ de água tratada. A água utilizada na retro lavagem de filtros é, em seguida, descartada como água residual. Presume-se que no futuro, considerando-se a expansão da ETA e o crescimento rápido da demanda por água, cada filtro final necessitará de retro lavagem, em média, 3 vezes por dia,

utilizando 350 m³ por evento, resultando em um total estimado anual de perda de água por retro lavagem de filtros de 766.500 m³, ou 4.2 % da média anual total da captação de água de 2008 a 2014.

Assim, as perdas totais de água relacionadas à remoção de sedimentos chegam a 5,9 % da água captada. Dados da estação de tratamento referentes ao período 2008-2014 indicam que o volume total de saída de água medido é 15,5 % menor do que o total de água captada. O restante dessa diferença é explicado pela retirada de água antes do ponto de monitoramento da vazão e que é utilizada para encher os caminhões pipa que abastecem o município vizinho de Camboriú em caso de crise de abastecimento e também pelo uso interno da planta e pela evaporação.

A2. CALIBRAÇÃO DO MODELO HIDROLÓGICO

O modelo SWAT foi calibrado para a vazão e para dados da concentração de STS utilizando um método de calibração de amostras divididas (“split-sample”).

Para a vazão, o modelo foi calibrado utilizando testes de calibração que abrangem o período de 1/1/2014-21/12/2014 e dados fora da amostra ocorrendo de 1/1/2015-06/11/2015. Primeiro, o modelo foi calibrado para a vazão. No ponto da captação, o modelo alcançou um coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NS) de 0,71 para fluxos diários na amostra durante a calibração, e de 0,53 para fluxos diários na amostra, qualificando o modelo como mais do que satisfatório segundo os critérios mensais

de calibração de Moriasi et al. (2007) (Tabela A2). O coeficiente NS foi selecionado como calibração estatística devido ao peso de grandes fluxos, que em muitos locais determinam o transporte da maioria dos sedimentos. As estatísticas da calibração foram calculadas tanto para estação de monitoramento do rio Canoas, quanto para a estação da EMASA, e para os objetivos da calibração do modelo o mesmo peso foi atribuído a essas duas estações. Uma análise de sensibilidade foi realizada para estimar os parâmetros mais sensíveis do modelo antes da calibração. Consulte Fisher et al. (in prep.) onde estão citados os valores dos parâmetros utilizados na calibração.

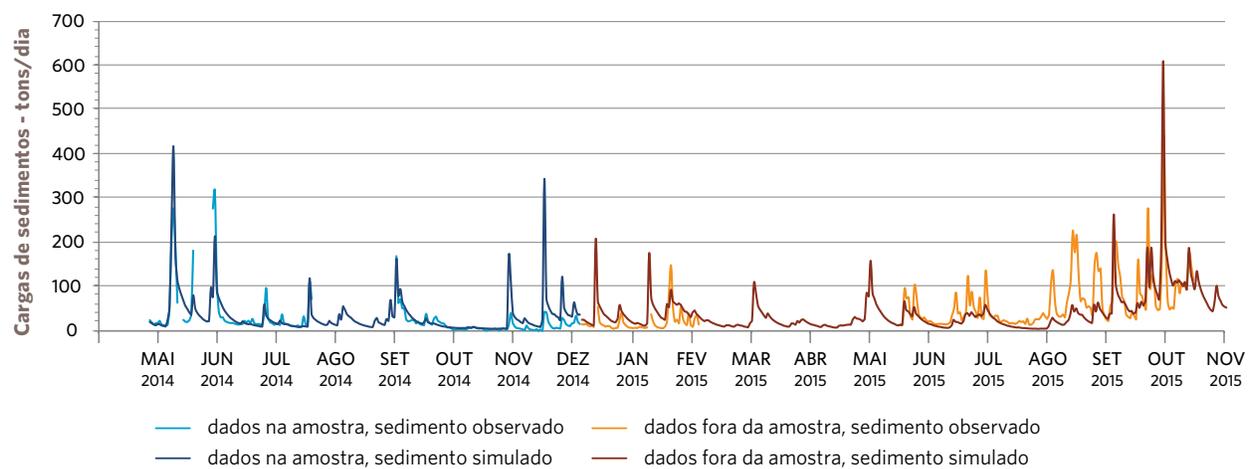
Tabela A2. Estatística da calibração de sedimentos e vazão para dados de validação na amostra e fora da amostra.

	Na amostra (1/1/2014-12/31/2014)			Fora da amostra (1/1/2015-11/06/15)		
	NSE	PBIAS	R ²	NSE	PBIAS	R ²
Vazão (1 m)	0.71	-4.54	0.74	0.53	-6.17	0.81
Sedimentos (1 m)	0.63	8.42	0.63	0.48	15.01	0.57

Source: Fisher et al. (2017)

Após a descarga, modelo SWAT foi calibrado para a carga de sedimentos na bacia nas estações de Canoas e da EMASA com periodicidade mensal.

Figura A2: Comparação das cargas de STS observadas (com base na turbidez e curva de concentração turbidez-STs e cargas de STS simuladas na captação da EMASA





tnc.org.br/agua

Cover photo: © Andre Targa Cavassani/TNC