

Evaluación del Retorno de la Inversión en la Conservación de Cuencas Hidrográficas:

Referencial Teórico y Estudio de Caso para el
Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú,
Santa Catarina, Brasil



Autores del Reporte

Timm Kroeger¹, Claudio Klemz², Daniel Shemie³, Timothy Boucher¹, Jonathan R. B. Fisher¹, Eileen Acosta², P. James Denny-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. Programa de Conservação do Brasil, The Nature Conservancy, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil
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. Programa de Conservação do Brasil, The Nature Conservancy, Joinville, Santa Catarina, Brasil
6. Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia, Florianópolis, 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



ALIANZA
LATINOAMERICANA DE
FONDOS DE AGUA

The Nature
Conservancy

FUNDACIÓN
FEMSA

BID

fmam



Aresc
Agencia de Regulación de
Servicios Públicos de Santa Catarina

Epagri
Ciram
Centro de Informações de Recursos
Ambientais e de Hidrometeorologia
de Santa Catarina



EMASA
Empresas Municipais

Agradecimientos

Este estudio fue apoyado por la financiación de un generoso donante anónimo y la Fundación Tinker. El estudio se benefició de los datos generados por donaciones del Banco Interamericano de Desarrollo (BID), del Fondo Global para el Medio Ambiente (GEF) y de la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID) en apoyo a la Alianza Latinoamericana de Fondos de Agua. EPAGRI/CIRAM y EMASA han contribuido con datos adicionales que permitieron la realización de este estudio

Por favor, cite este documento como: *Kroeger T, C Klemz, D Shemie, T Boucher, J.R.B. Fisher, E Acosta, P.J. Denny-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. The Nature Conservancy, Arlington, VA.*

Evaluación del Retorno de la Inversión en la Conservación de Cuencas Hidrográficas:

Referencial Teórico y Estudio de Caso para el Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú, Santa Catarina, Brasil

Contenido

i	AGRADECIMIENTOS
2	RESUMEN EJECUTIVO
6	INTRODUCCIÓN
15	MÉTODOS Y RESULTADOS
31	DISCUSIÓN
37	CONCLUSIONES
40	LITERATURA CITADA
43	APÉNDICE



© Andre Targa Cavassani/TNC

Resumen Ejecutivo

Preservar y restaurar la calidad del agua es una importante preocupación para muchas ciudades del mundo entero. En la mayoría de las ciudades, el crecimiento de la población urbana, junto con la degradación de los manantiales que suministran a los municipios, ha aumentado los costos del tratamiento del agua potable. Una estimación reciente sugiere que en un tercio de las grandes ciudades los costos por unidad de agua tratada han aumentado, en promedio, alrededor del 50 por ciento durante el siglo pasado debido a la conversión de la tierra y el desarrollo en las cuencas hidrográficas de origen.

El restablecimiento de las cuencas hidrográficas de origen puede revertir esta tendencia, y puede ser un enfoque rentable para que las ciudades reduzcan los costos de tratamiento de agua potable, al tiempo que mejoran la resiliencia del suministro y protegen la biodiversidad entre otros beneficios. Sin embargo, el potencial de incremento de la oferta de servicios hidrológicos clave, es muy superior al actual alcance de los proyectos de conservación de cuencas hidrográficas. La movilización de las inversiones necesarias para realizar este potencial depende en parte del caso de negocio para los usuarios de agua, es decir, la competitividad de los proyectos de conservación de cuencas hidrográficas con soluciones de ingeniería convencionales.

Sin embargo, evaluaciones económicas confiables de la conservación o restauración de cuencas están casi totalmente ausentes de la literatura, dejando el caso de negocio para la conservación de cuencas como una pregunta importante aún sin contestar. Peor aún, los interesados en evaluar el caso de negocio en su propia geografía carecen de los ejemplos y las herramientas para hacerlo de una manera sólida.

MARCO DEL RETORNO DE LA INVERSIÓN (ROI)

Para remediar esta deficiencia se requiere un marco analítico riguroso que combine las funciones de producción de servicios de los ecosistemas, las funciones de producción de beneficios, la evaluación económica y la comparación de escenarios con y sin las intervenciones para permitir la medición de cambios en los beneficios causados por las intervenciones en las cuencas hidrográficas. Sintetizamos y aplicamos dicho marco (Figura ES-1) a un proyecto de pago por servicios ambientales recientemente creado en la cuenca hidrográfica del río Camboriú en el Estado de Santa Catarina, Brasil.

La cuenca del río Camboriú - situada en el bioma de la Mata Atlántica brasileña, ecosistema amenazado y rico en biodiversidad que se ha reducido al 12 por ciento de su extensión histórica - está experimentando cambios en la cobertura del suelo a gran escala y alta carga de sedimentos. Para el principal usuario del agua e idealizador del proyecto, la Empresa Municipal de Agua e Acañilado de Balneário Camboriú (EMASA), el objetivo principal del Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú es reducir las concentraciones de Sólidos Totales en Suspensión (STS) en la toma de agua potable municipal y los costos asociados de tratamiento de agua y pérdidas de agua en la estación de tratamiento de agua potable (ETA). Estación de tratamiento de agua potable

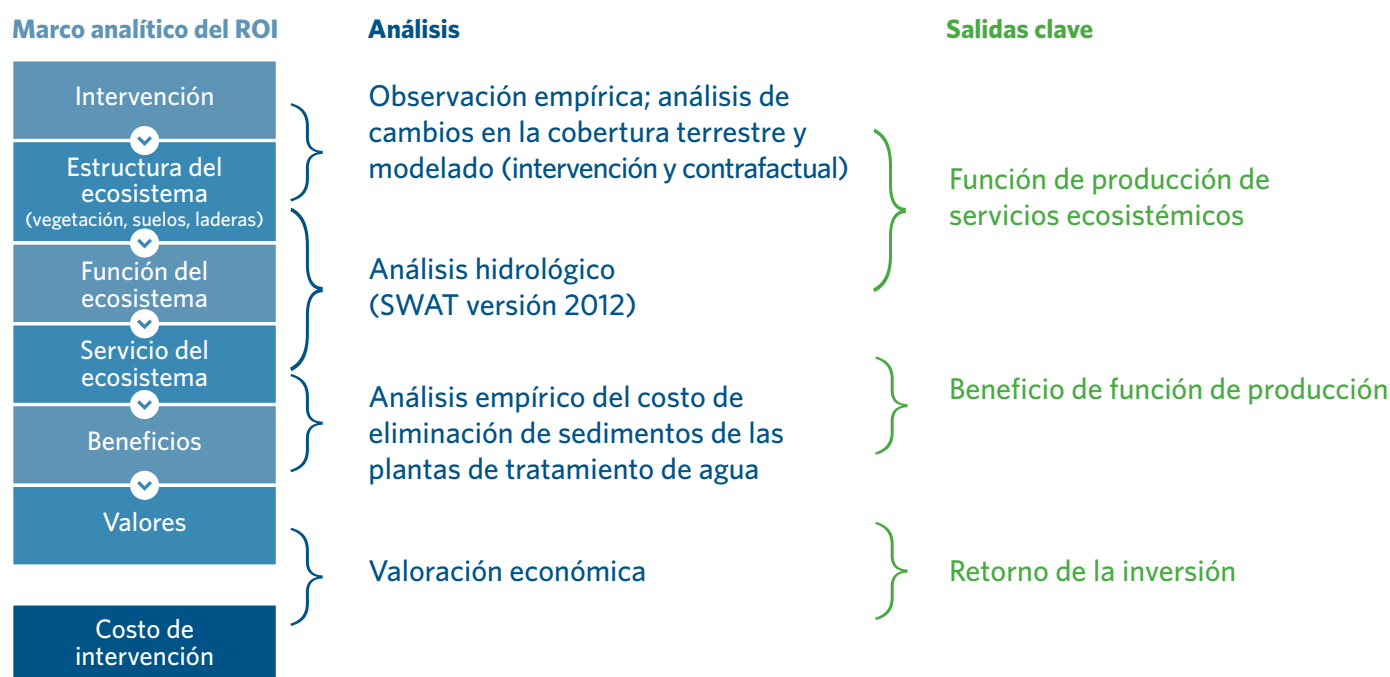


Figura ES-1: Marco analítico y análisis asociados utilizados para evaluar el retorno de la inversión del proyecto de conservación de la cuenca hidrográfica del río Camboriú para la gestión de sedimentos de estaciones de tratamiento de agua potable

ETAPAS DEL ANÁLISIS

Utilizando imágenes de sensor de alta resolución de diferentes años para detectar cambios recientes en el uso y cobertura del suelo (UCS), fue generado un escenario futuro de uso y cobertura para la cuenca sin Proyecto Productor de Agua. Este resultado, junto con los datos de monitoreo del clima, del caudal y de los sedimentos, fue utilizado para crear y calibrar un modelo hidrológico de línea base que consiguiese identificar las áreas de intervención que lograrían la mayor reducción en la exportación de sedimentos. Las actividades de restauración y conservación fueron orientadas a estas áreas seleccionadas como prioritarias, sujetas a la capacidad de implementación del proyecto, costos del sitio y tamaño de la reducción de sedimentos, construyendo el escenario futuro de USC con implementación del Proyecto Productor de Agua.

Se ejecutó el modelo hidrológico calibrado con los mapas de UCS previstos (es decir, con y sin el Proyecto Productor de Agua) para estimar cuánto las intervenciones del proyecto reducirían las concentraciones de STS en la captación de agua potable del municipio. Utilizando los datos de plantas de tratamiento sobre los costos de remoción de sedimentos y los costos actuales y proyectados de los Proyectos Productores de Agua, estimamos el ROI del proyecto – la proporción de los beneficios de valor presente y los costos asociados con la reducción de los STS en el agua potable municipal. Debido a que sólo una parte del costo del proyecto es soportado por la compañía municipal de agua, EMASA, también estimamos el ROI del proyecto para la propia compañía de agua.

HALLAZGOS EN CAMBORIÚ

Se encontró que las reducciones en el costo del tratamiento de sedimentos y las pérdidas de agua compensaron el 80 por ciento de la inversión de EMASA en el proyecto de conservación de cuencas y el 60 por ciento de los costos totales del proyecto en un horizonte temporal de 30 años (2015-2045). Por lo tanto, el ROI del Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú es considerado <1 para reducir las concentraciones de STS, aunque su ROI para EMASA supera 1 para horizontes de tiempo de 43 años o más. Por lo tanto, el proyecto no parece estar justificado por razones estrictamente financieras, ya que en el estudio solo fue considerada la medida de STS como indicador y no se realizó un análisis del retorno potencial incluyendo la participación de todos los que podrían ser beneficiados por los co-beneficios del proyecto, incluido un menor riesgo de inundaciones y escasez de agua durante la temporada turística alta. Es importante destacar que estos dos co-beneficios son de gran preocupación para los dos municipios de la cuenca.

La compartición en los costos puede lograrse mediante la incorporación de los valores de conservación de las cuencas en las cuotas de los usuarios de agua o la imposición de una tarifa de conservación a los visitantes durante la temporada alta cuando los recursos hídricos se agotan. Específicamente, un recargo de sólo US\$ 0.005 (R\$ 0.02 al tipo de cambio medio de 2015) por metro cúbico de agua consumida – equivalente a menos del 0,4 por ciento del promedio actual pagado por los consumidores de agua municipales o US\$ 1.25 (R\$ 4) por hogar al año – elevaría el ROI del proyecto por encima de 1. El costo compartido de esa cantidad estaría justificado siempre y cuando el valor combinado de la reducción del riesgo de inundaciones y de escasez de suministro de agua sea actualmente de al menos US\$ 88.000 (R\$ 275.000) al año – una condición que bien puede ser satisfecha dada la importancia del turismo en auge y los sectores de bienes raíces para la economía local, el alto costo económico asociado a las inundaciones localizadas o a las relativamente breves interrupciones del suministro de agua.

En el contexto – y reconociendo plenamente que el valor de la conservación de una cuenca es altamente específico del contexto – estudios realizados en Brasil, y en otras partes, sobre el valor de una mejor seguridad en el suministro de agua o control de inundaciones, indican una disposición media de los hogares a pagar varios órdenes de magnitud mayor de lo que sería requerido para elevar el ROI del proyecto de Camboriú por encima de 1. Reconociendo estos beneficios adicionales proporcionados por el proyecto, la Agencia Reguladora de Servicios Públicos de Santa Catarina, ARESC, está concluyendo una revisión de una nueva estructura de tarifas de agua que incorpora la conservación de cuencas y cubriría los costos operacionales totales del proyecto.

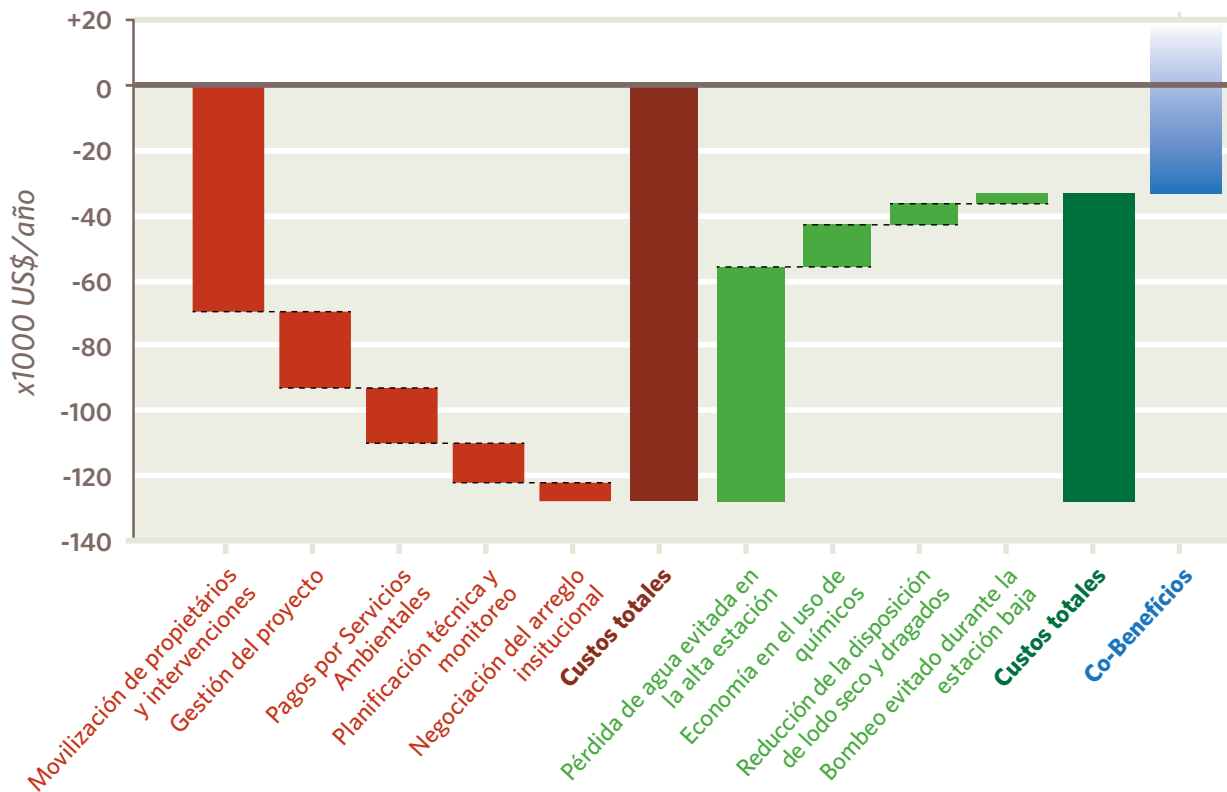


Figura RE-2: Comparación entre los valores de la composición anual de costos y de los beneficios estimados, descontados al valor presente considerando un periodo de 30 años y usando la tasa de descuento social del 3,85%. Los valores de los co-beneficios no se cuantificaron en este análisis.

CONCLUSIONES

Estas conclusiones se deben, en parte, a los costos de los proyectos por hectárea que exceden sustancialmente los reportados para otros Proyectos Productores de Agua en la región. Las estimaciones de costos más altos resultan de nuestra contabilidad completa de componentes de costos significativos a menudo reconocidos, pero rara vez cuantificados – específicamente, los costos de transacción y administración asociados con el establecimiento, operación y evaluación del impacto de un Proyecto Productor de Agua diseñado para lograr una alta adicionalidad y ser sostenible a largo plazo. Debido a que los costos de transacción representan una proporción tan grande de los costos totales del proyecto, y debido a que muchos de ellos son independientes del tamaño del área de intervención, el ROI del proyecto podría mejorarse ampliando las intervenciones a las áreas de elevada carga de sedimentos restantes.

Nuestro estudio proporciona una plantilla para evaluar el caso de negocio de otros Proyectos Productores de Agua. También destaca el hecho de que el caso de negocio para un proyecto de conservación de cuencas para un inversionista en particular puede depender del caso socioeconómico más amplio, y de la capacidad de forjar arreglos institucionales que permitan internalizar el valor de los múltiples beneficios que la conservación de cuencas produce para diversos interesados.



© Andre Targa Cavassani/TNC

ANÁLISIS DEL RETORNO DE LA INVERSIÓN EN LA CONSERVACIÓN DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS:

Marco Analítico y Principios

CONTEXTO

Preservar y restaurar la calidad del agua es una importante preocupación para muchas ciudades del mundo entero. En la mayoría de las ciudades, el crecimiento de la población urbana, junto con la degradación de los manantiales que suministran a los municipios, ha aumentado los costos del tratamiento del agua potable. Una estimación reciente sugiere que en un tercio de las grandes ciudades los costos por unidad de agua tratada han aumentado, en promedio, alrededor del 50 por ciento durante el siglo pasado debido a la conversión de la tierra y el desarrollo en las cuencas hidrográficas de origen (McDonald et al., 2016).

El restablecimiento de las cuencas hidrográficas de origen puede revertir esta tendencia, y puede ser un enfoque rentable para que las ciudades reduzcan los costos de tratamiento de agua potable, al tiempo que mejoran la resiliencia del suministro y protegen la biodiversidad entre otros beneficios (Alcott et al., 2013; Furniss et al., 2010).

La idea de desplegar una “infraestructura verde” para complementar o sustituir soluciones convencionales basadas en ingeniería para problemas ambientales ha estado recibiendo un gran interés (Das and Vincent 2009; Ferrario et al. 2014; Kroeger et al. 2014; Kroeger and Guannel, 2014; Temmerman et al. 2013). Esto es ciertamente verdadero para el agua dulce, donde el impacto de la conservación, restauración y manejo de las cuencas en la mejora de la calidad del agua, la regulación del flujo y el control de las inundaciones ha llamado mucho la atención (Alcott et al. 2013; Furniss et al. 2010; Opperman et al. 2009; McDonald and Shemie, 2014).

Tres razones económicas son comúnmente presentadas para invertir en soluciones de infraestructura verde: costo-efectividad, co-beneficios y el principio de precaución.

- La infraestructura verde es una alternativa costo-efectiva a la infraestructura "gris" fabricada si al menos es competitiva en costos con las soluciones convencionales basadas en ingeniería, para producir un servicio específico de destino o un paquete de servicios (Kroeger et al. 2014; Ferrario et al. 2014).
- También genera co-beneficios que resultan de los servicios ecosistémicos adicionales que cualquier infraestructura verde proporciona más allá del servicio objetivo específico (Bennett et al. 2009), y que la infraestructura gris competitiva generalmente no proporciona (Kroeger and Guannel 2014; Spalding et al. 2013).
- Por último, el principio de precaución apoya la preservación del valor de la opción asociada con las cuencas más intactas y su mayor resiliencia al cambio climático y mayores flujos de servicios hidrológicos (Furniss et al. 2010) ante la incertidumbre sobre el tamaño (Furniss et al. 2010) y el valor (Sternier y Persson, 2008) de las reducciones en los futuros flujos de servicios debidos a la degradación de los ecosistemas, junto con la potencial irreversibilidad de esa degradación (Randall, 1988; Gollier y Treich, 2003). El principio de precaución también puede justificar la conservación o restauración de sistemas naturales basados en el reconocimiento de que tales sistemas han funcionado bien hasta ahora (Wunder, 2013).

Con excepción del principio de precaución, la evaluación de la justificación económica para invertir en infraestructura verde requiere información cuantitativa suficientemente fiable sobre los beneficios o "retornos" que una solución de infraestructura verde particular ofrece en un lugar dado para un nivel de inversión, así como sus costos totales reales de ejecución. Si bien la conservación y restauración de las cuencas puede ofrecer un potencial sustancial y generalizado para prestar servicios hidrológicos de manera rentable (McDonald and Shemie, 2014), en los países no industrializados existen pocos análisis de retorno de la inversión (ROI) confiables para proyectos de conservación o restauración de cuencas (Ferraro et al. 2012).

MARCO ANALÍTICO DEL ROI: GENERANDO ESTIMACIONES DE ROI CONFIABLES PARA LOS PROYECTOS DE CONSERVACIÓN DE CUENCAS

La evaluación confiable del ROI de cualquier proyecto de infraestructura verde requiere la aplicación de un marco analítico que vincula cuantitativamente las esferas biofísica y económica, y permite relacionar una intervención específica de la infraestructura verde con los cambios resultantes en el bienestar humano cuantificando las relaciones a lo largo de la cadena *Intervención → Estructura del Ecosistema → Funciones del Ecosistema → Servicios Ecosistémicos → Beneficios → Valores* (Figura 1).



Figura 1: Marco analítico del ROI

LA IMPLEMENTACIÓN

La implementación de este marco requiere que un análisis siga siete principios clave (ver Figura 2):

PRINCIPIO	EJEMPLO
1 Centrarse en los servicios de los ecosistemas y distinguir claramente entre las funciones de los ecosistemas, los servicios de los ecosistemas, los beneficios y los valores (Boyd and Banzhaf, 2007; Brown et al., 2007; Tallis and Polasky, 2009; Kroeger, 2013)	Reducción de la concentración de sólidos totales en suspensión (STS) en el agua potable municipal (<i>servicio</i>) versus reducción de la erosión (<i>función</i>), reducción de las necesidades de tratamiento (<i>beneficio</i>) o menor costo del tratamiento (<i>valor</i>)
2 Centrarse en los servicios finales de los ecosistemas, es decir, "componentes de la naturaleza que se disfrutan, consumen o se utilizan directamente para producir bienestar humano" (Boyd and Banzhaf, 2007:619)	Agua potable municipal con menores concentraciones de STS versus mejor retención del suelo en la cuenca
3 Definir los servicios en términos específicos de beneficios (Boyd and Banzhaf, 2007; Landers and Nahlik, 2013; Keeler et al., 2012), utilizando métricas que reflejen las características de los servicios cruciales para la generación de beneficios (unidad física, incidencia espacial y temporal)	Reducción de las concentraciones horarias promedio de STS (mg/l) en el(os) punto(s) de toma de la ETA versus toneladas reducidas de carga total de sedimentos por año en algún lugar del río
4 Utilizar las funciones apropiadas (localmente calibradas y validadas) de producción de servicios ecosistémicos (National Research Council, 2005) que incorporen efectos de atenuación espacial entre la intervención y los sitios de provisión de servicios, si los hubiera	Modelo hidrológico bien calibrado que simula todas las fuentes y sumideros de sedimentos relevantes en la cuenca de origen y sus efectos sobre las concentraciones de STS en la toma de la planta municipal de tratamiento de agua
5 Construir una verdadera línea de base de cómo el servicio se comporta a través del desarrollo de estimaciones de flujo de servicios "contractuales", para controlar el efecto de otros factores en los flujos de servicios (Blackman, 2013; Ferraro, 2009; Ferraro and Pattanayak, 2006; Pattanayak, et al. 2010)	Modelado del cambio futuro en el uso de la tierra / cobertura de la tierra (UCS) en la cuenca sin el proyecto de conservación de cuencas, y dando por resultado concentraciones de STS en el(os) punto(s) de toma de la planta municipal de tratamiento de agua
6 Utilizar funciones de beneficio de base empírica para los beneficiarios de servicios clave que muestren la relación cuantitativa entre los flujos de servicios particulares y los beneficios específicos y reales	Aplicación de productos químicos en la planta de tratamiento x reducción proporcional de las concentraciones de STS; productos químicos reducidos en 0,05 ml/m ³ debido a la disminución de la concentración de STS; reducción de utilización de agua en el tratamiento del lodo proporcional a la reducción de concentración de STS
7 Utilizar enfoques de evaluación apropiados para cuantificar los cambios en el bienestar humano asociados con esos beneficios (Brown et al., 2007; Griffiths et al., 2012; Wilson and Carpenter, 1999)	Costo evitado de los productos químicos utilizados para la remoción de STS por la planta municipal de tratamiento de agua; aumento de los ingresos de la planta municipal de agua por la reducción de la pérdida de agua comercializable en los lodos

Figura 2: Principios para generar análisis de ROI confiables

Es importante destacar que este marco genera estimaciones del ROI de la infraestructura verde expresadas en las mismas métricas de rendimiento utilizadas habitualmente para evaluar las alternativas de ingeniería relevantes. Esto facilita la identificación de casos donde las soluciones de infraestructura verde son competitivas o superan a las alternativas diseñadas, algo que es crítico para atraer una mayor inversión en soluciones de infraestructura verde.



©Claudio Klemz/TNC

Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú

CONTEXTO

Balneário Camboriú en el Estado de Santa Catarina es un destino de playa famoso en el sureste de Brasil que atrae a un número creciente de visitantes nacionales e internacionales (Ferreira et al. 2009; Lohmann et al. 2011). Como resultado de la expansión de los sectores del turismo y la construcción civil que ahora dominan la economía local, la población total de Balneário Camboriú y la vecina ciudad de Camboriú, que es de aproximadamente 200.000 durante todo el año (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2016a, 2016b), llega a aumentar a más de 800.000 durante la temporada alta de verano (diciembre-principios de marzo).

Ambos municipios cuentan con el río Camboriú como una fuente confiable de bajo costo de suministro de agua potable. Sin embargo, la creciente demanda, especialmente durante la alta temporada turística de verano, hace hincapié en esta oferta. Esto se debe principalmente a la falta de una infraestructura de almacenamiento de agua a gran escala en la cuenca, como los embalses que podrían amortiguar el impacto de eventos prolongados de caudal bajo. La topografía de la cuenca con su extensa llanura aluvial y relativamente pequeñas áreas circundantes inclinadas no está naturalmente bien adaptada a los embalses. Sin embargo, las elevadas cargas de sedimentos en el punto de toma de la ETA también están limitando el suministro ya que conducen a grandes pérdidas de agua en el tratamiento del agua corriente para el suministro municipal de agua.

Para evitar futuras caídas de suministro, EMASA - Empresa Municipal de Aguas y Saneamiento de Balneário Camboriú (que abastece a ambos municipios), evaluó las opciones para garantizar un suministro de agua suficiente en el futuro. Estos incluyen el almacenamiento de agua en la cuenca a través de inundaciones de bosques nativos y tierras agrícolas; transferir el agua de una cuenca vecina caracterizada por una calidad del agua sustancialmente inferior que requeriría un tratamiento avanzado; y la conservación y restauración de las tierras naturales en la cuenca del río Camboriú para mantener el suministro de agua de alta calidad históricamente proporcionado por el río Camboriú.

Debido a los elevados costos proyectados de las dos primeras opciones y a los prometedores resultados de las evaluaciones iniciales de viabilidad de la tercera, EMASA decidió invertir primero en la protección de los bosques naturales restantes y restaurar las zonas degradadas con alta carga de sedimentos para reducir los costos de tratamiento y pérdidas de agua. Si esto no fuera suficiente para lograr un suministro de agua confiable, habrá que considerar las inversiones en las otras dos opciones de infraestructura gris.

Para implementar la estrategia de conservación de cuencas, en 2013 EMASA creó el Proyecto Productor de Agua de Camboriú en colaboración con The Nature Conservancy, los municipios de Balneário Camboriú y Camboriú, el Comité de la Cuenca del Río Camboriú, la Agencia Reguladora de Servicios de Saneamiento Básico del Estado de Santa Catarina (Agesan), la Agencia Nacional de Aguas (ANA), el Centro de Información de Recursos Ambientales e Hidrometeorología (EPAGRI-CIRAM) del Estado de Santa Catarina y el Ayuntamiento de Camboriú.

ÁREA DEL PROYECTO

La cuenca del río Camboriú está ubicada en el Estado de Santa Catarina, al sur de Brasil, y tiene un clima subtropical húmedo. El área de drenaje es de 199,8 kilómetros cuadrados, con la toma de agua de EMASA ubicada en la parte baja de la cuenca, justo antes del inicio del área urbanizada. El área aguas arriba de la toma de agua -el área de interés para este estudio- comprende aproximadamente 13.000 ha y recibe los caudales de las subcuencas Braço, Macacos, Canoas y Lajeado.

El patrón de uso de la tierra en la cuenca del Camboriú es similar al de muchas otras cuencas costeras de la Mata Atlántica brasileña. El área urbana está

fuertemente concentrada a lo largo de la costa y se caracteriza por una delgada franja de construcciones de gran altura y alta densidad en el frente oceánico, rodeada por una zona de uso mixto establecida de alta a mediana densidad. Esta, a su vez, es seguida por una zona de expansión residencial que se está extendiendo rápidamente en la llanura aluvial. La llanura aluvial, más allá del área urbana, está dominada por pastizales y cultivos en hileras (principalmente arroz de riego), mientras que las laderas están cubiertas principalmente por bosque nativo, pero presenta también pastos y, cada vez más, plantaciones de madera, principalmente eucaliptos.

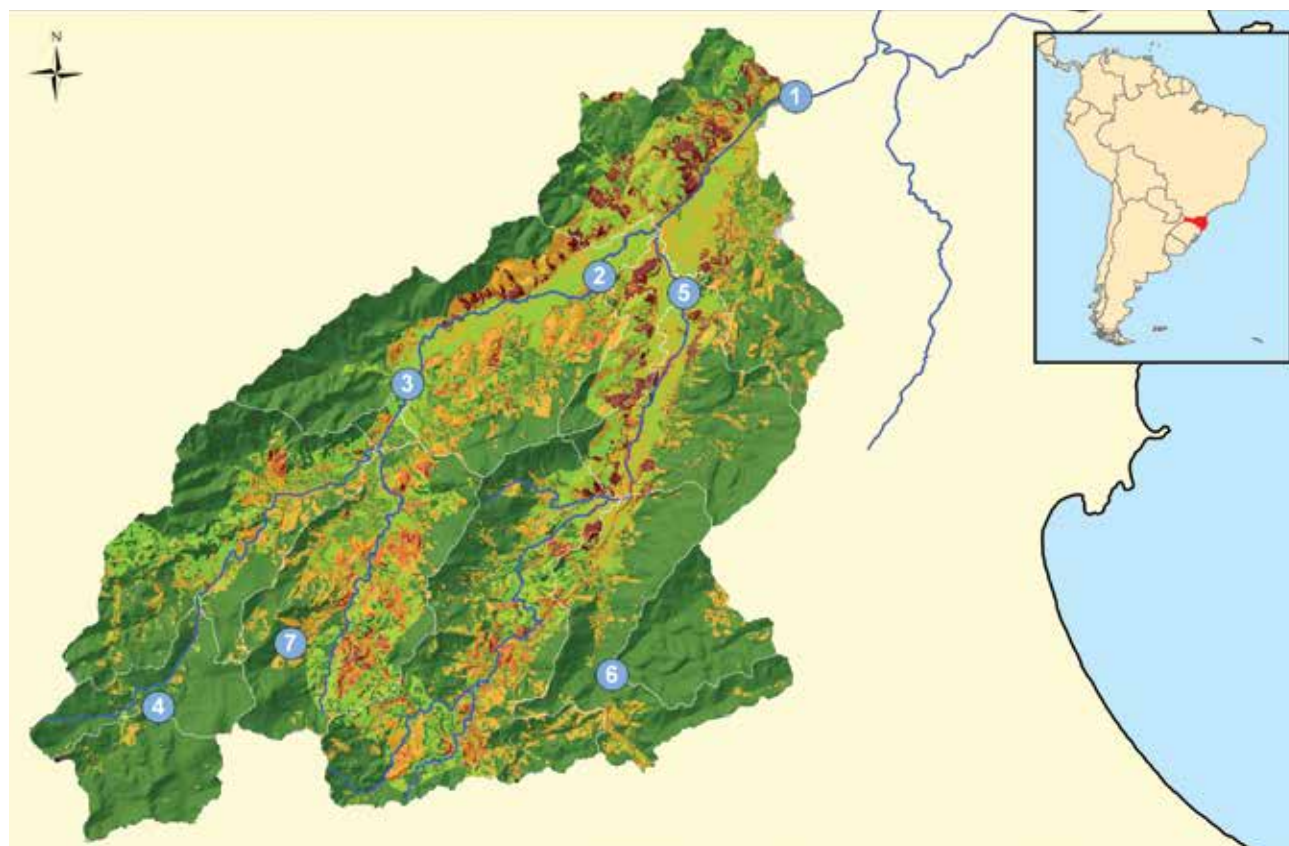


Figura 3: Cuenca del río Camboriú aguas arriba de la toma de estaciones de tratamiento de agua potable municipal, estaciones de monitoreo y tasas modeladas de rendimiento de sedimentos en 2014

Promedio anual de cosecha de sedimentos HRU 2014 - ton/ha/año

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

Estación de monitoreo hidrológico

- 1 Toma de agua - EMASA
- 2 Salida del río Braço
- 3 Cuenca media del río Braço
- 4 Cabeceras del río Braço
- 5 Salida de Canoas/Macacos
- 6 Cabeceras de Macacos
- 7 Indicador climático de Louro.



Las altas tasas de pérdida de bosques y rebrote experimentadas en las últimas décadas en la cuenca del río Camboriú tienen el potencial de hacer que el uso del análisis contrafactual sea particularmente importante porque estos últimos pueden ser capaces de identificar dónde es probable que ocurra la deforestación y el rebrote, respectivamente, permitiendo una focalización de las intervenciones que pueden aumentar los impactos y, por tanto, el retorno de la inversión del proyecto.

El Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú implementa actualmente tres intervenciones:

1. restauración de áreas degradadas de ribera y cabeceras, mediante cercas para la exclusión de ganado y siembra de plántulas de árboles nativos o enriquecimiento, dependiendo del estado de degradación (máxima prioridad);
2. conservación de áreas de ribera relativamente intactas con bosques regeneradores, a través de cercas ribereñas para la exclusión de ganado (segunda más alta prioridad); y
3. restauración de bosques de tierras altas degradadas en pendientes pronunciadas mediante cercas para la exclusión de ganado y siembra de plántulas de árboles nativos o enriquecimiento, dependiendo del estado de degradación (prioridad más baja).



Los propietarios de tierras reciben pagos como compensación por el mantenimiento de intervenciones en su propiedad y el costo de oportunidad anual recurrente asociado con el uso pasado de esos sitios, y los pagos dependen del buen mantenimiento de las intervenciones. Los pagos del Proyecto Productor de Agua de Camboriú se basan en el costo promedio de oportunidad de pastoreo previo en la cuenca (R\$ 223 [US\$70] ha/año) y el tamaño, el orden de prioridad y el nivel de degradación de la zona involucrada. La restauración y conservación de áreas ribereñas, y la restauración de áreas de alta contribución de sedimentos ganan 1,5 veces esta tasa, mientras que las áreas de conservación que no están clasificadas como ribereñas ganan 0.5 veces.



El proyecto tiene también la intención de promover la implementación de medidas de mitigación de carreteras de tierra para el control de sedimentos por los dos municipios, especialmente en las laderas. Si bien las mejores prácticas de manejo de carreteras de tierra tienen el potencial de reducir sustancialmente la carga de sedimentos en los arroyos, su efecto es altamente dependiente del sitio y las actuales limitaciones de los datos impiden modelar los impactos a escala de cuenca.

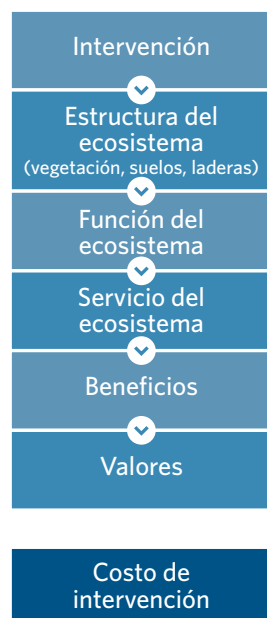


© Claudio Klemz/TNC

Análisis necesarios para estimar el ROI

Aplicamos el marco analítico del ROI (Figura 1) para estimar el ROI previsto del Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú como una medida de control de sedimentos. Los análisis necesarios son descritos a continuación y se resumen en la Figura 4.

Marco analítico del ROI



Análisis

Observación empírica; análisis de cambios en la cobertura terrestre y modelado (intervención y contrafactual)

Análisis hidrológico (SWAT versión 2012)

Análisis empírico del costo de eliminación de sedimentos de las plantas de tratamiento de agua

Valoración económica

Salidas clave

Función de producción de servicios ecosistémicos

Beneficio de función de producción

Retorno de la inversión

Figura 4: Marco analítico y análisis correspondientes utilizados para evaluar el retorno de la inversión del proyecto de conservación de la cuenca del río Camboriú para la gestión de sedimentos de estaciones de tratamiento de aguas

1. OBSERVACIÓN EMPÍRICA, ANÁLISIS DEL CAMBIO DE COBERTURA DEL SUELO Y MODELIZACIÓN

Utilizando datos de alta resolución (1 metro) de uso de la tierra/cobertura del suelo (UCS) de dois periodos de tempo recientes (2004-2012) que se espera que sea representativo del futuro cercano a medio plazo, se estimó un modelo de cambio UCS para la cuenca. Este modelo fue utilizado para generar UCS contrafactual (es decir, sin el Proyecto Productor de Agua) para el año 2025, momento en el cual se espera que el proyecto haya incluido las tierras consideradas más cruciales para el control de sedimentos cuyos propietarios están interesados en participar en el proyecto, y se espera que muchas de las intervenciones hayan alcanzado gran parte de su eventual funcionalidad completa.

2. ANÁLISIS HIDROLÓGICO (SWAT VERSIÓN 2012)

A continuación, usamos esta capa UCS contrafactual y las intervenciones realizadas por el Proyecto Productor de Agua para predecir la conservación UCS resultante del proyecto. Calibramos la Herramienta de Evaluación de Suelos y Agua (SWAT versión 2012_Rev...637) para la cuenca utilizando datos de clima, flujo y turbidez de la infraestructura de monitoreo hidrológico existente y recién agregada, y el UCS actual (2012) (Fisher et al. in prep.). A continuación, el modelo se ejecutó tanto en los escenarios contrafácticos como en los escenarios UCS de conservación para el año 2025 para estimar la reducción atribuible por el Proyecto Productor de Agua en los niveles de sedimentos en la toma de agua de EMASA.

3. ANÁLISIS EMPÍRICO DE LOS COSTOS DE REMOCIÓN DE SEDIMENTOS EN LA ETA

La concentración de sedimento en el agua captada en la ETA afecta a diversos aspectos del proceso de tratamiento (Apéndice A1). Los principales procesos operativos en la planta de tratamiento de EMASA que son impactados por el sedimento en el agua captada son: la aplicación de productos químicos para la coagulación y floculación del agua cruda; descarga y eliminación de lodos; bombeo de agua hacia y dentro de la planta de tratamiento; y el lavado posterior de los filtros de gravedad del sedimento final con agua ya tratada.

Puesto que la fracción de sedimento más pesada se deposita en el canal de toma antes de llegar a la estación de bombeo, la fracción que llega a la ETA está compuesta casi exclusivamente de sólidos en suspensión (STS). Por lo tanto, STS es la métrica del servicio del ecosistema motivo de preocupación. En consecuencia, se estableció el modelo hidrológico para obtener los impactos estimados de las intervenciones de Proyecto en las concentraciones de STS en la toma de la planta de tratamiento. Del mismo modo, nuestro análisis de beneficios se basa en cambios en las concentraciones de STS de agua captada.

4. EVALUACIÓN ECONÓMICA

Utilizamos las funciones del costo de sedimentos derivadas empíricamente para estimar el valor de las reducciones de sedimentos que el proyecto produce en la ETA y comparar este valor con los costos del proyecto. Finalmente, calculamos cuatro métricas ROI útiles para describir el desempeño económico de los proyectos de infraestructura verde (IN).



Etapas Detalladas Para Estimar el ROI

- 1** Análisis histórico del cambio de la cobertura del suelo
- 2** Modelación de escenarios futuros de cambio en la cobertura del suelo
- 3** Modelación hidrológica
- 4** Definición de las áreas prioritarias para la intervención
- 5** Estimación de beneficios
- 6** Costos del Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú
- 7** Cálculo del ROI

Análisis histórico del cambio de la cobertura del suelo



La elección de la resolución espacial de los datos de la cobertura del suelo se basó en observaciones de las características espaciales y de tamaño de casos individuales que acontecieron de manera reciente en la cuenca, vinculados a los tipos de intervenciones implementadas por el Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú. Más bien, muchos cambios en la cobertura forestal en la cuenca son incrementales y de pequeña escala.

Del mismo modo, las intervenciones llevadas a cabo por el Proyecto Productor de Agua dan lugar a cambios en la cobertura del suelo a pequeña escala del orden de menos de 20 m. Debido a que el cambio a esa escala a menudo es indetectable, incluso con imágenes de resolución media como 30 m (Landsat), Se adquirieron imágenes de fácil disponibilidad comercial con resolución por debajo de 1 m para el análisis del cambio de cobertura del suelo.

Fue elegido 2003 a 2012 como el período histórico de referencia CUCS (cambio en el uso y cobertura del suelo), que fueron el primero y el último año, respectivamente, para los cuales existían datos disponibles con 1 m de resolución para el área de estudio. Este período es representativo del fenómeno actual de la expansión urbana hacia el interior, tras la densificación máxima de la zona costera hacia el año 2000 (Ferreira et al. 2009). Fueron procesadas imágenes de cobertura del suelo utilizando Feature Analyst 5.1.21 (Overwatch Systems Ltd.) para ArcGISi y creado polígonos de clase específica para cada una de las clases de cobertura del suelo que se habían identificado en función de las necesidades de modelado SWAT. A continuación, se utilizaron puntos de referencia de terreno (539) recogidos durante las visitas de campo para clasificar y calibrar con precisión las imágenes de alta resolución.

Para aumentar la exactitud de los productos de cobertura del suelo y asegurar que reflejan el uso real de la tierra, se utilizó conocimiento personal de la cuenca para desarrollar reglas que reclasificaron transiciones específicas involucrando plantaciones (ver Información Complementaria), eliminando las transiciones muy poco probables por el cambio de la respectiva cobertura del suelo de cualesquier píxeles afectados por estas transiciones (Fisher et al. in prep.).

Resultados

CAMBIO OBSERVADO EN LA COBERTURA DEL SUELO

El cambio neto de cobertura del suelo observado entre 2004 y 2012 fue de 562 ha, o aproximadamente el 4 por ciento del área de estudio (13.668 ha). El cambio más grande fue la reducción de los pastos; Esto fue equilibrado por aumentos en plantaciones, desnudo, impermeable y forestal. Mientras que la extensión forestal mostró un pequeño incremento neto, la cobertura forestal fue removida de un estimado de más de 230 ha durante este período de 8 años.

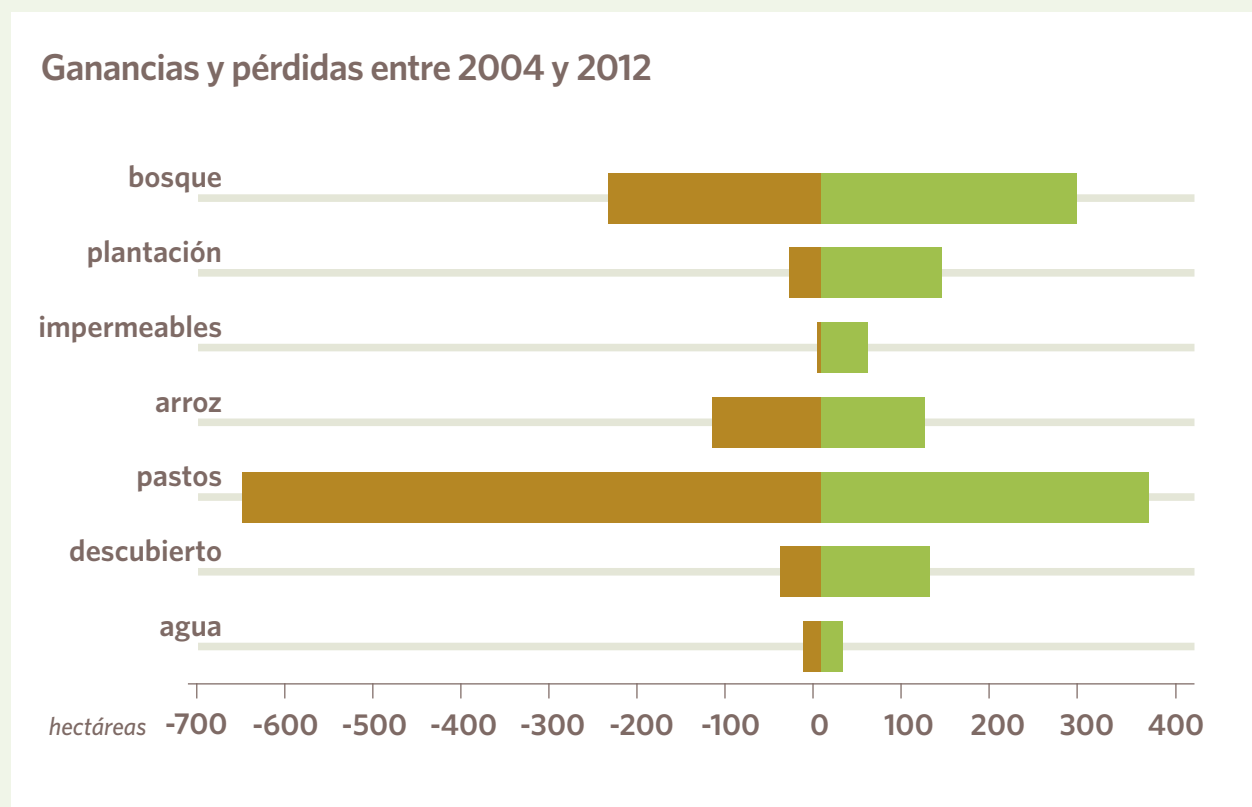


Figura 5: Cambio en la cobertura del suelo en el área de estudio durante 2003/2004–2012 (bruta)

2

Modelación del futuro cambio de la cobertura del suelo

El cambio de uso de la tierra es un proceso complejo que no es estrictamente biofísico-determinista, sino que también está influenciado por interacciones dinámicas y no lineales entre la naturaleza, los seres humanos y los procesos económicos más amplios (Pérez-Vega et al. 2012). El cambio histórico de la cobertura del suelo refleja los resultados pasados de esas interacciones y, por lo tanto, salvo las principales tendencias en los conductores del uso de la tierra, puede ser un indicador útil de posibles cambios futuros. Utilizamos el software Land Change Modeler (LCM) para ArcGIS 2.0 para identificar el cambio espacialmente explícito de la cobertura del suelo entre las capas de cobertura del suelo ajustadas a las reglas de 2003 y 2012. El modelo se calibra en el cambio de la cobertura del suelo observado durante un período histórico, un proceso durante el cual se evalúa la importancia de las variables explicativas proporcionadas por el usuario en la discriminación entre áreas de cambio y de no cambio.

Fuera del gran conjunto de conductores potenciales del UCS (Blackman 2013, Ferretti-Gallon and Busch 2014, Soares-Filho et al. 2004), se seleccionaron ocho para su inclusión en nuestra estimación del modelo LCM para la cuenca, que han sido hallados para ser conductores significativos del CUCS en otras regiones costeras de la Mata Atlántica que experimentan cambios similares del uso de la tierra como aquellos observados en Camboriú.

Basando nuestra predicción del CUCS para 2012-2025, en el CUCS observado durante 2003 a 2012, hacemos la suposición de que la composición y la fuerza relativa de las causas finales del cambio de uso de la tierra durante el período de predicción será la misma que durante el período anterior. Principalmente, esto supone que la economía de las diversas actividades agrícolas y de desarrollo inmobiliario permanezca en gran parte sin cambios.

Por último, los precios de los insumos y los productos agrícolas, así como las políticas relacionadas con el desarrollo inmobiliario (por ejemplo, los reglamentos de zonificación) tienen importantes repercusiones en la economía del uso de la tierra en la cuenca. Dado el relativamente corto período de tiempo cubierto en nuestra proyección (13 años), la asunción de ningún cambio sustancial en la economía del uso de la tierra en la cuenca parece razonable.

Resultados

CAMBIO PREVISIBLE DE LA COBERTURA DEL SUELO HASTA 2025

El cambio neto total previsto (582 ha) durante 2012-2025 es ligeramente mayor que en 2004-2012. Una disminución en pastizales (-279 ha) es el mayor CUCS previsto, acompañada de una contracción mucho menor en el área de arroz irrigado (-12 ha). Estas reducciones se compensan principalmente con aumentos en la superficie de las plantaciones (+176 ha) y, en menor medida, en las cubiertas impermeables (+48 ha), desnudas (+43 ha) y forestales (+24 ha).

Un análisis de las transiciones individuales revela que si bien los bosques muestran un aumento neto alimentado por una disminución en el área de pastos, se prevé que para el 2025 más de 310 hectáreas de bosques se convertirán en pastizales, gran parte en la cuenca media). Estas predicciones son consistentes con el reemplazo continuo observado empíricamente de Bosque Atlántico maduro con parches forestales en crecimiento (Joly et al. 2014). Un análisis de los patrones espaciales de cambio revela que mientras los pastos están siendo reemplazados por plantaciones y bosques en toda la cuenca, el efecto es más pronunciado en las áreas de cabeceras que coinciden con la observación de Teixeira et al. Elevaciones más altas, más alejadas de las áreas urbanas y más alejadas de las carreteras (áreas verdes en la parte inferior de la Figura 6).

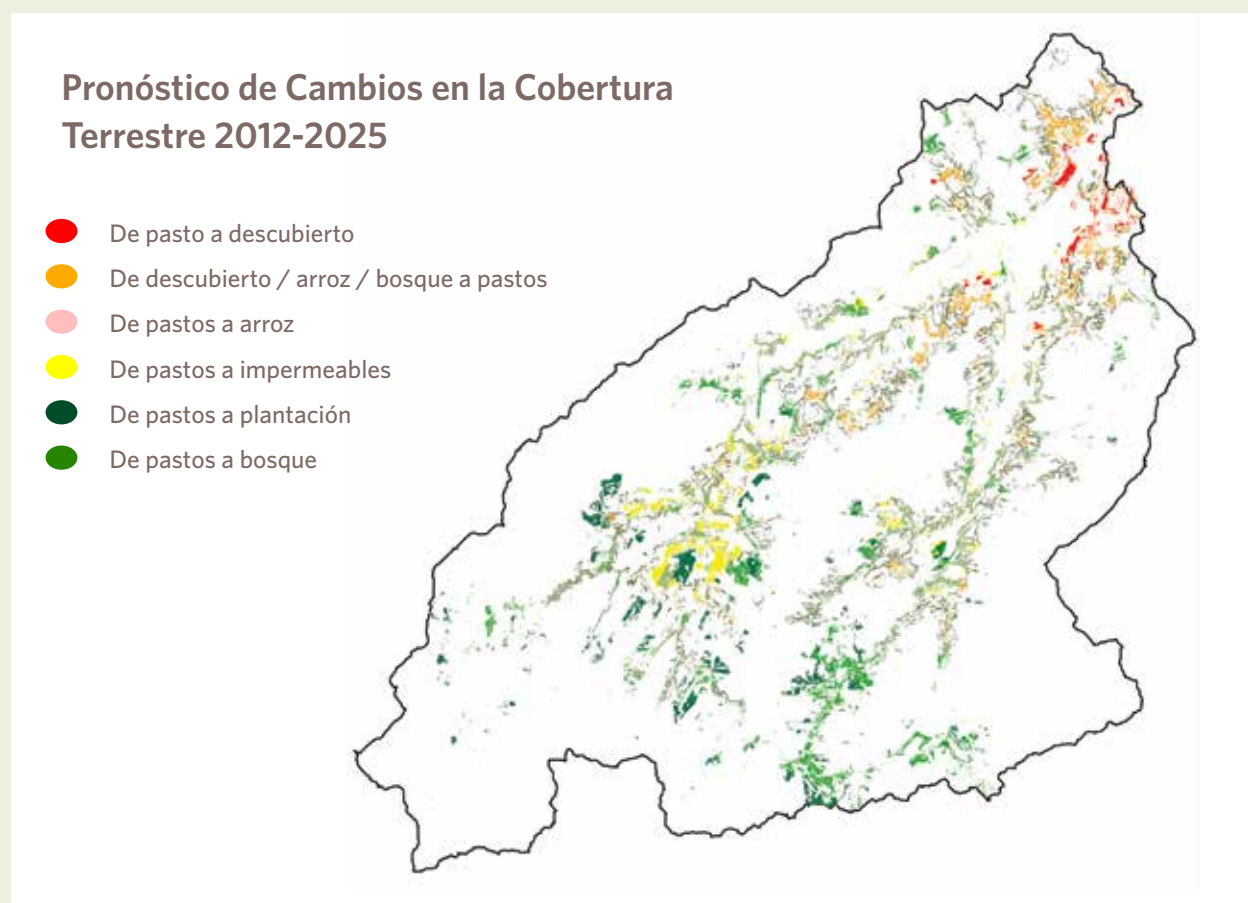


Figura 6: Cambio previsto en la cobertura del suelo en el área de estudio para el período 2012-2025, suponiendo que no hay un Proyecto Productor de Agua



Modelación hidrológica

Utilizamos la Herramienta de Evaluación de Suelos y Aguas (SWAT, 2012 Rev. 637) (Arnold et al. 1998; Gassman et al. 2007) para estimar el cambio en la exportación de sedimentos de la cuenca bajo las intervenciones planificadas de Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú en comparación con un escenario contrafactual en el que estas intervenciones no se producen.

CONSTRUCCIÓN DE MODELOS, DATOS Y CALIBRACIÓN

El modelo SWAT fue construido con el mapa de uso de la tierra 2012 desarrollado en el análisis del UCS, y calibrado inicialmente para la descarga diaria y luego datos de monitoreo de la concentración de sedimentos diarios de 2014-2015 usando un método de calibración de muestra dividida (Fisher et al. in prep.; ver Apéndice A2). Se construyó una curva de clasificación linear para convertir la carga de turbidez a sedimento basada en análisis de laboratorio de 35 muestras colectadas en la toma de agua EMASA. Fue considerado que la compensación de dos años entre el mapa del uso de la tierra y la descarga debía ser lo suficientemente pequeña como para tener un efecto mínimo. Tanto para la descarga como para la carga de sedimentos, se evaluó la exactitud del modelo basándose en datos fuera de muestra del 1/1/2015-8/31/2015 utilizando tres enfoques complementarios y se encontró como aceptable (Fisher et al. in prep.; Apéndice A2).

A continuación, se ejecutó el modelo SWAT en el contrafactual (sin intervenciones del Proyecto Productor de Agua) y el escenario de la intervención 2025 mapas UCS en 2025. Para el escenario contrafactual se utilizaron los valores de los parámetros y ajustes a partir del modelo calibrado. Se utilizó la descarga monitoreada en la captación de 2014 y el volumen de colectado en EMASA en todos los escenarios modelados y cálculos realizados. Para generar el escenario de intervenciones, fueron utilizados los mismos valores y parámetros de ajuste que fueron obtenidos en el modelo calibrado.

Modelación hidrológica

Los datos históricos de monitoreo hidrológico se limitan a series fragmentadas de datos sobre la calidad del agua y el nivel del río recolectados en la toma de agua cruda de la planta de tratamiento (punto 1 en la Figura 3). En 2013, como parte de un nuevo sistema de alerta temprana de inundaciones, se instalaron medidores de nivel de río en las salidas de las dos cuencas (Braço y Macacos, puntos 2 y 4, respectivamente, en la Figura 3), junto con un indicador climático en la cabecera del río Braço (Nº 6 en la figura 3) y una estación meteorológica completa en el punto de toma de EMASA.

Para generar datos de series temporales continuas de turbidez y flujo que permitirían una mejor calibración del modelo, en 2014 se agregaron medidores de turbidez automáticos a las dos estaciones de monitoreo de salida de agua de cabecera. Todas estas estaciones son telemétricas y recogen las mediciones horarias, excepto las sondas de turbidez que recogen las mediciones a cada 15 minutos. Las mediciones se transmiten al servidor EPAGRI-CIRAM y se someten a un control de calidad preliminar mediante pruebas de rango, etapa y persistencia.ⁱⁱ

Resultados

CARGA PRONOSTICADA DE SEDIMENTOS

La Figura 3 muestra el rendimiento de sedimento estimado por SWAT en 2014 de todas las unidades de respuesta hidrológica (URH) en la cuenca del río Camboriú por encima del punto de toma de agua de EMASA (punto 1 en la figura 3). Teniendo en cuenta la hipótesis de homogeneidad espacial de la fracción de STS en la carga de sedimentos en los arroyos de la cuenca y la atenuación idéntica de los STS entre cualquier ubicación de arroyo en la cuenca y la toma de agua de EMASA, el mapa indica la contribución de carga de STS estimada para cada unidad hidrológica en 2014, que podría llegar a la toma de agua municipal La Figura 7 muestra el rendimiento previsto de los sedimentos en cada URH para 2025 ante la ausencia en 2025 ausencia de intervenciones de conservación y restauración (panel izquierdo).

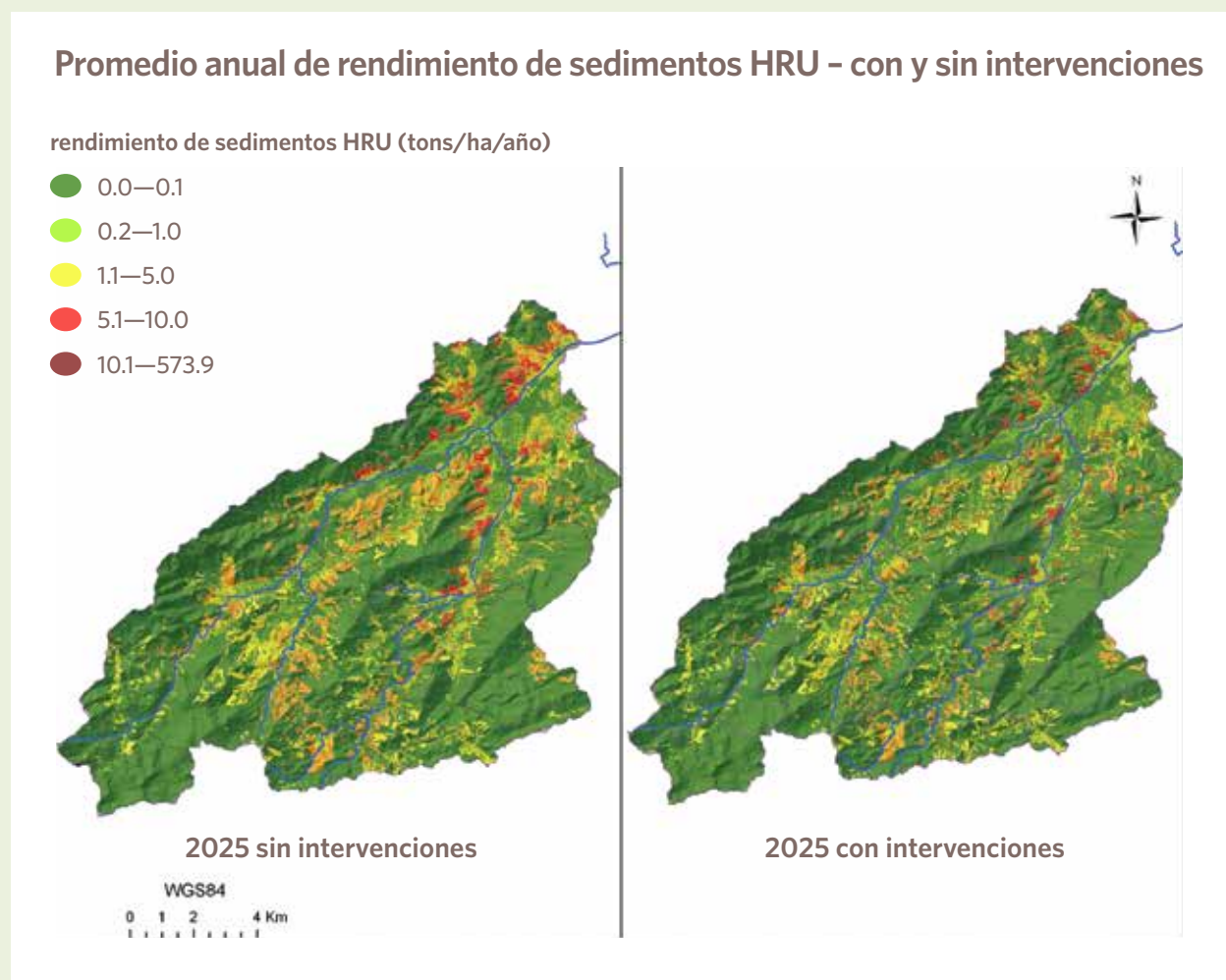


Figura 7: Rendimiento modelado anual de los sedimentos en escenarios contrafactuales (panel izquierdo) e intervención (panel derecho)

4

Definición de las áreas prioritarias para la intervención

La selección rentable de las intervenciones del Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú requiere seleccionar un portafolio de áreas de intervención (tanto sitios como intervenciones) basada en costos y beneficios (Duke et al. 2014), en la que los beneficios son medidos como la reducción de las concentraciones de STS en el punto de toma de EMASA. Sin embargo, el modelaje del rendimiento de STS para cada sitio de los sitios estaba más allá del alcance de este análisis, ya que requeriría información del suelo con alta resolución espacial, que no existe.

En lugar del rendimiento de STS, utilizamos el rendimiento de sedimentos de un sitio como un indicador de la contribución del sitio a las concentraciones de STS en la toma de EMASA. Es improbable que esta suposición influya indebidamente en nuestra orientación porque el pequeño tamaño de la cuenca y la ausencia de embalses o eventos de flujo superabundante significan que es poco probable que haya mucha atenuación de los STS entre los sitios de intervención y la toma de agua, y porque cualquier remoción de STS ocurrirá principalmente en las llanuras aluviales, en arrozales o estanques de peces en la cuenca inferior y, por lo tanto, afectará la entrega de STS a EMASA desde todas las áreas de intervención aguas arriba por igual.

Para apuntar a las actividades de restauración, primero identificamos posibles tierras de intervención como tierras actualmente con pastizales o coberturas desnudas (excluyendo carreteras). Dentro de este subconjunto, identificamos terrenos ubicados en áreas ribereñas o de cabecera que, siguiendo la regla general definida por el Código Forestal Brasileño, se utilizó un amortiguador de 30 m a ambos lados de un arroyo y un radio de 50 m alrededor de las cabeceras. Nos enfocamos en las tierras ribereñas y las tierras de cabecera, ya que son las más importantes para prevenir la carga de sedimentos. De estas tierras se excluyeron todas las tierras que el análisis LCM pronosticó que volverían a los bosques antes de 2025. De este conjunto de tierras de ribera o de cabeceras potencialmente restaurables que no se espera que experimenten rebrote forestal sin intervención, seleccionamos para actividades de restauración las tierras con más sedimento en 2012 como fue estimado con el modelo SWAT, hasta alcanzar la capacidad de implementación actual de aproximadamente 326 ha para 2022.

Para elegir donde se iban a implantar las actividades de conservación, fueron seleccionadas las 313 hectáreas que el modelo LCM predijo que iban a cambiar de bosque en 2012 a no forestal en 2025. Además, fueron cuantificados los rendimientos de sedimentos esperados de estas áreas ejecutando el modelo SWAT calibrado de acuerdo con la cobertura del suelo prevista por LCM para 2025, y se seleccionaron todas ellas para intervenciones de conservación porque sus rendimientos de sedimentos modelados superaron las 10 t/ha/año.

Resultados

ORIENTACIÓN DE LAS INTERVENCIONES

La Figura 8 muestra las áreas seleccionadas para actividades de restauración (326 ha) y conservación (313 ha), basadas en el rendimiento actual y futuro de los sedimentos y el cambio previsto en la cobertura forestal. Una comparación de ambos escenarios revela que las intervenciones reducirán sustancialmente el rendimiento de sedimentos de la mayoría de las áreas de alto rendimiento de sedimentos que se prevé que existan en 2025 en ausencia de las intervenciones. Sin embargo, la presencia de áreas con altos rendimientos de sedimentos en el escenario de intervención (áreas brillantes y rojo oscuro en el panel derecho de la Figura 7) indica que existen más oportunidades para reducir aún más la carga de sedimentos de los arroyos.

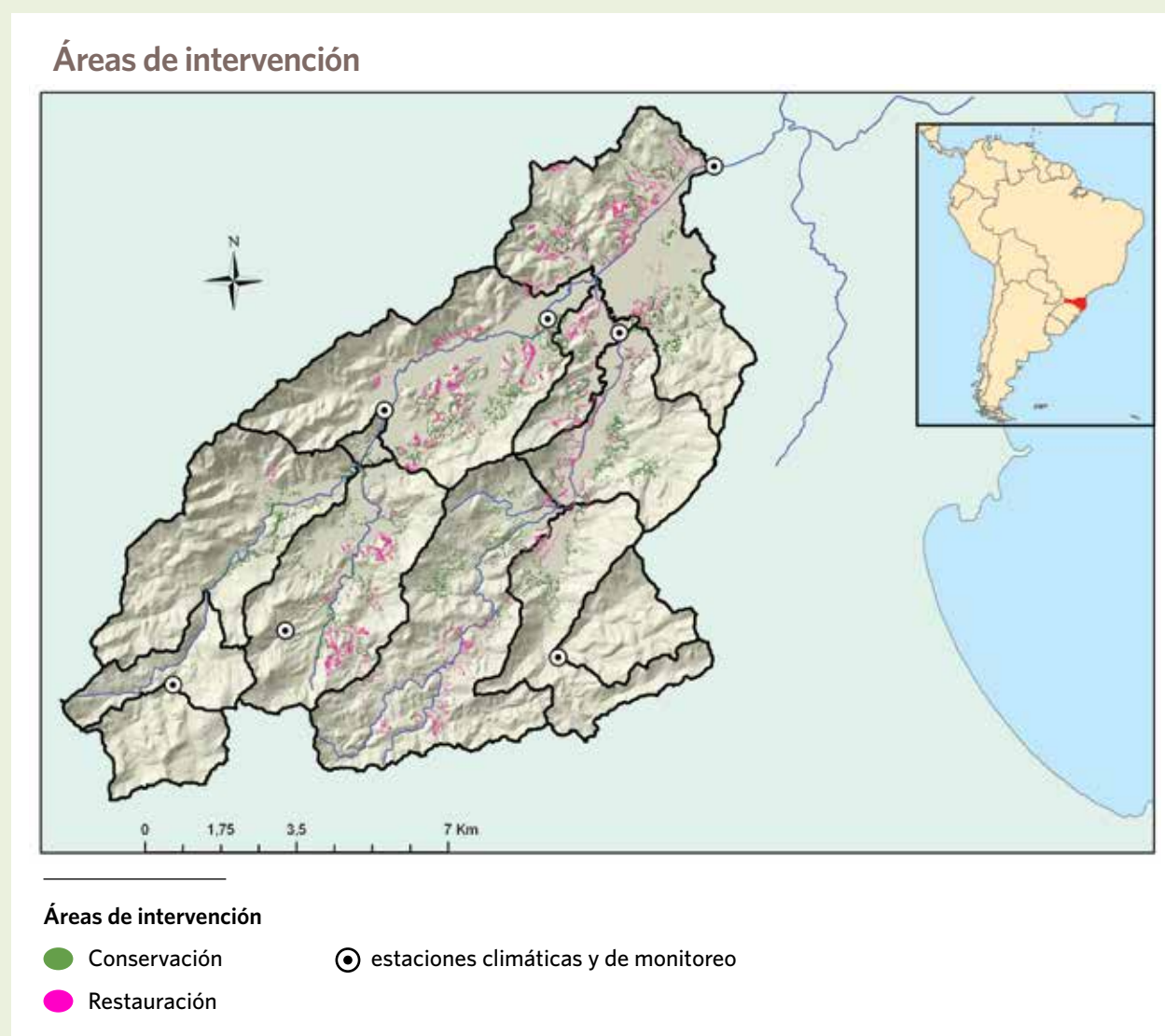


Figura 8: Las intervenciones de Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú se orientaron utilizando la cobertura y el uso de la tierra actual, predijeron el cambio contrafactual de la cobertura del suelo y la contribución estimada de las tierras a las concentraciones de STS en la toma de la planta de tratamiento

5

Estimación de beneficios

Para estimar los beneficios, desarrollamos un escenario futuro para evaluar el impacto de la reducción de los niveles de los STS de la restauración y conservación de las cuencas hidrográficas en el suministro municipal de agua potable. (Ver en la Tabla A1 del Apéndice detalles sobre los cálculos de costos operacionales de la ETA relacionados con sedimentos.)

Al estimar el valor de las concentraciones reducidas de sedimentos en el agua captada, se separó el año en dos periodos: el período de mayor demanda (la temporada alta turística de diciembre a marzo) y el resto del año (abril-noviembre). Se supone que en los meses de temporada baja no hay demanda de salidas de agua adicionales. Del mismo modo, fue considerada que la reducción de la pérdida de agua por cargas de STS más bajas y la consecuente disminución de la descarga de lodos de la cuenca la necesidad de menor cantidad de agua para el lavado del filtro se puede reducir la demanda en la toma de agua de la ETA, en lugar de aumentar la producción de la ETA. Esta reducción de agua en la toma conduce a ahorros de energía en forma de: una reducción en el bombeo del agua captada hacia y dentro de la ETA; coagulación reducida y aplicación de floculantes; y la eliminación de lodos.

Por el contrario, durante los meses pico, cuando el exceso de suministro frecuentemente se aproxima a cero y uno o ambos municipios enfrentan una amenaza de escasez, fue asumido que la reducción de la pérdida de agua durante la remoción de sedimentos se utiliza para aumentar la producción de agua potable para mantener una infraestructura de almacenamiento a corto plazo en capacidad como salvaguarda contra las deficiencias agudas del suministro.

Por lo tanto, durante los meses pico, el valor de las concentraciones reducidas de sedimentos además de la reducción de los costos de tratamiento también incluye los ingresos adicionales recaudados por el aumento de las ventas de agua. Utilizamos el tipo de usuario actual (agosto de 2015) y usamos el precio marginal ponderado por volumen de agua y aguas residuales (facturado automáticamente al 80 por ciento del uso del agua) de US\$ 1,90 (R\$6,08) m³ para estimar los ingresos adicionales de EMASA resultantes de la reducción de la pérdida de agua durante la temporada alta.

INCIDENCIA TEMPORAL DE LOS BENEFICIOS

Las reducciones de los STS basadas en SWAT para el escenario futuro representan el impacto completo alcanzado, una vez que las intervenciones han desarrollado una funcionalidad ecológica completa. Sin embargo, esa funcionalidad, y por lo tanto los impactos sobre las concentraciones de STS en la toma de EMASA, no se materializan instantáneamente. Por el contrario, aumentan con el tiempo como una función del aumento en el área de intervención total a partir de 2015-2022 y el tiempo que toma una determinada intervención para desarrollar su funcionalidad completa.

Para calcular la reducción de STS producida en un año dado, primero estimamos la proporción de sus reducciones totales o máximas de STS que se alcanza en un año dado. La implementación de intervenciones adicionales de conservación (313 ha) y restauración (326 ha) en 2015-2022 se distribuye de manera uniforme durante esos años.

Con las intervenciones de conservación dirigidas a las tierras que se espera que experimenten conversión de la cobertura del suelo para el año 2025 en ausencia del Proyecto Productor de Agua, las actividades de conservación alcanzan la funcionalidad completa (es decir, la reducción máxima del STS sobre el contrafactual) en el año de su implementación. Sin embargo, las medidas de restauración sólo ganan funcionalidad gradualmente con el tiempo. Fue considerado que el impacto de los STS que su impacto en STS es cero en el año de instalación y luego experimenta un incremento lineal hasta el año diez, cuando se alcanza la funcionalidad completa. Debido a este retraso, el impacto total de la extensión total de la restauración no se alcanza hasta el año 19 del proyecto (2033).

Resultados

BENEFICIOS ESTIMADOS

REDUCCIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE STS EN LA TOMA MUNICIPAL DE AGUA

Una vez que todas las intervenciones se implementen y hayan alcanzado su funcionalidad completa, el Proyecto Productor de Agua reducirá las concentraciones anuales de STS a la toma de la planta de tratamiento en un 14 por ciento estimado en comparación con la línea base de no intervención, de 92 mg/l a 79 mg/l. La reducción media ponderada en volumen anual durante el período 2015-2045 en la concentración de STS en el agua captada se estima en 11 mg/l.

SE EVITARON LOS COSTOS DE TRATAMIENTO Y SE REDUJERON LAS PÉRDIDAS DE AGUA ATRIBUIBLES AL PROYECTO PRODUCTOR DE AGUA CAMBORIÚ

Se estimó, que durante 2015-2045 el Proyecto Productor de Agua producirá beneficios promedio anuales de reducción de sedimentos de US\$ 194,000 (Tabla 1). Las pérdidas de ingresos durante el período de máxima pico debido al agua perdida en la eliminación de sedimentos dominan los beneficios totales por valor (76 por ciento), con un uso reducido de los químicos y eliminación de lodos también generando reducciones sustanciales de costos (14 y 6 por ciento de los beneficios totales de la planta de tratamiento, respectivamente).

BENEFICIO	IMPACTO MEDIO ANUAL, 2015-2045	
	Cantidad	Valor (2014 US\$)*
Pérdida de agua evitada de la temporada alta, m^3	77,400	147,000
Uso evitado de productos químicos, kg: PACI'	73,400	27,800
Polímero, kg:	150	560
Bombeo de agua fuera de pico evitado (a & dentro de WTP), kWh	77,600	6,100
Dragado evitado, m^3	110	1,050
Reducción en el relleno de lodos secos, t	640	12,000

* Sin descontar ¹ cloruro de polialuminio

Tabla 1: Efecto anual medio estimado del Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú en la estación de tratamiento de agua, 2015-2045

6

Costos del Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú

Fue recopilada información sobre los costos totales de las actividades del proyecto hasta la fecha y se proyectaron los costos anuales futuros sobre la base del perfil de tiempo esperado de cada actividad asociada con el Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú. Estas actividades comprenden estudios de viabilidad hidrológica, política y económica; coordinación, comunicación y diseño de proyectos; gestión y administración de proyectos; participación de los terratenientes y desarrollo de contratos; planificación e implementación de intervenciones (restauración y conservación); pagos a los propietarios; y monitoreo del cumplimiento.

Para calcular las métricas de ROI, se distinguió entre los costos totales del proyecto y los costos incurridos por EMASA. Los costos totales incluyen donaciones de instituciones multilaterales y fundaciones privadas que apoyaron el desarrollo y la implementación del Proyecto Productor de Agua y costos soportados por otras instituciones asociadas al Proyecto Productor de Agua, como EPAGRI-CIRAM. Ambas medidas de retorno de la inversión son informativas: el ROI de EMASA permite evaluar el caso de las inversiones de la empresa en el proyecto como medida de control de sedimentos, mientras que la medida más amplia de ROI indica si el proyecto está económicamente justificado en términos generales.

Resultados

COSTOS DEL PROGRAMA

Los costos generales del proyecto están fuertemente cargados en primer plano (Figura 9), con el 65 por ciento de los costos totales hasta 2045 incurridos en 2023. La instalación de intervenciones de restauración y conservación y pagos a los propietarios de terrenos representan menos de la mitad (47 por ciento) del costo total del proyecto.

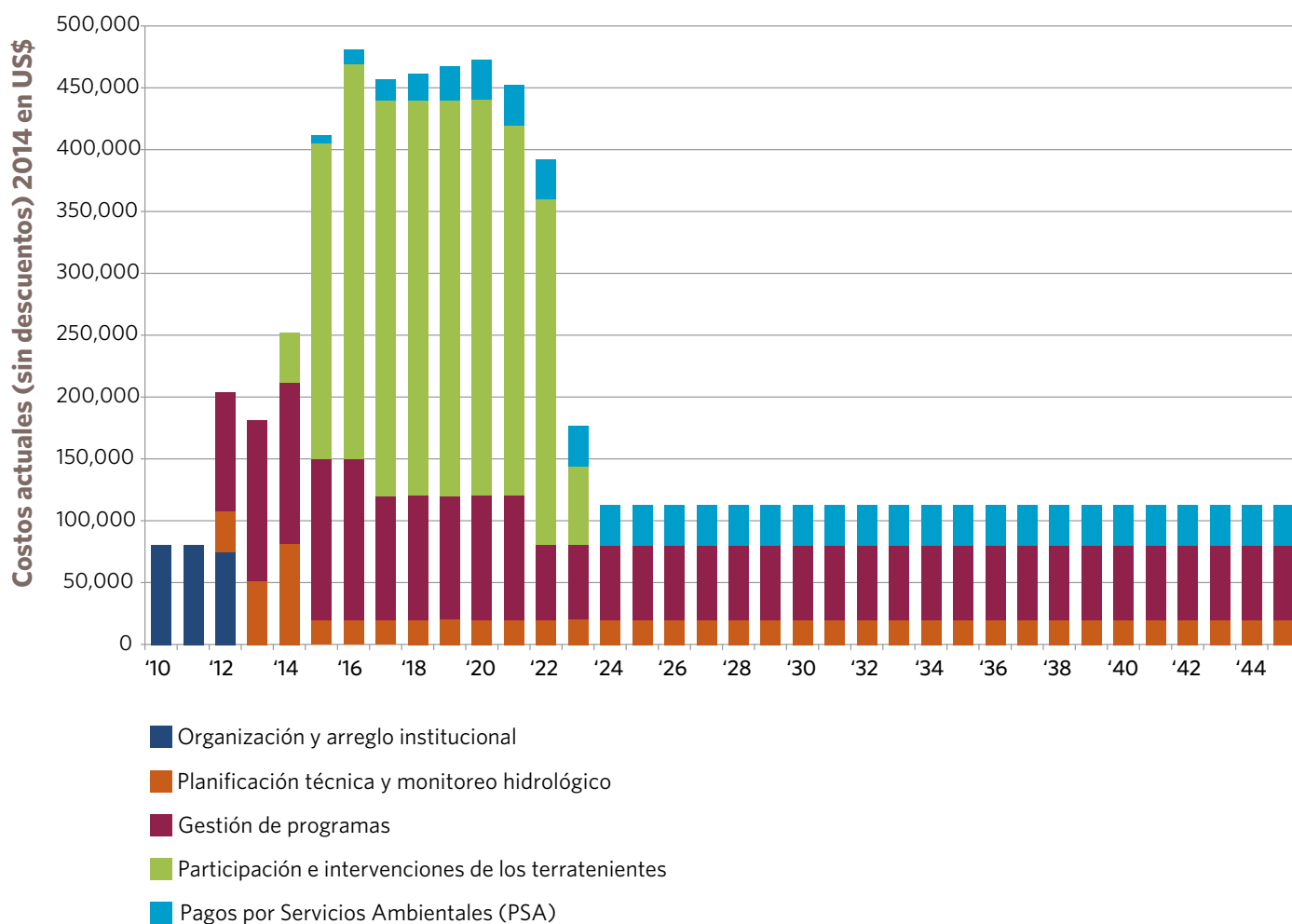


Figura 9: Costos anuales del proyecto por componente principal



Cálculo del ROI

Fueron calculadas tres métricas ROI del Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú para EMASA y para el proyecto en general: 1) La rentabilidad en la reducción de STS, expresada como reducción media en mg/l de STS por año en la toma de agua por millón de US\$ (precios de 2014) invertido en el Proyecto Productor de Agua, 2) kg promedio de STS eliminado del agua captada por dólar invertido; y 3) la relación costo-beneficio o ROI monetizado, calculado dividiendo el valor monetario de las reducciones de STS en el agua captada de la ETA por los costos del Proyecto Productor de Agua.

Además de reducir los STS, el Proyecto Productor de Agua también produce beneficios colaterales en otras áreas de gran preocupación para los dos municipios: la atenuación de las inundaciones y la reducción del riesgo de escasez municipal de suministro de agua durante la alta temporada turística debido a los bajos caudales y a la baja capacidad de tener una estructura para almacenar agua a gran escala. Estas externalidades positivas justifican la participación en los costos del Proyecto Productor de Agua, lo que podría lograrse mediante la inclusión de los costos de conservación de cuencas en la tarifa municipal de agua o la imposición de tarifas de conservación para los turistas en la temporada alta. Ambos estarían justificados: los primeros por considerar que los beneficios de las interrupciones del suministro y la reducción del riesgo de inundación serían de base amplia; ya que una cantidad desproporcionada de los beneficios de la reducción del riesgo de escasez de suministros se acumula para los turistas, que durante la temporada alta representan tres cuartas partes de la población combinada de los dos municipios.

Al calcular las métricas del ROI, fueron descontados todos los costos y beneficios del Proyecto Productor de Agua hasta 2045 a sus equivalentes actuales de 2014 utilizando la tasa de descuento de valor presente (VP) utilizado en Brasil de 3,85 por ciento (Fenichel et al. 2016). Las tasas de descuento social, y no las del descuento de mercado, generalmente se reconocen como las tasas apropiadas para evaluar proyectos de larga vida financiados con fondos públicos como la protección ambiental (Arrow et al. 2013).

El horizonte temporal de 30 años para nuestro análisis fue elegido para asegurar una comparabilidad amplia de las estimaciones de costo-efectividad para el Proyecto Productor de Agua de Camboriú con las inversiones en infraestructura de tratamiento de agua potable gris, que tienen una vida útil de 15-25 años (Sistemas mecánicos y eléctricos de plantas de tratamiento y estaciones de bombeo) a 60-70 años (estructuras de hormigón) (US EPA 2002).

Esta estimación de ROI se basa únicamente en las intervenciones de conservación y restauración futuras (2015 en adelante). Si bien, se seleccionaron las intervenciones existentes (39 ha de restauración, 55 ha de conservación) implementadas en 2014 utilizando el cálculo de priorización de sedimentos y determinación de pagos descrito anteriormente, no fue tomado en cuenta el uso previsto de la tierra o el cambio de cobertura. Por lo que, tanto nuestros impactos hidrológicos como de costos ignoran las intervenciones tempranas.

Resultados

ROI DEL PROYECTO PRODUCTOR DE AGUA DEL RÍO CAMBORIÚ

Nuestro análisis indica que si se analiza puramente como una medida de control de sedimentos para el suministro de agua municipal, el Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú tiene un ROI < 1 en un horizonte temporal de 30 años. Esto es cierto tanto para el proyecto en general (todos los costos contados) como para EMASA en particular (Tabla 2), y es válido incluso si se han utilizado las pérdidas reducidas de agua en la temporada alta que resultan de concentraciones reducidas de sedimentos en el agua captada. El tamaño de la reciente expansión de la capacidad de la ETA (véase Escenario 2 en la Tabla 2). Teniendo en cuenta el perfil temporal más cargado de los costos en relación con los beneficios, este resultado es sin embargo sensible al horizonte temporal del estudio.

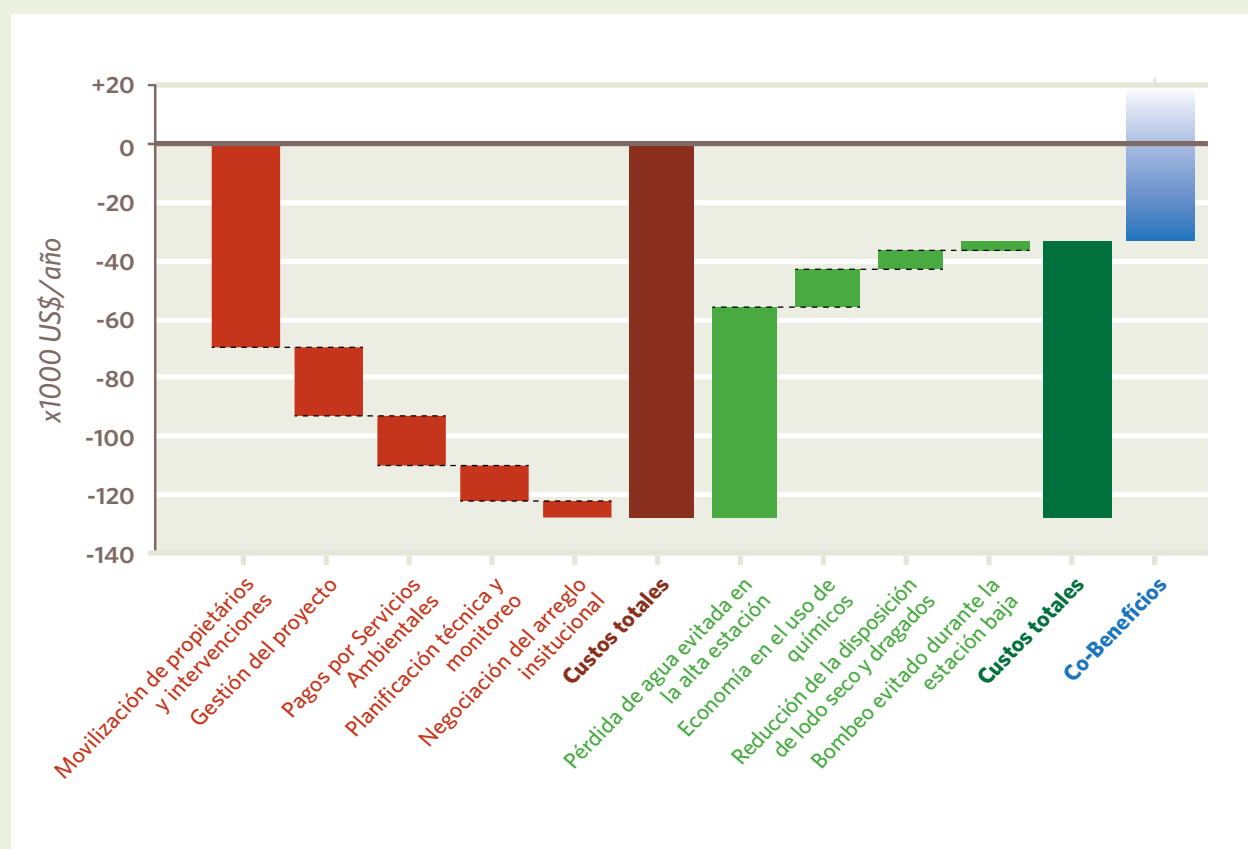


Figura 10: Comparación entre los valores de la composición anual de costos y de los beneficios estimados, descontados al valor presente considerando un periodo de 30 años y usando la tasa de descuento social del 3,85%. Los valores de los co-beneficios no se cuantificaron en este análisis.

Tabla 2: Estimación del ROI del Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú como medida de control de sedimentos para el suministro de agua municipal, 2015-2045

ROI para	Escenario	STS (mg/l) por año por millón \$	kg STS por \$	B/C
Programa general	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 los valores en dólares estadounidenses en 2014 presentan valores utilizando una tasa de descuento de 3.85% por año.

Tenga en cuenta que sólo los beneficios asociados con la reducción de sedimentos se reflejan en estas métricas de ROI. Los valores de conservación de la biodiversidad, riesgo de suministro de agua de temporada alta y reducción del riesgo de inundación producidos por el proyecto se tratan como co-beneficios cuya cuantificación está fuera del alcance de este estudio.

COMPARACIÓN CON OTRAS ESTIMACIONES DE BENEFICIOS DE CONSERVACIÓN DE CUENCAS

La estimación de beneficios realizada en este estudio está de acuerdo con las limitadas referencias disponibles en la literatura sobre el impacto de STS en los costos de operación de ETA. De acuerdo con este análisis, una vez que las intervenciones en campo alcanzan la total funcionalidad para reducción de STS - en este caso estimada para ocurrir alrededor del año 2032 - la reducción estimada en el 14% en la concentración de STS en la captación de agua representa una reducción del orden del 4% en los costos operativos de ETA (US\$0,21 m³).

Para comparación, McDonald and Shemie (2014) indican que en su muestra de más de 100 ciudades de los Estados Unidos que dependen principalmente de fuentes de agua superficial, una reducción del 10 por ciento en la concentración de sedimentos en promedio produce una reducción del 2,6 por ciento en el funcionamiento y mantenimiento de la planta de tratamiento O & M (excluyendo el bombeo, costos de O & M de infraestructura de distribución y costos de dragado de yacimientos).

De manera similar, utilizando modelos OTTER calibrados de cuatro estaciones de tratamiento de agua, Grantley et al. (2003) estiman que una disminución del 25 por ciento en STS y una disminución del 15 por ciento en el contenido orgánico total pueden reducir los costos de tratamiento en un 5 por ciento. Los costos de tratamiento comprenden el uso de químicos, la eliminación de residuos y la toma de energía de las bombeo de aguas residuales. Tanto las estimaciones de McDonald y Shemie (2014) como las de Grantley y otros (2003) están en línea con las nuestras.

Factores que Influyen en el ROI

Si bien nuestro análisis indica que el Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú tiene un ROI < 1 como medida de control de sedimentos, esto no significa necesariamente que el proyecto no tiene sentido económico para sus partidarios en general o para el EMASA en particular.

De hecho, las estimaciones de ROI son sensibles a varios supuestos clave. Éstas incluyen:

- 1** el horizonte temporal y la tasa de descuento utilizada en el análisis;
- 2** la omisión de co-beneficios producidos por el proyecto, incluyendo la conservación de la biodiversidad y el riesgo de suministro de agua de temporada alta y la reducción del riesgo de inundación. Estas representan externalidades positivas que afectan el caso económico general del proyecto y, en la medida en que pueden ser internalizadas, el caso de negocio de conservación de cuencas para EMASA con respecto a alternativas de control de sedimentos de infraestructura gris;
- 3** la escala de intervención;
- 4** un sesgo conservador en las estimaciones de beneficios a partir de la reducción de sedimentos;
- 5** Contabilidad completa de los costos de transacción.

1. HORIZONTE TEMPORAL Y TASA DE DESCUENTO UTILIZADA EN EL ANÁLISIS

Como resultado del tiempo necesario para que las intervenciones de restauración lleguen a ser plenamente efectivas en el control de la exportación de sedimentos, así como la extensión de la implementación de la intervención durante ocho años, los beneficios anuales de la reducción de sedimentos inicialmente son bajos pero muestran un fuerte incremento con el tiempo, menos de US\$ 9.000 en 2015 (de la conversión forestal prevenida) a US\$ 313.000 en 2045 (todos los valores no descontados del año corriente a precios de 2014). Se prevé que los beneficios de la reducción de sedimentos superen los costos anuales en 2024 (Figura 11). En los años anteriores, el proyecto genera costos netos debido a la inversión en diseño, coordinación y ejecución anticipados y altos costos de transacción asociados con el despliegue del proyecto.

Debido al perfil temporal invertido de costos y beneficios, los horizontes de tiempo más largos aumentarán el ROI porque se incluyen más años en los que el proyecto genera beneficios netos. Por ejemplo, el ROI de EMASA superará 1 si el horizonte temporal se amplía en 14 años (de 2045 a 2059) o más.

Del mismo modo, debido a los perfiles de tiempo de costos y beneficios, mayores tasas de descuento reducirá el ROI, mientras que las tasas más bajas lo aumentará. Si EMASA fuera una empresa privada en lugar de una entidad pública, su tasa de descuento se basaría en su costo de capital o en su tasa de rendimiento de las inversiones competitivas, lo que probablemente excedería la tasa utilizada en el análisis.

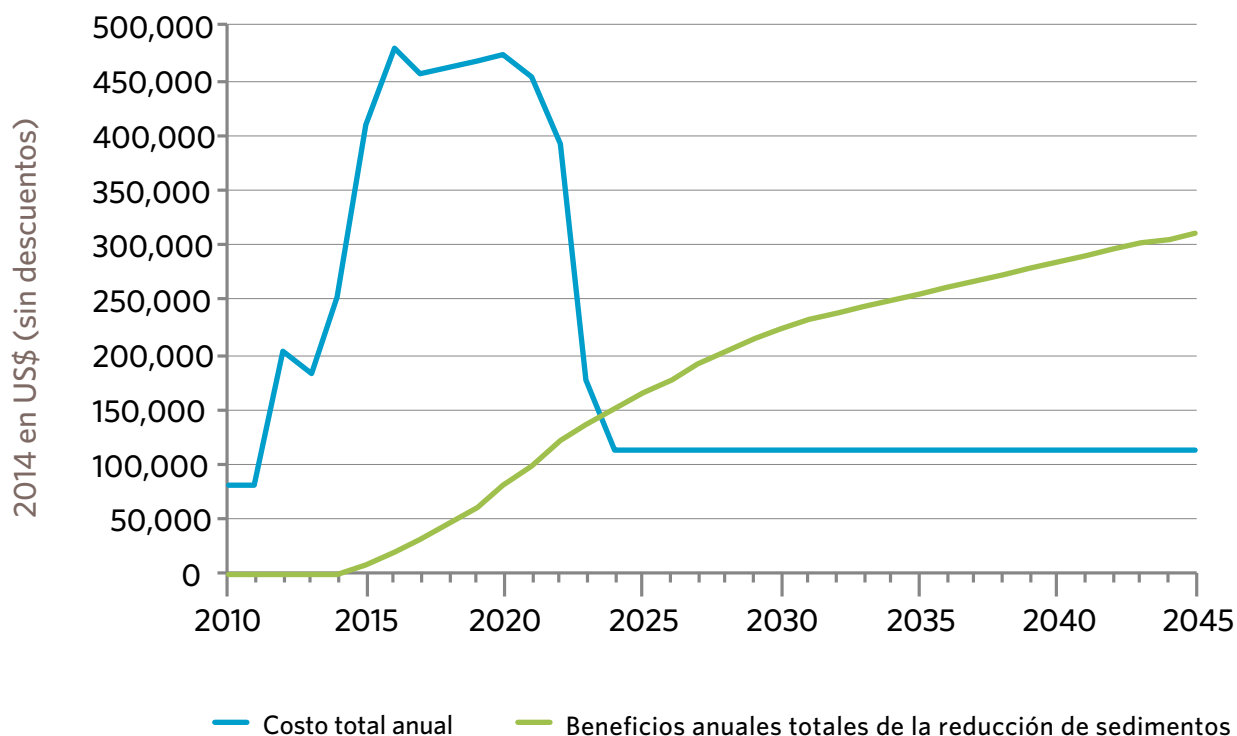


Figura 11: Perfil temporal de costos anuales y beneficios de reducción de sedimentos

El análisis fue centrado en las intervenciones basadas en la probabilidad prevista de conversión de un sitio por un futuro punto en el tiempo (2025 en nuestro caso). Esto puede resultar en la no protección de sitios que a lo largo de marcos de tiempo más largos pueden producir más del resultado objetivo (reducción de STS) pero que se prevé que se convertirán sólo en un momento posterior y por lo tanto no entró en la cartera de intervención. Cambiar el horizonte temporal del análisis puede afectar así la cartera de intervención "óptima". Aunque esto no es sorprendente, sí hace que la elección del horizonte temporal sea muy importante, y puede justificar la inclusión de este parámetro en un análisis de sensibilidad formal.

2. CO-BENEFICIOS

El Proyecto Productor de Agua de Camboriú produce importantes beneficios adicionales además de reducir las concentraciones de sedimentos en el agua de consumo municipal. Debido a estos beneficios adicionales, es probable que el ROI general del proyecto sobrepase sustancialmente su ROI en el control de sedimentos. Esta divergencia entre el caso económico más amplio y el caso de negocio específico para un objetivo o inversor en particular no es ni sorprendente ni exclusivo del proyecto de Camboriú, sino que pone en evidencia la importancia de una cuidadosa selección del alcance del análisis del ROI y la interpretación de sus resultados.

Además de la conservación de la biodiversidad, dos importantes beneficios colaterales del proyecto Camboriú son los que pueden conducir a una brecha entre el caso económico más amplio y el caso comercial específico: 1) reducción del riesgo de inundación y 2) reducción del riesgo de interrupción del suministro de agua.

Para el año 2022, el Proyecto Productor de Agua de Camboriú aumentará la cobertura forestal equivalente al 5 por ciento de la cuenca aguas arriba del punto de toma de EMASA. Se espera que esto aumente la infiltración y el resultado en la escorrentía superficial reducida y la descarga del río durante los eventos de tormenta, y un aumento potencial de la descarga durante los períodos de precipitación bajos. Nuestro modelo SWAT predice que las intervenciones modeladas de Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú reducirán los niveles de caudal máximo (>12 cm en el punto de monitoreo de EMASA) en más del 3 por ciento en promedio y aumentarán los niveles de caudal base (<2 cm en EMASA) en un promedio de 0,4 por ciento. Si bien estos impactos son pequeños en términos relativos, sin embargo, es probable que tengan un valor económico.

Claramente, la reducción del riesgo es una razón fuerte para inversiones diversificadas en infraestructura de agua, incluyendo la restauración de la cuenca. A pesar de que es imposible decir sin un análisis detallado hasta qué punto el valor de la reducción de los riesgos de déficit de suministro y de inundación es relativo al valor de las reducciones en la operación de la planta de tratamiento de sedimentos y a los costos de capital cuantificados en este análisis, siendo que la evidencia de otros estudios ciertamente sugiere que puede ser sustancial. Si bien el valor del suministro o la reducción del riesgo de inundación es fuertemente dependiente del contexto, incluso si esos valores en Camboriú fueran de un orden de magnitud menor que los reportados para otras ciudades de Brasil y otros lugares de América del Sur (por ejemplo, Zapata et al. 2012; Machado et al. 2014, Fuks y Chatterjee, 2008), disminuirían el valor asociado con las reducciones de sedimentos en el suministro de agua municipal.

La importancia de la reducción de los riesgos de suministro e inundación puede ser particularmente alta en el caso de Balneário Camboriú debido a la importancia de los sectores turístico e inmobiliario para la economía del municipio y la presencia de destinos de playa sustitutos cercanos, a lo largo de la costa atlántica brasileña.

Estos beneficios de reducción del riesgo de suministro e inundación llegan a las empresas locales, los residentes y los visitantes, directamente o a través de la reducción del gasto municipal en daños por inundación o infraestructura de almacenamiento de aguas grises. Por lo tanto, la distribución de costos entre los beneficiarios del Proyecto Productor de Agua está claramente justificada. Esto podría lograrse incorporando el costo del mantenimiento de la cuenca en las tarifas de los consumidores de agua o, alternativamente, mediante el cobro de una cuota de conservación de cuencas hidrográficas en temporada alta de visitantes basándose en la razón de que la mayoría de los beneficios de la reducción del riesgo de interrupción de suministro recaen sobre los visitantes durante la temporada alta, cuando la demanda se acentúa y los turistas representan tres cuartas partes de la población combinada de los dos municipios.

Incorporar una cuota de conservación de cuencas hidrográficas de sólo US\$ 0.005 m³ – menos del 0.4 por ciento del promedio actual pagado por los usuarios del sistema municipal de abastecimiento de agua, o US\$ 1.25 por hogar promedio por año– o US\$ 0.15 por visitante de temporada alta, que elevaría el ROI del proyecto por encima de 1. Un recargo de esa cantidad estaría justificado siempre y cuando el valor combinado del menor riesgo de inundaciones y escasez de suministro de agua sea actualmente de US\$ 88.000 por año (US\$ 142.000 por año (no descontado) en promedio, durante el periodo de 2015-2045).

Estas estimaciones de beneficios están en buen acuerdo con las pocas estimaciones del impacto de los STS en los costos municipales de tratamiento del agua potable reportados en otros estudios. De acuerdo con el análisis, una vez que las intervenciones han desarrollado su funcionalidad completa con respecto a la reducción de STS, que se supone que ocurrirá en 2032, la reducción resultante del 14 por ciento en las concentraciones de STS en el agua captada reducirá los costos totales de tratamiento de la planta de agua por m³ de la producción de agua, datos EMASA) en casi un 4 por ciento.

3. ESCALA DE INTERVENCIONES

Este análisis supone que la tasa actual de restauración y las intervenciones de conservación continúan a través de 2022 cuando la fase actual de inscripción de productores rurales termine. Esto se traduce en más de 50 ha de áreas de carga de sedimento alto que siguen sin ser atendidas (ver las zonas rojas en el panel derecho de la Figura 7). Debido a que los costos de transacción representan una alta proporción de los costos totales del proyecto y debido a que muchos de estos costos de transacción son independientes de la extensión de la intervención total o aumentan menos que proporcionalmente con esa extensión, el ROI del proyecto podría mejorarse ampliando las intervenciones en las áreas que todavía continúan con tasas altas de exportación de sedimentos. Por ejemplo, el aumento de las áreas de conservación y restauración en un 10 por ciento (64 ha) en comparación con nuestro análisis aumentaría los costos totales del proyecto en aproximadamente un 6 por ciento, pero los beneficios aumentarían en casi un 10 por ciento.



4. ESTIMACIONES DE BENEFICIOS CONSERVADORES

No fue incluido el valor de los costos reducidos de mantenimiento de la ETA como resultado de la reducción de las cargas de sedimentos y la reducción del procesamiento durante los meses de menor actividad, ya sea para la planta de tratamiento o la unidad de expansión. Es probable que esta omisión dé un sesgo negativo (bajo) en la estimación de beneficios y, en consecuencia, influirá negativamente en las estimaciones de ROI. Los costos de mantenimiento pueden no estar proporcionalmente relacionados con las concentraciones de STS y el caudal de agua, y su estimación está fuera del alcance de este estudio. Si la reducción promedio anual estimada del 11 por ciento en las concentraciones de STS en el agua captada durante el período 2015-2045 es suficiente para aumentar la vida útil del equipo de la planta, las estimaciones de beneficios pueden tener un sesgo a la baja sustancial.

5. CONTABILIDAD COMPLETA DE LOS COSTOS DE TRANSACCIÓN

En el Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú, los costos de transacción para la organización y el alcance durante la etapa de planificación del proyecto; estudios jurídicos e hidrológicos; monitoreo hidrológico y de cumplimiento; propietarios rurales de los y administración de proyectos) representan más del 50 por ciento del costo total del proyecto). Pocas estimaciones de la literatura de los proyectos de PSA o Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú incluyen costos de transacción y los que probablemente subestiman a este último (Finney 2015). La gran proporción de costos de transacción en el Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú se explica en parte por estudios de viabilidad previos al proyecto; reunión y coordinación entre un grupo de socios del proyecto técnicamente sólido y diverso; y una inversión sustancial en la intervención eficaz y en la supervisión del impacto y el cumplimiento, todo lo cual mejora el desempeño y la sostenibilidad del proyecto. Todas estas actividades implican costos de mano de obra y otros costos incurridos por los socios del proyecto, los cuales tratamos de explicar de manera realista.





Conclusión

Nuestro análisis indica que el Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú será una herramienta eficaz para reducir las concentraciones de STS en la toma de del Proyecto Productor de Agua. A través de una focalización bastante sofisticada de las intervenciones de restauración y conservación basadas tanto en costos como en beneficios, centrándose en las tierras que contribuirían con las mayores cargas de sedimentos, el proyecto registrará casi el 5 por ciento de las tierras en la cuenca aguas arriba de la planta de tratamiento; la toma en un 14 por ciento estimado una vez que las intervenciones alcancen su funcionalidad completa.

Sin embargo, a pesar de esta orientación efectiva, esos grandes impactos también tienen un costo sustancial. Estos resultados se deben tanto a los altos costos de transacción como a una gran parte de la restauración activa. Los costos de transacción incluyen:

- el uso extensivo de la tierra y el cambio de la cubierta terrestre y los análisis hidrológicos destinados a garantizar la adicionalidad de los impactos;
- la reunión y la coordinación entre un grupo diverso de asociados en el proyecto y la gestión del proyecto en colaboración;
- actividades extensas de participación de los propietarios rurales e intervenciones adaptadas a sitios individuales;
- actividades de divulgación dirigidas a crear conciencia pública sobre el proyecto y su propósito, tanto entre el público en general como con los tomadores de decisiones públicos, de asegurar el apoyo político;
- monitoreo hidrológico en curso para demostrar los impactos del proyecto.

Se considera que todas estas actividades son necesarias para garantizar la eficacia, la rentabilidad y la sostenibilidad del proyecto. Es importante señalar que mientras que el costo del Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú puede parecer alto en comparación con los reportados para otros Proyectos Productores de Agua, esto es causado en gran parte por el hecho de que la mayoría de los análisis no tienen en cuenta los costos de transacción. En otras palabras, podemos considerar estas estimaciones de costos del proyecto de Camboriú como representativas de los costos reales enfrentados por proyectos similares en otras partes de la Mata Atlántica que tienen como objetivo producir cambios extensivos en la cobertura de la tierra de manera similar y lograr la sostenibilidad.

A diferencia de los costos del proyecto, los beneficios que la planta de tratamiento recibe de las concentraciones reducidas de STS crecen con el tiempo con la producción de la planta de tratamiento y el desarrollo de la funcionalidad completa de control de sedimentos de las intervenciones.

La combinación de costos elevados y costos iniciales que comienzan pequeños y crecen continuamente a lo largo del tiempo da como resultado un ROI de 30 años < 1 del proyecto para el control de sedimentos. Sin embargo, el retorno de la inversión de del Proyecto Productor de Agua supera 1 para los plazos de más de 43 años.

Además, el Proyecto Productor de Agua genera importantes beneficios adicionales de gran preocupación para los residentes locales y las empresas en forma de atenuación de inundaciones y una reducción en el riesgo de escasez de suministro de agua durante la temporada turística. Dado que el turismo es una parte crucial de la economía local, las reducciones en el riesgo de inundaciones y la escasez de suministros llevan probablemente un gran valor económico total para esos grupos beneficiarios. Por lo tanto, existe un fuerte argumento para la distribución de costos entre los beneficiarios del proyecto. Dicha distribución de costos alinearía el caso de negocios para la compañía de tratamiento de agua y el caso económico más amplio para la protección de la cuenca. La incorporación del costo de la protección de las cuencas a las tarifas de uso del agua -una cantidad equivalente a un mero 0,4 por ciento de los actuales cargos promedio por usuarios- o la imposición de un arancel de conservación de US\$ 0,15 por visitante de temporada alta, representaría un medio para compartir estos costos. Reconociendo los beneficios ampliamente distribuidos de la protección de cuencas, actualmente se está discutiendo en

Camboriú la incorporación de los costos de protección de las cuencas en la tarifa de los usuarios de agua, entre los socios del Proyecto Productor de Agua, gobiernos locales y la agencia estatal de agua y saneamiento.

Si bien el Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú desplaza una parte del tratamiento convencional de aguas "grises" y podría incluso haber evitado una parte de la expansión de la infraestructura de tratamiento actualmente en marcha, no podría desplazar a todo el tratamiento gris. Por lo tanto, el proyecto es un ejemplo de cómo la infraestructura verde puede servir como complemento rentable a la infraestructura gris.

Estas conclusiones son indicativas del ROI de muchos otros proyectos similares de protección de cuencas. Muchas plantas municipales de tratamiento de agua potable en Brasil y en otros lugares son del mismo tipo que se encuentran en Camboriú. Como resultado, los proyectos que producen reducciones de STS de tamaño comparable en cuencas sin reservorios de almacenamiento deben generar valores similares en forma de costos de tratamiento evitados. Para las plantas que emplean diferentes tipos de tratamiento (incluyendo la recuperación de agua de lodos), los beneficios pueden ser diferentes. La transferibilidad de estas estimaciones de beneficios a una cuenca y planta determinada depende más del tamaño y de la parte de la cuenca donde se encuentra la captación de la planta de tratamiento: cuanto mayor es la cuenca, mayor es el alcance de las intervenciones necesarias (McDonald y Shemie, 2014); Cuanto menor sea la cuota de descarga capturada por la planta, menores serán los beneficios en relación con los costos).

Independientemente de si los hallazgos de casos de estudio son fácilmente transferibles a proyectos similares en otros lugares, los resultados de nuestro estudio de caso llevan a una clara recomendación: el pago de los proyectos de servicios de cuencas debe esforzarse por evaluar los impactos del proyecto en los servicios ecosistémicos auxiliares de alto valor recibidos por todas las partes del proyecto y no solo por los destinatarios principales del Proyecto Productor de Agua. La cuantificación verosímil del valor económico de los beneficios asociados a las ganancias de los servicios de terceros facilitará la internalización de esos valores en la financiación del proyecto mediante la participación en los costos. Esto mejorará su caso de negocio o puede incluso ayudar a establecer el caso de negocio en el primer lugar.



Literatura Citada

- 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.
- Moriasi, 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.

Apéndice

A1. IMPACTOS DE LOS SEDIMENTOS EN LA ESTACIÓN DE TRATAMIENTO DE AGUA

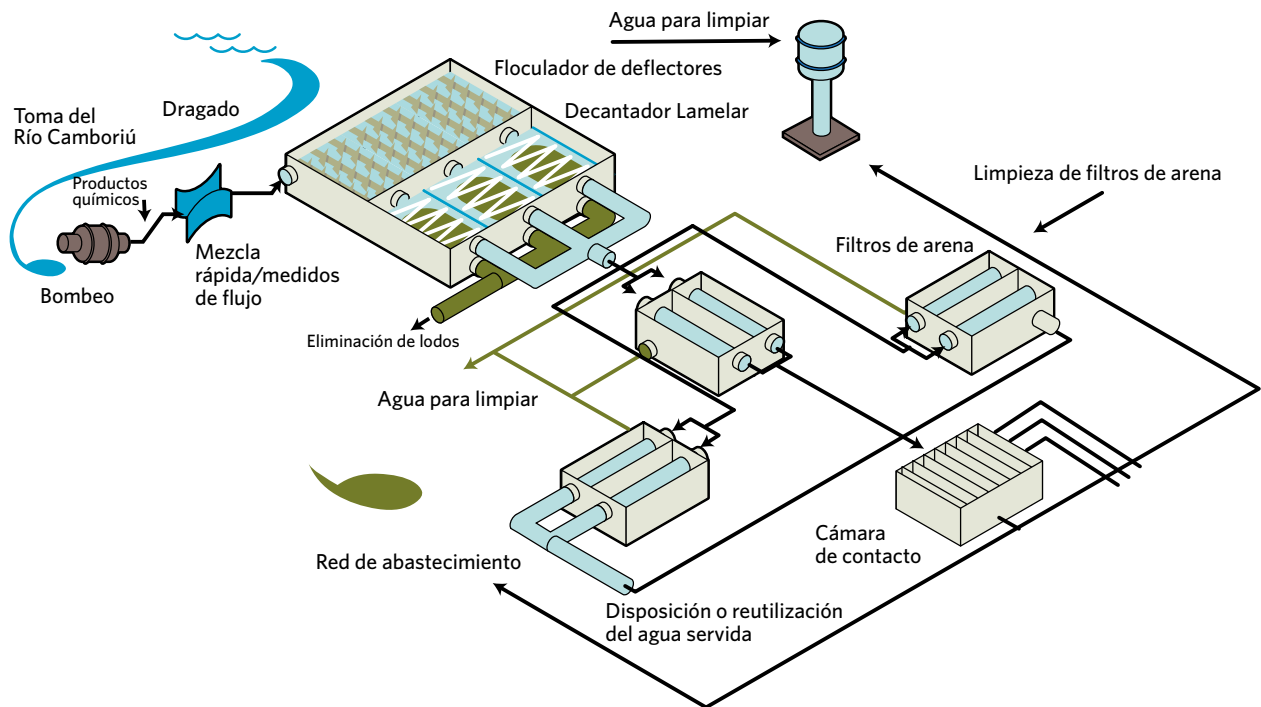


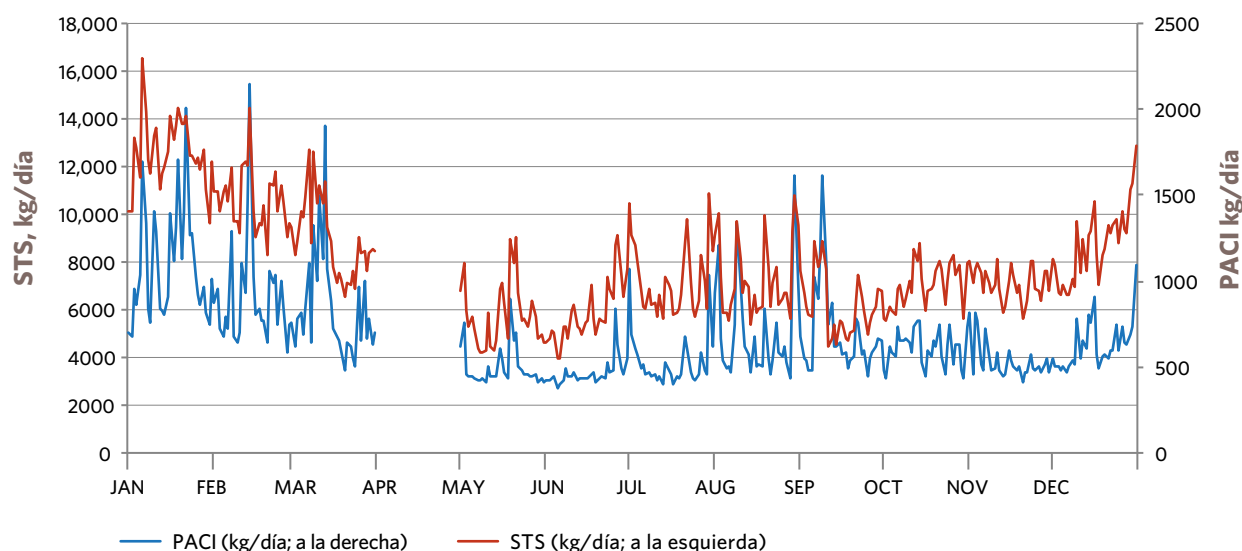
Figura A1: Procesos de estaciones de tratamiento de agua potable afectados por el sedimento en el agua captada

DRAGADO —Las cargas de sedimentos más altas requieren un dragado de canal de admisión más frecuente. El río en la entrada y el canal de admisión en la actualidad son dragados cada dos años, con 2.000-2.500 m³ de sedimento eliminado en cada dragado. El material de la draga se compone de una fracción de sedimento más pesada que se mueve a lo largo de la base del canal de la corriente. Se asumió que las intervenciones del Proyecto Productor de Agua del Río Camboriú reducen esa fracción más pesada en la misma proporción que STS.

BOMBEO — El bombeo de agua de la salida del río a la planta de tratamiento requiere en promedio 0,245 kWh/m³; el bombeo dentro de la planta requiere 0.345 kWh/m³ en promedio.

USO DE PRODUCTOS QUÍMICOS — Los productos químicos utilizados para eliminar los STS comprenden el policloruro de aluminio (PACI), un coagulante añadido al agua para conseguir la floculación y un polímero añadido como floculante auxiliar en las cuencas de floculación en condiciones de alta afluencia). El PACI y la aplicación de polímeros están altamente correlacionados con las concentraciones de STS en el agua captada (ver la información suplementaria uso de productos químicos).

Figura A1.5: Carga diaria de STS y aplicación de policloruro de aluminio (PACI) en ETA en 2011



PRODUCCIÓN DE LODOS — El floccus (coagulado de STS, PACI y polímero) se deposita en las cuencas hidrográficas de sedimentación y se descarga regularmente como lodo, dependiendo la frecuencia de las cargas del STS y la cantidad de agua procesada. EMASA informa de la producción de 923 m³ de lodo por día en condiciones normales de funcionamiento y niveles de toma (0,64 m³s). El lodo entonces se bombea inmediatamente fuera de la planta, donde se deja secar y luego se transporta en camión hasta un vertedero. Los registros de transporte de lodos indican que un promedio de 9,24 t de material de lodo seco se depositan en vertederos por día.

PÉRDIDA DE AGUA RELACIONADA CON SEDIMENTOS — Un análisis de 2006 de una sola muestra de lodo de la planta reveló una masa total de sólidos secos de 7,24 g/l, equivalente a un contenido de agua de lodo de 99,3%. Así, cada m³ de sólidos secos de lodo se asocia con una pérdida de 137 m³ de agua. Dada la producción promedio diaria de lodo de 923 m³, la pérdida mensual promedio estimada de agua en los lodos es de 27,870 m³, equivalente al 1,7% de la entrada. La curva de turbidez-STS desarrollada para la toma de EMASA (información complementaria Figura SI3 y sección de monitoreo hidrológico) y los volúmenes de entrada diarios de la ETA monitoreados durante el mismo período muestran que la recibe una carga STS promedio diaria estimada de 5,08 t. Dada la tasa promedio de aplicación de coagulantes (PACI) en la planta de 46,4 t por mes, las STS representan un 77% de la masa total de sólidos promedio (6,60 t por día) que entran en el tren de coagulación-floculación-sedimentación. Por lo tanto, cada m³ STS se asocia con la pérdida de 178 m³ de agua.

Tabla A1: Costos unitarios y cantidades de la ETA relacionada con los sedimentos

	Valor	Unidad	Cantidad #
Bombeo: desde el canal de admisión hasta la planta de tratamiento	0.08	USD/kWh	0.245 kWh/m ³ ‡
Bombeo: dentro de la planta de tratamiento	0.08	USD/kWh	0.345 kWh/m ³ ‡
Coagulante (PACI)	0.38	USD/kg	46,436 kg/mes (25 mg/L)
Floculante (polímero)	3.71	USD/kg	59 kg/mes (0.03 mg/L)
El agua perdida en el lodo	depende**		992.8 g/l lodo
El agua perdida en el lavado del filtro	depende**		766,500 m ³ /año §
Ingresos de temporada alta perdidos del agua perdida en la eliminación de sedimentos*	1.37	USD/m ³	389,107 m ³ /temporada alta †
Eliminación de lodos de plantas de tratamiento	18.75	USD/t	9.24 t/day
Dragado del canal de admisión ^	4.70	USD/m ³	1,250 m ³ /año

Notas: Todos los datos de EMASA. Convertido del Real Brasileño (R\$) al Dólar Americano (US\$) utilizando el tipo de cambio promedio de R\$-US\$ 2014 de (www.xe.com).

‡ A una velocidad de funcionamiento normal (de diseño) de 0,64 m³s (la tasa de funcionamiento año-a-año más reciente es de 0,69 m³s).

* Ingresos perjudicados por la venta de agua durante la temporada alta. Supone que la tarifa de uso marginal es equivalente a la carga promedio estimada en todo el uso municipal de R\$ 4,39 por m³ (carga por m³ de toma de agua incluyendo 0,8 m³ de descarga de alcantarillado por toma de m³).

^ Recogida gratis por terceros que vendan el material de dragado.

Promedio de las cantidades reportadas.

** El valor estimado depende de si la pérdida ocurre en el pico (pérdida de ingresos) o fuera de temporada alta (sin pérdida de ingresos).

§ Basado en 350 m³ de agua utilizada por filtración y seis descargas por día. Se supone que el 67% y el 34% de esta pérdida ocurren durante las estaciones pico y pico, respectivamente.

† Incluye 133.607 m³ perdidos en la descarga de lodos de la cuenca sedimentaria y 255.500 m³ perdidos en el lavado por retroiluminación del filtro por temporada alta.

Desde la cuenca de sedimentación, el agua es bombeada hasta la etapa final de tratamiento de sedimentos, donde pasa a través de dos grandes filtros gravitatorios compuestos de capas de grava, arena y carbón activado que eliminan la mayoría de las partículas restantes. Estos filtros cada uno son retrolavados dos a tres veces diarias usando ya el agua tratada. Un uso más alto del polímero conduce a la acumulación del polímero en los filtros que requieren una limpieza más frecuente. Cada ciclo de retrolavado toma de 30 a 45 minutos y requiere al menos 350 m³ de agua tratada. El agua utilizada para el lavado posterior del filtro se descarga entonces como aguas residuales. Suponemos que en el futuro dada la expansión de la planta y la creciente demanda de agua, cada filtro STS final se lavará por lavado en

promedio 3 veces al día usando 350 m³ por evento, resultando en una pérdida anual total de agua para el lavado de filtro de aproximadamente 766.500 m³, o el 4,2% de la toma total de agua anual 2008-2014.

Las pérdidas totales de agua por eliminación de sedimentos suman 5,9% del agua captada. Los datos de la planta de tratamiento para 2008-2014 indican que el caudal total de agua medido es 15.5% menor que la toma total de agua cruda. El resto de esta diferencia se explica por la extracción de agua por delante del punto de monitoreo de salida que se utiliza para el llenado de camiones cisterna que abastecen al vecino municipio de Camboriú cuando éste enfrenta deficiencias de suministro, así como por uso interno y evaporación.

A2. CALIBRACIÓN DEL MODELO HIDROLÓGICO

Calibramos SWAT a la descarga 2014 y datos de concentración de STS usando un método de calibración de muestra dividida.

Para la descarga, calibramos el SWAT con la calibración en la muestra que ocurre desde el 1/1/2014 al 12/31/2014 y la prueba fuera de la muestra que ocurre desde 1/1/2015 al 11/06/2015. En primer lugar, el modelo se calibró para la descarga. En la estación EMASA, el modelo alcanzó una eficiencia de Nash-Sutcliffe (NS) de 0,71 para los flujos diarios en la muestra durante la calibración, y 0,53 para los flujos diarios fuera de la muestra, calificando el modelo como mejor que satisfactorio de acuerdo

con los criterios mensuales de calibración de Moriasi et al. (2007) (Tabla A2). El NS fue elegido como el estadístico de calibración porque pesa fuertemente los picos de caudal, que en muchos lugares conducen el transporte de la mayoría de los sedimentos. Se calcularon las estadísticas de calibración tanto para las estaciones de Canoas como de EMASA, y estas dos estaciones fueron ponderadas igualmente para la calibración del modelo. Se realizó un análisis de sensibilidad para estimar los parámetros más sensibles en el modelo antes de la calibración. Véase Fisher et al. (in prep.) para los valores de los parámetros utilizados en la calibración.

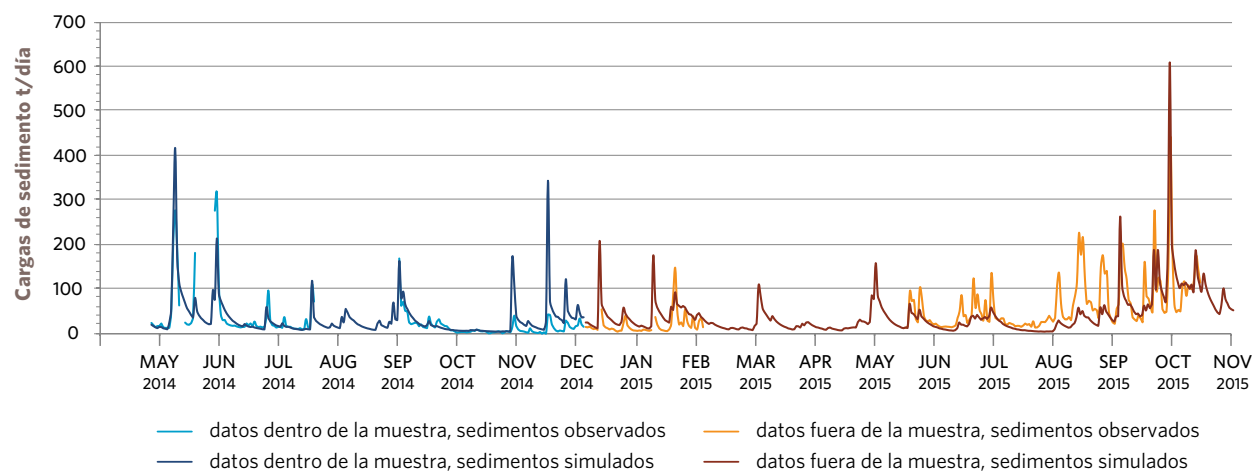
Tabla A2. Estadísticas de calibración de sedimentos y flujos para la calibración en la muestra y fuera de los datos de validación de la muestra.

	Datos en la muestra (1/1/2014-12/31/2014)			Datos fuera de la muestra (1/1/2015-11/06/15)		
	NSE	PBIAS	R ²	NSE	PBIAS	R ²
flujo (1 m)	0.71	-4.54	0.74	0.53	-6.17	0.81
sedimento (1 m)	0.63	8.42	0.63	0.48	15.01	0.57

Fuente: Fisher et al. (in prep.)

Después de la descarga, el modelo SWAT fue calibrado para la carga de sedimentos en la cuenca en las estaciones de Canoas y EMASA a la escala de tiempo mensual.

Figura A2: Comparación de las cargas de STS observadas (basada en la turbidez medida y en la curva de concentración de turbidez-STS) y simuladas en la toma de EMASA





[nature.org/water](https://www.nature.org/water)

Cover photo: © Andre Targa Cavassani/TNC