



VALORACIÓN DEL CAPITAL NATURAL DE COSTA RICA



EN EL MARCO DEL DISEÑO DE LA NUEVA GENERACIÓN DE
PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES DE COSTA RICA

DOCUMENTO DE TRABAJO



VALORACIÓN DEL CAPITAL NATURAL DE COSTA RICA



EN EL MARCO DEL DISEÑO DE LA NUEVA GENERACIÓN DE
PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES DE COSTA RICA

DOCUMENTO DE TRABAJO

CRÉDITOS

Autores

Marcello Hernández-Blanco, Ph.D.
Robert Costanza, Ph.D.

Revisión

Ana Lucia Orozco Rubio, Coordinadora BIOFIN-PNUD
Fernando Rodríguez Garro, Asesor Financiero
BIOFIN-PNUD

Diseño de Portada

Diana Garro Solórzano, Diseñadora Gráfica y
Community Manager BIOFIN-PNUD

Citar este documento como:

Hernández -Blanco, Marcello y Constanza, Robert
(2021) Valoración del Capital Natural de Costa Rica
BIOFIN-PNUD. San José, Costa Rica.

El PNUD forja alianzas con todos los niveles de la sociedad para ayudar a construir naciones que puedan resistir las crisis; promueve y sostiene un tipo de crecimiento que mejora la calidad de vida de todas y todos. Presentes sobre el terreno en unos 170 países y territorios, ofrecemos una perspectiva global y un conocimiento local al servicio de las personas y las naciones. Derechos de propiedad intelectual © 2021 Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo - Costa Rica (PNUD-Costa Rica) | Está autorizada la reproducción total o parcial de esta publicación con propósitos educativos y sin fines de lucro, con la condición de que se indique la fuente. PNUD-Costa Rica agradecerá que se les remita un ejemplar de cualquier texto elaborado con base en la presente publicación. El contenido de este volumen no refleja, necesariamente, las opiniones o políticas de PNUD-Costa Rica, o de sus organizaciones contribuyentes.

Producido en Costa Rica. Dirección: Oficentro La Virgen 2, de la Embajada Americana 300m sur y 200m sureste, Pavas, San José, Costa Rica. Teléfono: (506) 2296-1544 | Web: <http://www.pnud.or.cr> | E-mail: comunicaciones.cr@undp.org

BIOFIN-PNUD

La Iniciativa Finanzas para la Biodiversidad (BIOFIN) es la alianza mundial para abordar el desafío del financiamiento de la biodiversidad de una manera integral, bajo una metodología que se desarrolla en 30 países del mundo. BIOFIN ha ayudado a los gobiernos a elaborar una sólida justificación en favor de un aumento de la inversión en la conservación, el uso sostenible y la distribución equitativa de los beneficios de los ecosistemas y la biodiversidad, con un enfoque dirigido a determinar y cubrir las necesidades de financiación de la Estrategia Nacional de Biodiversidad y sus metas globales.



TABLA DE CONTENIDOS

PRÓLOGO.....	8
<i>1. Sobre este volumen</i>	<i>10</i>
<i>2. Transferencia de valor.....</i>	<i>10</i>
Tipos de transferencia de valor.....	11
Limitaciones y fuentes de error.....	13
Criterios para realizar una transferencia de valor.....	14
<i>3. Metodología.....</i>	<i>15</i>
a. Selección de los valores a transferir.....	16
b. Estimación del valor total anual	18
c. Estimación del valor presente neto.....	18
<i>4. Resultados y discusión.....</i>	<i>20</i>
<i>5. Conclusión</i>	<i>26</i>
<i>Referencias</i>	<i>27</i>

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Cobertura del capital natural considerado en este estudio. a) Cobertura incluyendo la Zona Económica Exclusiva. b) Cobertura terrestre solamente.....15

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Área de cada uno de los ecosistemas considerados en el nuevo programa de PSE y valorados en este Volumen.....	15
Tabla 2. Contribución relativa de cada tipo de capital a los servicios ecosistémicos evaluados.....	19
Tabla 3. Tasas de descuento utilizadas para cada tipo de capital.	19
Tabla 4. Número de estimaciones y valores extraídos de la literatura para realizar la transferencia de valor	21
Tabla 5. Resumen de los valores económicos de los ecosistemas del nuevo programa de PSE.....	24
Tabla 6. Valor Presente Neto del capital natural de Costa Rica.....	25

PRÓLOGO

La naturaleza y su diversidad biológica es la base de la vida como la conocemos. La estabilidad del planeta, la sociedad y la economía dependen de la conservación de los ecosistemas y los servicios que proveen de manera continua: aire limpio, agua, alimentos, regulación climática, polinización e insumos que proporcionan los elementos esenciales para una vida humana saludable y productiva. Por ejemplo, los cultivos que dependen de los polinizadores contribuyen con el 35% del volumen de producción mundial de cultivos y un valor de mercado anual de entre US \$ 235 y 577 mil millones (en 2015) en todo el mundo. Pero debido a que estos beneficios se brindan en su mayoría sin ningún costo monetario, generalmente se dan por sentados o se pasa por alto su importancia.

Así mismo, la sostenibilidad requiere mantener oportunidades para las generaciones futuras, para que puedan satisfacer sus necesidades. Las oportunidades se transmiten a las generaciones futuras a través de un conjunto de activos de capital. La naturaleza proporciona una clase importante de estos activos, pero los mercados rara vez revelan el valor marginal del capital natural. La ruta que hemos plasmado a través de la Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible no se lograrán si no incorporamos efectivamente medidas para conservar, usar sosteniblemente y restaurar el capital natural.

Este estudio revela que el valor total anual del capital natural de Costa Rica es de USD \$14,5 mil millones — según la información disponible para los ecosistemas evaluados—, lo que representa el 23% del Producto Interno Bruto de Costa Rica para el año 2019. Esto muestra la contribución significativa que provee la naturaleza al bienestar humano, local y global, así como el impacto y la potencial pérdida económica que representaría su degradación o pérdida. El valor presente neto del capital natural de Costa Rica está valorado en su totalidad en USD \$845 mil millones.

El estudio que presentamos ha sido elaborado en el marco de la iniciativa BIOFIN del PNUD, y particularmente bajo una de las Soluciones Financieras denominada nueva generación del Programa de Pago por Servicios Ambientales, cuyo propósito es reducir la brecha de financiamiento que persiste por la dependencia de su principal fuente, el impuesto al combustible fósil, así como diversificar dichas fuentes. Esta solución financiera tiene también como propósito conceptualizar un modelo que pueda extender incentivos a sistemas productivos agrícolas, ciudades, así como a otros ecosistemas, tales como ecosistemas marinos, arrecifes de coral y manglares, críticos para el bienestar de la sociedad costarricense.

El valor de los servicios ecosistémicos estimado en este estudio es el primer esfuerzo a nivel nacional de este tipo, lo que representa un aporte importante para la ciencia y la toma de decisiones en el país.

José Vicente Troya Rodríguez,
Representante Residente del PNUD en Costa Rica.

ABREVIACIONES

CIJ: Corte Interamericana de Justicia

DDP: Disposición de pago

DDA: Disposición de aceptar

PSE: Pago por Servicios Ecosistémicos

PPA: Paridad de Poder Adquisitivo

VPN: Valor Presente Neto

ZEE: Zona Económica Exclusiva

\$Int: Dólares internacionales

VOL IV. VALORACIÓN DEL CAPITAL NATURAL

1. Sobre este volumen

El presente Volumen, el cuarto de la colección sobre el diseño de un nuevo esquema de Pago por Servicios Ecosistémicos para Costa Rica (PSE), tiene el objetivo de estimar el valor económico del capital natural que contemplará el nuevo PSE. Los resultados que se proveen en este Volumen representan el primer esfuerzo en Costa Rica en valorar los servicios ecosistémicos del país a nivel nacional, por lo que sin duda es un importante paso para cerrar una brecha existente de conocimiento en este sentido, así como para la toma de decisiones basadas en conocimiento científico.

Específicamente, el valor de los servicios ecosistémicos del capital natural del nuevo esquema servirá como la base orientadora para establecer los criterios para determinar el valor de componentes clave del programa como el valor de los Créditos de Capital Natural, los cuales a su vez están relacionados con las compensaciones y multas que se definieron como mecanismo de financiamiento del Banco de Capital Natural.

2. Transferencia de valor

Debido a restricciones en tiempo y en presupuesto, frecuentemente no es posible realizar estudios originales/primarios para valorar económicamente los servicios ecosistémicos (Wilson & Hoehn, 2006; Plummer, 2009), lo cual ha llevado a un mayor uso de información secundaria para este propósito a través de técnicas de valoración como la transferencia de valor/beneficio. Aunque esta técnica tiene algunas limitaciones, en muchas ocasiones se puede considerar como la única opción para informar a las personas decisores de política que requieren una primer aproximación a la valoración del capital natural (Richardson et al., 2015).

En términos simples, la transferencia de valor consiste en “aplicar estimaciones de valores económicos de una locación a un lugar similar en otra locación” (Plummer, 2009). El sitio donde la información primaria es recolectada y procesada se llama *sitio de estudio*, y el sitio a la que esta información (i.e. valores de los servicios ecosistémicos) se va a aplicar se llama *sitio de política* (debido a que los valores son comúnmente usados para decisiones de políticas tales como el cambio del uso del suelo o el establecimiento de mecanismos financieros) (Plummer, 2009). La transferencia puede ser espacial (a través diferentes sitios, nacional o internacional) o temporal (en donde el sitio de estudio y el sitio de política están en diferentes momentos en el tiempo) (Stale Navrud & Olvar Bergland, 2004), o ambos.

Otros autores han propuesto las siguientes definiciones de transferencia de valor, todas ellas comparten los elementos clave de esta técnica:

- “Transferencia de estimaciones de valor originales de servicios ecosistémicos de un sitio de estudio existente o múltiples sitios de estudio a un sitio de política no estudiado con características similares que está siendo evaluado.” (Richardson et al., 2015)
- “Transposición de valores monetarios ambientales estimados en un sitio (sitio de estudio) a través de técnicas de valoración económica basadas en el mercado y técnicas no basadas en mercado a otro sitio (sitio de política) (Brouwer, 2000)”

Aunque frecuentemente se refiere como transferencia de beneficio a esta técnica de valoración, Navrud afirma que el método también puede estar relacionado a la transferencia de estimaciones de daños y por lo tanto un término más preciso sería el de transferencia de valor, el cual se va a usar durante este Volumen.

Para poder utilizar una unidad común que permita comparar los valores estimados con la transferencia de valor con otros valores de mercado, este método incorpora los valores de los servicios ecosistémicos en términos económicos a través de la disposición de pago (DDP) de las personas o la disposición de aceptar (DDA) compensación, el cual es calculado por técnicas estándar de valoración de preferencias reveladas (e.g. costo de viaje, métodos hedónicos), preferencias declaradas (e.g. valoración contingente) o por enfoques basados en el costo (e.g. costo evitado, costo de remplazo) (Brouwer, 2000). La agregación de estos métodos a través de la transferencia de valor hace que la técnica sea útil tanto en contextos académicos como en contextos políticos en los que los valores de los servicios ecosistémicos no requieren un alto nivel de precisión pero que son suficientes para apoyar con bases científicas un proyecto o política determinada, pero no son apropiados cuando valores más precisos se requieren en casos como en el cálculo de pagos por compensación por daños ambientales (principio de que quien contamina paga) (Navrud & Ready, 2007).

Tipos de transferencia de valor

Existen tres tipos principales de transferencia de valor, desde técnicas más simples como las transferencias de valor unitario hasta otras más sofisticadas como el análisis de meta-regresión de transferencia de función. La selección de la transferencia va a depender en su mayoría de la información disponible y de las limitaciones de tiempo.

Transferencia de valor unitario

Este es posiblemente el tipo de transferencia de valor más usado, y el que se va a aplicar en este Volumen. Una transferencia de valor unitario puede hacerse siguiendo uno de los siguientes tres enfoques de acuerdo con Richardson et al (2015). El primero consiste en tomar un solo estudio de la literatura que es similar al sitio de política y transferir un único punto de estimación (un valor que sin embargo debe ser ajustado al menos por la inflación del sitio de estudio al sitio de política). El segundo enfoque aplica un valor promedio tomado de varios sitios de estudio al sitio de política, lo que es preferible a solo transferir un único punto de estimación debido a que un valor promedio de varios estudios producirá un resultado más preciso (ya sea porque hay muchos estudios apropiados para tomar información o porque no hay estudios apropiados y por

lo tanto cancelar parcialmente las tendencias en los estudios individuales). El tercer y final enfoque aplica valores oficiales que han sido aprobados por un país o institución tales como los del Consejo de Recursos de Agua de los Estados Unidos y la Ley de Planificación de los Recursos Forestales de los Estados Unidos (Richardson et al., 2015).

Plummer (2009) afirma que el valor unitario puede estar basado en una actividad (e.g. ecoturismo por día) o un resultado (e.g. toneladas de carbono secuestradas por el bosque), por persona, y luego este valor es multiplicado por la cantidad proyectada de uso en el sitio de política.

De acuerdo a Navrud (2011), este tipo de transferencia de valor es inapropiado para transferencias entre países con diferentes niveles de ingresos y estándares de vida, una condición que ha sido resuelta a través de la aplicación de una transferencia con ajustes de ingreso utilizando índices de Paridad de Poder Adquisitivo (PPA), pero estos ajustes aún fallan en contabilizar factores importantes como las condiciones culturales, ambientales e institucionales entre los países (Stale Navrud & Olvar Bergland, 2004).

Transferencia de función de valor

Si se requiere un nivel de precisión más alto, o hay una necesidad de mejorar la calidad de la transferencia debido a diferencias en los servicios ecosistémicos o la población entre el sitio de estudio y el sitio de política (Ready & Navrud, 2005), entonces la función de valor es el siguiente mejor tipo de transferencia a utilizar, en el cual una función de disposición de pago que fue construida en el sitio de estudio puede ser aplicada al sitio de política con nuevos parámetros para determinar el valor de los servicios ecosistémicos.

Richardson et al. (2010) explican el ejemplo de una función de DDP en el que el DDP depende de la cantidad y/o calidad de los servicios ecosistémicos, así como también de variables socioeconómicas de la población que se beneficia de esos servicios. Tal como siempre es el caso, la calidad de la transferencia de función depende de la calidad de la investigación primaria en la que la función se basa.

Para que funcione bien, de acuerdo con Ready & Navrud (2005) este tipo de transferencia tiene que cumplir con las siguientes condiciones: 1) variación suficiente en el sitio de estudio en los atributos del servicio ecosistémico, 2) variación suficiente en el sitio de estudio en los atributos de los beneficiarios/población, 3) los atributos del servicio ecosistémico y de la población en el sitio de política están dentro del rango de valores estimados en el sitio de estudio, y 4) las preferencias por el servicio ecosistémico son similares en ambos sitios.

Sin embargo, tal como es el caso con la transferencia de valor unitario, la transferencia de función tiene algunas limitaciones y retos tales como la necesidad de conocimiento de los valores de las variables independientes para el sitio de política, y aún más la suposición de que la relación estadística es la misma entre las variables dependientes e independientes en ambos sitios (Richardson et al., 2015).

Transferencia de Función de Análisis de Meta-Regresión

El siguiente nivel de complejidad, y por esto un nivel más alto de la calidad de los resultados, es el uso de funciones de análisis de meta-regresión, usados especialmente cuando los estudios existentes que se asemejan al contexto político no están disponibles (Richardson et al., 2015).

Wilson & Hoehn (2006) definen esta metodología como una “técnica estadística para sintetizar los resultados de varios estudios de valoración de no mercado mediante la estimación de relaciones entre variables de control (metodología usada, características demográficas de la muestra, características del bien) y valores monetarios estimados a través de múltiples estudios”. Se genera una función de valor a través de la combinación de los resultados de numerosos estudios originales de valoración que contienen tanto información del bien como de la población. En otras palabras, en lugar de transferir la función de beneficio de un estudio de valoración, los resultados de varios estudios de valoración pueden ser combinados en un meta-análisis para estimar una función de beneficio en común (Stale Navrud & Olvar Bergland, 2004).

Limitaciones y fuentes de error

El grado de error en el método de transferencia de valor depende de cómo se lleve a cabo la transferencia entre los sitios. Los errores en la aplicación de este método pueden surgir por diferentes razones. Bergstrom y Taylor (2006) identifican las siguientes categorías de errores: errores que surgen debido a diferencias de atributos, diferencias en las características de la población, diferencias en la medición del cambio de bienestar (DDP y DAA activa vs pasiva), vínculos biofísicos con servicios económicos, estimación estadística y errores de juicio. Además, el tiempo juega un papel importante.

A pesar de llevar todas las estimaciones a un numerario común, los valores pueden no ser precisos ya que las preferencias de las sociedades son dinámicas. Durante la década de 1970, las personas pudieron haber dado un gran valor a la leña, pero puede que no ocurra lo mismo hoy en día. Los errores también surgen debido a fallas de validez interna, confusión entre valores totales y valores marginales, fiabilidad de los estudios citados, sesgos de publicación, informes incompletos de estudios primarios, etc. (Newbold et al, 2019).

Colombo y Hanley (2008) muestran que incluir indicadores de similitud (como ingresos, geografía) podría reducir la fuente de errores. Además, se recomienda solo considerar los estudios que sean fiables. Minimizar los errores de la transferencia de valores podría verse compensado por el costo marginal de recopilar los datos. La decisión sobre cómo utilizar estos valores depende de para qué se utilicen. Si las estimaciones se utilizan para conocer el valor, los errores imponen costos mínimos mientras que si las estimaciones se utilizan para calcular la responsabilidad o compensación, los errores pueden imponer enormes costos a la sociedad (Bergstrom y Taylor, 2006).

Criterios para realizar una transferencia de valor

Aunque no existe un grupo de criterios estándares u “oficiales” para la transferencia de valor (Johnston & Rosenberger, 2010), varios autores han propuesto criterios para reducir las posibles fuentes de error a la hora de aplicar esta técnica. El primer set de criterios para la transferencia de valor fueron definidos por Freeman en 1984, quien recomendó que el estudio de valoración original debe estar basado en información adecuada, un método económico robusto y una correcta técnica empírica (Richardson et al., 2015).

La revista *Water Resources Research* (volumen 28, número 3) publicó en 1992 una edición exclusiva sobre transferencia de valor, en la cual varios autores definieron los siguientes criterios para la selección de estudios originales (Brouwer, 2000):

1. Los tres criterios definidos por Freeman en 1984 más la inclusión de resultados de regresión que describen la función de DPP.
2. La población en ambos sitios debe ser similar.
3. Los servicios ecosistémicos y el cambio en la provisión de niveles deben ser similar en los diferentes sitios.
4. Los sitios en los que los servicios ecosistémicos son proveídos deben ser lo más similares posible.
5. Los mercados construidos deben ser los mismos en cada sitio.

Sin embargo, cumplir con todos estos criterios es frecuentemente difícil y no es siempre posible tomarlos en consideración.

3. Metodología

El alcance geográfico del presente estudio es el capital natural y los servicios ecosistémicos determinados en el Volumen I, para todo Costa Rica. La Figura 1 muestra la cobertura del capital natural que contempla el nuevo PSE a nivel nacional.

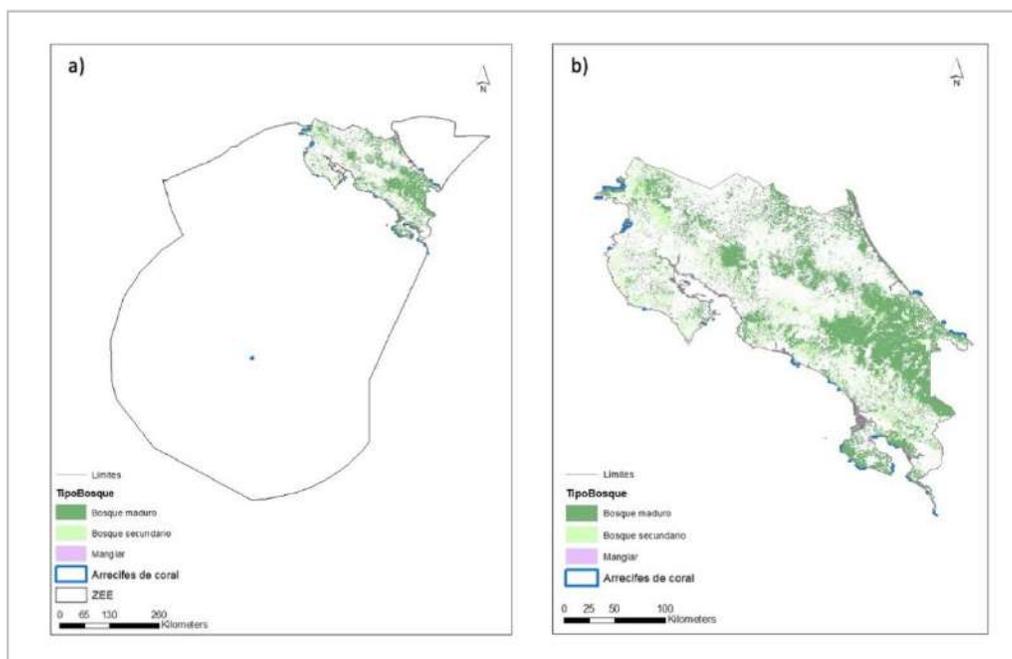


Figura 1. Cobertura del capital natural considerado en este estudio. a) Cobertura incluyendo la Zona Económica Exclusiva. b) Cobertura terrestre solamente.

Fuente: Elaboración propia.

La Tabla 1 muestra el área de cada uno de los ecosistemas evaluados. Se utilizaron datos oficiales del gobierno de Costa Rica cuando fue posible, de lo contrario se tomaron datos que se han generado a una escala global por diferentes organizaciones internacionales.

Tabla 1. Área de cada uno de los ecosistemas considerados en el nuevo programa de PSE y valorados en este Volumen.

Área de cada ecosistema	Área (ha.)	Fuente
Bosques	2,489,403	(Programa REDD/CCAD-GIZ - SINAC, 2015)
Manglares	36,250	(Programa REDD/CCAD-GIZ - SINAC, 2015)
Arrecifes de coral	6,998	(UNEP-WCMC, WorldFish Centre, WRI, TNC, 2010)
Oceáno	53,090,360	(CENIGA, 2020)

El área total de bosques incluye las categorías del inventario forestal de “bosque maduro” (1,548,583 ha.) y “bosque secundario” (940,820.31 ha.), que ambas según el inventario forestal de Costa Rica más reciente representan el 64% de la cobertura de tipos de bosques (Programa REDD/CCAD-GIZ - SINAC, 2015). No se incluyeron las categorías de “bosque de palmas” y “plantaciones forestales” debido a que estos tipos de cobertura proveen una cantidad y/o intensidad de servicios ecosistémicos diferentes a los bosques maduros y secundarios.

En el caso del área del océano, esta es la correspondiente a la superficie marítima del país en el Océano Pacífico, tomando en cuenta los límites marítimos establecidos con Panamá, Colombia, Ecuador y Nicaragua, además de las 200 millas náuticas que genera la Isla del Coco y su intersección con las 200 millas náuticas que se generan a partir de la línea base vigente según el Decreto Ejecutivo 18581-RE. Por su parte, en el mar Caribe, a pesar de la definición de los límites con Nicaragua, por parte de la Corte Interamericana de Justicia (CIJ) y el límite histórico con la República de Panamá, que data del año 1980, no se puede mencionar que exista una Zona Económica Exclusiva (ZEE) definitiva. De acuerdo con los fallos de la CIJ, en el año 2012, por el litigio marítimo entre Nicaragua y Colombia, y en el año 2018, entre Costa Rica y Nicaragua, estos dejan sin efecto el límite establecido entre Costa Rica y Colombia en el año 1977. Por tanto, para cerrar los límites de la ZEE en el Caribe, es necesario entrar en una nueva negociación con la República de Panamá (CENIGA, 2020).

Una vez determinadas las áreas de los ecosistemas a evaluar, la metodología aplicada para la estimación del valor económico del capital natural que considerará el nuevo esquema de Pago por Servicios Ecosistémicos (PSE) consistió en los siguientes tres pasos que se describen a continuación.

a. Selección de los valores a transferir

Para seleccionar los valores económicos de los servicios ecosistémicos que se quieren valorar se desarrollaron los siguientes criterios de selección de estudios y sus valores, de manera que disminuyan los errores en los que se puede incurrir al aplicar la transferencia de valor:

1. Solo estudios que valoren los ecosistemas y servicios ecosistémicos que se definieron en el Volumen I sobre el capital natural que considerará el nuevo PSE. Así mismo, se seleccionaron solo aquellos estudios que presentan valores por cada servicio ecosistémico por separado.
2. Solo estudios que se hayan realizado en países tropicales, para asegurar que los ecosistemas son biofísicamente similares a los de Costa Rica.
3. Solo estudios que hayan determinado el valor de los servicios ecosistémicos en términos espaciales (i.e. valores por hectárea).
4. Solo estudios primarios, en donde las estimaciones biofísicas y económicas fueron realizadas por los autores de cada estudio, de manera que se excluyeron todos los estudios que aplicaron transferencia de valor.

5. Solo estudios para los que se han determinado su valor en una moneda estandarizada, que para este caso son dólares internacionales del 2020 (\$Int)¹.

Adicionalmente, es importante hacer notar las siguientes consideraciones adicionales específicas a cada ecosistema que se tomaron a la hora de seleccionar los estudios primarios:

- Arrecifes de coral: No se incluyeron valores que hayan sido estimados en arrecifes artificiales.
- Mar abierto: La totalidad de los estudios provienen del Reino Unido (excepto uno de Sur África), por lo que los estudios primarios seleccionados para este ecosistema no cumplen con el segundo criterio de selección mencionado anteriormente, pero se decidió utilizarlos ya que por la naturaleza del ecosistema podría no variar sus condiciones biofísicas de manera tan significativa como en otros ecosistemas, y además por razones prácticas para no excluir este ecosistema de la valoración.
- Bosques: Todos los estudios incluidos son sobre bosques tropicales, pero no se encontró en la literatura ninguno sobre bosques secos, por lo que este tipo de bosque no se incluyó en la valoración. Adicionalmente, en el caso del servicio ecosistémico de polinización, es importante resaltar que solo se tomaron valores de estimaciones que se hayan hecho en Costa Rica², ya que solo había otro estudio más que era de Australia y era muy bajo en comparación con los nacionales.
- Ríos. 23 de los 29 valores extraídos de diversos estudios no provienen de países tropicales, sino principalmente de países desarrollados. De igual manera se decidió usarlos todos por ser un ecosistema que no varía significativamente entre latitudes. Sin embargo, en el caso de ríos solo se pudo determinar un valor por hectárea pero no para todo el ecosistema a nivel nacional, ya que el país no cuenta con el área total de ríos³.
- Biodiversidad. Para la estimación del valor de la biodiversidad, se siguió la jerarquía propuesta por Mace et al. (2012) y que fue descrita en el Volumen I (páginas 24 y 25). De manera que se calcularon valores económicos para tres servicios ecosistémicos relacionados con la biodiversidad. El primero es el servicio de hábitat que permite el desarrollo del ciclo de vida de varios organismos que a su vez proveen servicios ecosistémicos (e.g. mantenimiento de ciclos de vida para especies migratorias). Segundo, se consideró el valor intrínseco de la biodiversidad, donde se tomaron en cuenta estudios que estimaron el valor de existencia, el valor de la información para el desarrollo cognitivo y el valor de inspiración para cultura y arte, entre otros. Finalmente, se consideró el servicio ecosistémico de provisión de medicinas (i.e. bioprospección), en el cual también se incluye el mantenimiento de la diversidad genética por estar relacionada.

¹ Un dólar internacional compraría en el país citado una cantidad de bienes y servicios comparable a la que compraría el dólar estadounidense en los Estados Unidos. Dicho de otra manera, es una moneda hipotética con el mismo poder adquisitivo de bienes y servicios en todos los países. Esta unidad se obtiene al multiplicar un monto en dólares de un país X por su tasa de paridad de poder adquisitivo.

² El servicio ecosistémico de polinización presenta la posibilidad de utilizar solo datos de Costa Rica, lo cual es una excepción importante respecto a los demás estudios donde la gran mayoría de valores provienen de otros países.

³ La información existente es una capa de líneas que permite estimar solo extensión, pero no área.

b. Estimación del valor total anual

La aplicación de los criterios de selección anteriormente descritos permitió la extracción de múltiples valores de diversos estudios de cada uno de los servicios ecosistémicos de cada ecosistema. Se estimaron para cada servicio los valores mínimos, máximos, promedios y medianos de la muestra de datos.

El siguiente paso consistió en multiplicar el valor mediano⁴ de cada servicio ecosistémico por el área del ecosistema para obtener un valor total por año.

c. Estimación del valor presente neto

Para estimar el valor presente neto (VPN) del capital natural de Costa Rica, se aplicó la siguiente ecuación:

$$NPV = \sum_{t=0}^{\infty} \frac{V_t}{(1+r)^t} \quad (1)$$

En donde V_t es el valor del servicio ecosistémico en un momento t , y r es la tasa de descuento⁵. El VPN se calculó usando un horizonte de tiempo de 80 años. Para la escogencia de la tasa de descuento se hizo de una manera diferente a la tradicional, con el objetivo de reflejar mejor el cambio del valor de los servicios ecosistémicos en el futuro en relación con la proporción de los tipos de capitales que los producen. Tal y como lo establece Costanza et al. (2014), los servicios ecosistémicos no fluyen directamente del capital natural a las personas para generar bienestar humano, sino que este bienestar se obtiene de la interacción del capital natural con el capital social, humano y construido. Por lo tanto, se siguió la metodología propuesta por Costanza et al. (2021), en la que primero se desagrega el valor total por hectárea por año de cada servicio ecosistémico de acuerdo a las contribuciones relativas de cada tipo de capital a la provisión del servicio, lo cual se hace siguiendo las proporciones⁶ mostradas en la Tabla 2.

⁴ Se utilizaron los valores medianos para estimar el valor total por año de cada uno debido a que la mediana representa una medida “más confiable” ya que excluye valores extremos que podrían causar una sobre o subestimación.

⁵ Medida financiera que se aplica para determinar el valor actual de un pago futuro. Las implicaciones prácticas de aplicar tasas de descuento son que cuanto más en el futuro sean las consecuencias de un cambio, menos peso se les dará en la toma de decisiones actual. Por lo tanto, cuando se requieren diferentes capitales para crear servicios ecosistémicos, las funciones de beneficio asociadas y, por lo tanto, las tasas de descuento serán complejas. Si los capitales que se requieren para producir diferentes servicios se deprecian a diferentes tasas, entonces su contribución absoluta y relativa al bienestar a lo largo del tiempo debe cambiar. Por tanto, conviene descontar cada tipo de capital de forma diferente.

⁶ Estas contribuciones relativas de cada capital en cada servicio ecosistémico se estimaron con criterio de experto.

Tabla 2. Contribución relativa de cada tipo de capital a los servicios ecosistémicos evaluados.

Servicio ecosistémico	Contribución de cada tipo de capital			
	Natural	Social	Humano	Construido
Alimento	0.2	0.1	0.4	0.3
Suministro y regulación de agua	0.5	0.1	0.1	0.3
Regulación del clima	0.7	0.1	0.1	0.1
Regulación de la calidad del aire	0.7	0.1	0.1	0.1
Biodiversidad - Bioprospección	0.7	0.1	0.1	0.1
Biodiversidad - Intrínseco	0.7	0.1	0.1	0.1
Biodiversidad - Habitat	0.7	0.1	0.1	0.1
Recreación y turismo	0.4	0.1	0.3	0.2
Prevención de la erosión	0.5	0.1	0.1	0.3
Polinización	0.7	0.1	0.1	0.1
Moderación de eventos extremos	0.5	0.1	0.1	0.3
Tratamiento de desechos/purificación del agua	0.5	0.1	0.1	0.3

Fuente: Costanza et al., 2021

Luego, se estimó el VPN del valor de la contribución cada tipo de capital siguiendo las tasas de descuento de la Tabla 3. Después se sumaron todos los VPN de cada capital de cada servicio ecosistémico para estimar el VPN total de cada servicio.

Tabla 3. Tasas de descuento utilizadas para cada tipo de capital.

<i>Tipo de capital</i>	<i>Tasa de descuento</i>
<i>Natural</i>	0%
<i>Social</i>	0%
<i>Humano</i>	3%
<i>Construido</i>	10%

Fuente: Costanza et al., 2021

Finalmente, los VPN de cada uno de los servicios ecosistémicos se multiplicaron por el área del ecosistema para obtener el VPN total del capital natural de Costa Rica.

4. Resultados y discusión

La Tabla 4 presenta los resultados de la búsqueda de valores en la literatura⁷. En total se extrajeron 696 estimaciones que cumplieron con los criterios de selección establecidos en la metodología. Los arrecifes de coral y los manglares son los dos ecosistemas más estudiados en términos de su valor económico a nivel del trópico, representando un 35% y un 32% del total de las estimaciones. Los océanos representan un 15% del total de las estimaciones, los bosques 14% y los ríos un 4%.

Los valores medianos por hectárea de los servicios ecosistémicos de cada ecosistema varían significativamente. En el caso de los bosques, la polinización es el servicio más valioso (\$1047/ha/año), seguido de la prevención de la erosión (\$309/ha/año) y regulación del clima (\$167/ha/año). Llama la atención que los dos servicios más valiosos no estén contemplados en el actual esquema de PSE, e incluso la polinización está valorada en 6 veces más que el servicio de regulación del clima (i.e. secuestro de carbono), siendo este último el foco dominante del actual programa. Así, estos valores forman parte de la base del argumento sobre la necesidad de expandir el actual PSE a otros servicios ecosistémicos de los bosques.

⁷ Todos los valores económicos de los servicios ecosistémicos calculados en este Volumen son presentados en dólares internacionales.

Tabla 4. Número de estimaciones y valores extraídos de la literatura para realizar la transferencia de valor

Servicio ecosistémico	Estimaciones	Valor SE por hectárea (\$Int/ha)				Desviación estándar
		Mínimo	Máximo	Promedio	Mediada	
Bosques						
Regulación del clima	7	14.60	3248.25	750.79	166.74	1163.03
Regulación de la calidad del aire	5	0.82	1517.86	309.48	13.09	675.53
Biodiversidad - Bioprospección	45	0.03	45.87	4.74	0.89	9.41
Biodiversidad - Intrínseco	8	3.69	17538.57	2222.22	17.41	6188.97
Biodiversidad - Habitat	1			18.93	18.93	
Suministro y regulación del agua	7	0.001	191265.67	27479.71	9.24	72223.53
Recreación y turismo	5	0.58	263331.10	52701.57	68.29	117745.49
Prevención de la erosión	6	4.58	1861.22	503.91	309.19	702.37
Polinización	4	506.56	1775.63	1094.25	1047.40	528.51
Moderación de eventos extremos	7	2.09	808.61	208.12	108.42	281.38
Total	95			85293.73	1759.61	
Manglares						
Alimento	73	0.47	5426247.96	221062.67	324.48	951574.39
Moderación de eventos extremos	25	0.38	180753.67	8381.79	277.23	35983.34
Regulación del clima	24	18.75	40828.26	2660.55	380.95	8328.48
Biodiversidad - Intrínseco	16	7.92	12906.74	1713.47	322.81	3220.73
Biodiversidad - Habitat	5	0.14	3726.28	2417.31	2697.50	1430.89
Biodiversidad - Bioprospección	9	23.14	53098.30	7373.03	2517.28	17195.07
Tratamiento de desechos/purificación del agua	13	1.45	26870.88	3395.70	995.95	7227.98
Recreación y turismo	50	0.004	61779.18	3885.54	143.97	12349.19
Prevención de la erosión	11	5.15	5924.46	2160.82	1084.06	2366.10
Total	226			253050.87	8744.24	
Ríos						
Alimento	3	0.69	237.71	109.94	91.44	119.59

Servicio ecosistémico	Estimaciones	Valor SE por hectárea (\$Int/ha)				Desviación estándar
		Mínimo	Máximo	Promedio	Mediada	
Suministro y regulación de agua	10	43.52	6080.63	1214.30	221.80	2126.87
Moderación de eventos extremos	1			7.75	7.75	
Tratamiento de desechos/purificación del agua	4	105.57	88509.23	23261.29	2215.19	43510.68
Recreación y turismo	3	82.13	868.66	352.99	108.19	446.77
Biodiversidad - Bioprospección	2	1777.81	2714.55	2246.18	2246.18	662.38
Biodiversidad - Intrínseco	5	76.30	3260.40	814.45	116.27	1378.98
Total	28			28006.90	5006.81	
Arrecifes de coral						
Alimento	62	0.01	125689.49	5559.18	376.01	20216.81
Moderación de eventos extremos	30	0.01	825240.93	67165.68	1096.96	204830.47
Biodiversidad - Intrínseco	37	0.03	11072.61	972.10	132.52	2231.06
Recreación y turismo	112	7.33	3593558.44	55680.25	1445.54	352340.64
Total	241			129377.21	3051.02	
Océano						
Alimento	2	29.23	55.83	42.53	42.53	18.81
Regulación del clima	1			68.94	68.94	
Recreación y turismo	101	0.43	1525691.91	20316.86	61.90	154325.05
Biodiversidad - Bioprospección	1			8.74	8.74	
Biodiversidad - Intrínseco	1			2.10	2.10	
Total	106			20439.17	184.21	

Nota: Los valores en azul pertenecen a servicios ecosistémicos no listados para esos ecosistemas en particular en el Volumen I, pero se decidió incorporarlos ya que obtuvo información para estos servicios.

Fuente: Elaboración propia.

En el caso de los manglares, los servicios de provisión de hábitat para la biodiversidad y la provisión de medicamentos (i.e. bioprospección) son los servicios ecosistémicos más valiosos, estimados en \$2697/ha/año y \$2517/ha/año respectivamente, y en tercer lugar el servicio de tratamiento de prevención de la erosión (\$1084/ha/año). Al igual que con los bosques, es interesante el hallazgo de que servicios comúnmente mencionados como los objetivos principales de conservación y restauración de estos ecosistemas, como en el caso de la regulación del clima y alimento no sean los de mayor valor económico de acuerdo con los valores extraídos de la literatura. Sin embargo, estos resultados deben tomarse con precaución, ya que son dependientes de los estudios seleccionados. Por ejemplo, Hernández-Blanco et al. (2018) determinaron que los servicios más valiosos de los manglares son la regulación del clima, la protección costera y la provisión de alimento.

Tal y como se describió en la metodología, aunque no es posible calcular el valor total de los ríos de Costa Rica debido a que no existe información sobre su área, se estimó el valor por hectárea por año de los servicios ecosistémicos que estos proveen como referencia para futuros estudios. Los servicios de provisión de medicamentos y tratamiento de desechos/purificación del agua son los servicios con el valor económico más alto, \$2246/ha/año y \$2215/ha/año respectivamente. Este segundo servicio cobra relevancia en la propuesta del futuro PSE, ya que una de las fuentes de financiamiento que se propuso en el Volumen II es el canon de vertidos como mecanismo de internalización dentro de las actividades económicas de este beneficio provisto por los ríos. Finalmente, en los ríos también ocurre una situación similar a la de los dos ecosistemas anteriores, en donde el servicio de provisión y regulación del agua, uno de los servicios ecosistémicos más conocidos y valorados (36% del total de estimaciones) de estos ecosistemas, tiene un valor económico significativamente inferior, en este caso 10 veces menor que los dos servicios más valiosos.

Tal y como se definió en el Volumen I, una de las principales innovaciones del nuevo esquema de PSE que se propone para Costa Rica es la incorporación de ecosistemas marino-costeros, los cuales generan servicios ecosistémicos que forman parte integral del bienestar social y económico del país. En el caso de los arrecifes de coral, el servicio ecosistémico con el mayor valor económico es el de recreación y turismo (\$1446/ha/año), seguido de la moderación de eventos extremos (\$1097/ha/año). El primero de estos dos servicios es particularmente relevante para un país como Costa Rica que recibe una alta visitación de ecoturistas, la mayoría interesados en turismo costero, lo que resalta la importancia de la conservación de ecosistemas tan frágiles como estos.

Finalmente, en el caso del mar abierto (dentro de la ZEE), los valores por hectárea son relativamente más bajos que los de los demás ecosistemas. El servicio más valioso es el de regulación del clima (\$69/ha/año), seguido del servicio de recreación y turismo (\$62/ha/año) y el servicio de provisión de alimento (\$43/ha/año). En términos de prácticos, las decisiones políticas y técnicas deberán estar enfocadas en los dos últimos servicios mencionados, lo que requerirá de un esfuerzo significativo para conservar y restaurar la salud de los océanos, y así mejorar el bienestar de las comunidades que dependen directamente de este servicio (i.e. sector turismo y pesquero).

Sumando los valores medianos por hectárea por año de todos los servicios ecosistémicos de cada ecosistema, se puede determinar el valor total anual por hectárea. De esta manera, los manglares son los ecosistemas que por hectárea proveen un mayor beneficio económico a la sociedad (\$8744/ha), seguido de

los arrecifes de coral (\$3051/ha), en tercer lugar los bosques (\$1760/ha) y finalmente los océanos (\$184/ha). Sin embargo, al multiplicar estos valores por la extensión total de cada uno de los ecosistemas, los océanos son los ecosistemas más valiosos de Costa Rica (\$9.8 billones⁸) debido a su amplia extensión, seguidos de los bosques (\$4.4 billones), los manglares (\$317 millones) y por último los arrecifes de coral (\$21 millones) (Tabla 5). Tomando estos valores, el valor total anual del capital natural de Costa Rica es de \$14.5 billones (sin contar el valor de los ríos), lo que representa el 23% del Producto Interno Bruto de Costa Rica en el año 2019 (Banco Mundial, 2021). Lo anterior muestra la contribución tan significativa que provee la naturaleza al bienestar humano local y global, así como la potencial pérdida económica (además de considerar su dimensión ecológica y social) que representaría la degradación o pérdida de estos ecosistemas,

Tabla 5. Resumen de los valores económicos de los ecosistemas del nuevo programa de PSE.

<i>Ecosistema</i>	Valor total anual por hectárea (\$Int)	Valor total anual del ecosistema (\$Int)
<i>Bosques</i>	1760	4,380,376,420
<i>Manglares</i>	8744	316,981,685
<i>Arrecifes de coral</i>	3051	21,351,218
<i>Océano</i>	184	9,780,009,352
<i>Total</i>		14,498,718,674

Nota: Todos los valores pertenecen a la mediana de la muestra.

Fuente: Elaboración propia.

Lo anterior permite identificar el valor marginal de la conservación y restauración de cada hectárea de capital natural en Costa Rica, lo que además permite identificar en parte cuáles son los ecosistemas que tienen los mayores réditos de inversión. Sin embargo, se debe ser prudente a la hora de proceder bajo este argumento, ya que los valores que se presentan en este Volumen es información de fuentes secundarias (valores estimados para otros países principalmente), por lo que no están estrechamente relacionados con las condiciones ecológicas y socioeconómicas del país.

Finalmente, aplicando el enfoque pluralístico de descuento de Costanza et. al (2021), la Tabla 6 presenta el valor presente neto del capital natural de Costa Rica, valorado en su totalidad en \$845 billones.

⁸ 1 billón = 1000 millones

Tabla 6. Valor Presente Neto del capital natural de Costa Rica.

Ecosistema	Valor Presente Neto (\$Int)
Bosques	280,190,518,803.29
Manglares	19,935,633,915.03
Arrecifes de coral	1,097,099,167.66
Oceano	544,146,014,916.69
Total	845,369,266,802.67

Nota: Todos los valores pertenecen a la mediana de la muestra.

Fuente: Elaboración propia.

Además de las limitaciones que se presentaron en la sección 2 de este Volumen, es importante resaltar los siguientes aspectos relacionados con la aplicación de la técnica de transferencia de valor. Primero, el valor estimado de cada uno de los servicios ecosistémicos depende de varios factores que pueden alterar significativamente el resultado, como la cantidad de estimaciones extraídas de la literatura y la calidad de los datos utilizados. Además, a la hora de estimar el valor total del ecosistema, este depende de la cantidad de servicios ecosistémicos evaluados, así como también de los dos puntos anteriores.

Segundo, los valores totales por ecosistema representan la oferta potencial de servicios ecosistémicos, ya que se asume que la totalidad de la extensión del ecosistema provee en igual magnitud todos los servicios ecosistémicos, lo cual no ocurre en la realidad debido a las características biofísicas particulares del capital natural a lo largo de su extensión, así como la ubicación y demanda de los beneficiarios. Para tener un valor más exacto que simule la demanda de los servicios, se pueden aplicar métodos más complejos de transferencia de valor, como la transferencia modificada por criterio de expertos o la modificada por modelación espacial, tal como lo hicieron Hernández-Blanco et. al (2018) para los manglares del Golfo de Nicoya, o la transferencia de función de análisis de meta-regresión. Por supuesto, realizar los estudios primarios siempre deberá ser la primera opción por considerar.

Por último, al ser estos valores económicos una primera aproximación, que debido al método utilizado pueden tener un grado de error importante, no pueden usarse directamente para establecer instrumentos financieros como las multas por daño ambiental o el precio por hectárea a pagar en el esquema de PSE. Sin embargo, los valores económicos de los servicios ecosistémicos que se presentan en este Volumen sirven como guía científica para estos dos instrumentos, así como para priorizar los servicios ecosistémicos del capital natural que serán el objetivo de conservación y restauración del nuevo programa.

5. Conclusión

El valor de los servicios ecosistémicos estimado en este Volumen es el primer estudio a nivel nacional de este tipo, lo que representa un aporte importante para la ciencia y la toma de decisiones en el país. Los datos actualizan el estudio de Carranza et al. (1996) (conocido comúnmente como “el estudio del Centro Científico Tropical”), el cual es mencionado a menudo como uno de los estudios fundamentales para el establecimiento de los montos del programa de PSE actual. Evidentemente, los valores estimados en este Volumen son significativamente más altos que los de Carranza et al. (1996), debido principalmente a que cuando este último estudio se realizó existían escasos estudios de valoración del capital natural en la literatura.

Tal y como lo establecen Boardman et al. (2017), para poder realizar un análisis costo-beneficio de un proyecto o política, todos los costos y todos los beneficios se deben de valorar económicamente para poder comparar las diferentes opciones. En este sentido, el valor del capital natural en Costa Rica ha sido ignorado o en el peor de los casos se le ha asignado un valor de cero, por lo que las estimaciones que se realizaron aquí resuelven esta brecha de conocimiento y le da a la naturaleza “una voz” en las decisiones de desarrollo. Por ejemplo, los valores de los servicios ecosistémicos obtenidos aquí podrán usarse para la creación de la nueva plataforma de compensación del impacto ambiental que se propuso en el Volumen II y que se desarrollará en detalle en el Volumen V, llamado el Banco de Capital Natural de Costa Rica, en el que estos valores permitirán hacer una primera aproximación al valor del capital natural perdido o degradado por daño ambiental, o el valor que podría generarse por la implementación de mecanismos de compensación que conserven o restauren los ecosistemas.

Por otro lado, es importante hacer notar que el valor económico de la naturaleza es uno de varios criterios que deben considerarse para la toma de decisiones. Por ejemplo, criterios biológicos como la fragilidad o lo único de un ecosistema podrían tener más peso a la hora de seleccionar un proyecto o política, así como criterios sociales en el caso del valor intrínseco del capital natural, sobre todo para comunidades como las indígenas que guardan una relación estrecha con la naturaleza.

Referencias

- Boardman, A. E., Greenberg, D. H., Vining, A. R., & Weimer, D. L. (2017). *Cost-benefit analysis: Concepts and practice*. Cambridge University Press.
- Brouwer, R. (2000). Environmental value transfer: State of the art and future prospects. *Ecological Economics*, 32(1), 137–152.
- Carranza, C., Aylward, B., Echeverría, J., Tosi, J., & Mejías, R. (1996). *Valoración de los servicios ambientales de los bosques de Costa Rica*. Centro Científico Tropical.
- CENIGA. (2020). *Datos oficiales sobre la superficie marina y terrestre de Costa Rica*. CENIGA.
<http://ceniga.go.cr/datos-oficiales-sobre-la-superficie-marina-y-terrestre-de-costa-rica/>
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152–158.
- Costanza, R., Kubiszewski, I., Stoeckl, N., & Kompas, T. (2021). Pluralistic discounting recognizing different capital contributions: An example estimating the net present value of global ecosystem services. *Ecological Economics*, 183, 106961.
- Hernández-Blanco, M., Costanza, R., & Cifuentes-Jara, M. (2018). *Valoración económica de los servicios ecosistémicos provistos por los manglares del Golfo de Nicoya*. Conservación Internacional.
- Johnston, R. J., & Rosenberger, R. S. (2010). Methods, trends and controversies in contemporary benefit transfer. *Journal of Economic Surveys*, 24(3), 479–510.
- Mace, G. M., Norris, K., & Fitter, A. H. (2012). Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(1), 19–26.

- Navrud, S., & Ready, R. (2007). Lessons learned for environmental value transfer. In *Environmental value transfer: Issues and methods* (pp. 283–290). Springer.
- http://link.springer.com/content/pdf/10.1007/1-4020-5405-X_15.pdf
- Plummer, M. L. (2009). Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 38–45.
- Programa REDD/CCAD-GIZ - SINAC. (2015). *Inventario Nacional Forestal de Costa Rica 2014-2015. Resultados y Caracterización de los Recursos Forestales*. Programa Regional REDD/CCAD-GIZ.
- Ready, R., & Navrud, S. (2005). Benefit Transfer—The Quick, the Dirty, and the Ugly? *Choices*, 20(3), 195–199.
- Richardson, L., Loomis, J., Kroeger, T., & Casey, F. (2015). The role of benefit transfer in ecosystem service valuation. *Ecological Economics*, 115, 51–58. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.02.018>
- Stale Navrud & Olvar Bergland. (2004). Value transfer and environmental policy. *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2004/2005*, 189.
- UNEP-WCMC, WorldFish Centre, WRI, TNC. (2010). *Global distribution of warm-water coral reefs, compiled from multiple sources including the Millennium Coral Reef Mapping Project. Version 3.0. Includes contributions from IMaRS-USF and IRD (2005), IMaRS-USF (2005) and Spalding et al. (2001)*. UNEP World Conservation Monitoring Centre. <http://data.unep-wcmc.org/datasets/1>
- Wilson, M. A., & Hoehn, J. P. (2006). Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the art and science. *Ecological Economics*, 60(2), 335–342.



Fotografía: Giancarlo Pucci / PNUD CR

Referencias usadas para la transferencia de valor

Bosques

Adams, C., da Motta, R. S., Ortiz, R. A., Reid, J., Aznar, C. E., & de Almeida Sinisgalli, P. A. (2008). The use of contingent valuation for evaluating protected areas in the developing world: Economic valuation of Morro do Diabo State Park, Atlantic Rainforest, São Paulo State (Brazil). *Ecological Economics*, 66(2-3), 359-370.

Badola, R., Hussain, S. A., Mishra, B. K., Konthoujam, B., Thapliyal, S., & Dhakate, P. M. (2010). An assessment of ecosystem services of Corbett Tiger Reserve, India. *The Environmentalist*, 30(4), 320-329.

Brander L., Tai B., Crossman N. and Hong Yeo B. (2018). Natural Capital Valuation using primary data research methods in Baleh, Sarawak Heart of Borneo Project. WWF-Malaysia Project Report.

Carson, R. T., DeShazo, J. R., Schwabe, K. A., Vincent, J. R., Ahmad, I., Tan, C. Y., ... & Carson, S. (2011). VALUING THE PROTECTION OF BELUM-TEMENGOR TO THE MALAYSIAN PUBLIC.

Curtis, I. A. (2004). Valuing ecosystem goods and services: a new approach using a surrogate market and the combination of a multiple criteria analysis and a Delphi panel to assign weights to the attributes. *Ecological Economics*, 50(3-4), 163-194.

- Getachew, T. Estimating Willingness to Pay for Forest Ecosystem Conservation The Case of Wof-Washa Forest, North Shewa Zone, Amhara National Regional State, Ethiopia. *Journal of Resources Development and Management*, Vol.46, 2018.
- Harris, N. L., Petrova, S., Stolle, F., & Brown, S. (2008). Identifying optimal areas for REDD intervention: East Kalimantan, Indonesia as a case study. *Environmental Research Letters*, 3(3), 035006.
- Kibria, A. S., Behie, A., Costanza, R., Groves, C., & Farrell, T. (2017). The value of ecosystem services obtained from the protected forest of Cambodia: The case of Veun Sai-Siem Pang National Park. *Ecosystem services*, 26, 27-36.
- Mohd-Shahwahid, H. O., & McNally, R. (2001). An economic valuation of the terrestrial and marine resources of Samoa.
- Naidoo, R., & Ricketts, T. H. (2006). Mapping the economic costs and benefits of conservation. *PLoS biology*, 4(11), e360.
- Norini, H., & Azmi, M. M. (2008). Economic valuation of medicinal plants in Ayer Hitam Forest Reserve (AHFR), Puchong, Selangor Darul Ehsan. *Pertanika J Trop Agric Sci*, 30(2), 117-29.
- Ricketts, T. H., & Lonsdorf, E. (2013). Mapping the margin: comparing marginal values of tropical forest remnants for pollination services. *Ecological Applications*, 23(5), 1113-1123.
- Ricketts, T. H., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., & Michener, C. D. (2004). Economic value of tropical forest to coffee production. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(34), 12579-12582.
- Rosales, R. M. P., Kallesoe, M. F., Gerrard, P., Muangchanh, P., Khamsoiphou, P., & Khamsoiphou, S. (2003). The economic returns from conserving natural forests in Sekong, Lao PDR. WWF-Lao PDR, Lao PDR.
- R. Rosales, M. Kallesoe, P. Gerrard, P. Muangchanh, S. Phomtavong and S. Khamsoiphou, 2005, Balancing the Returns to Catchment Management: The Economic Value of Conserving Natural Forests in

Sekong, Lao PDR. IUCN Water, Nature and Economics Technical Paper No. 5, IUCN — The World Conservation Union, Ecosystems and Livelihoods Group Asia.

ROSLINDA, E., KARTIKAWATI, S. M., & RABUDIN, R. (2017). Economic valuation for tembawang ecosystem, in Sanggau District, West Kalimantan, Indonesia. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 18(4), 1506-1516.

Van Beukering, P. J., Cesar, H. S., & Janssen, M. A. (2003). Economic valuation of the Leuser national park on Sumatra, Indonesia. *Ecological economics*, 44(1), 43-62.

Manglares

Aburto-Oropeza, O., Ezcurra, E., Danemann, G., Valdez, V., Murray, J., & Sala, E. (2008). Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(30), 10456-10459.

Akanni, A., Onwuteaka, J., Uwagbae, M., Mulwa, R., & Elegbede, I. O. (2018). The Values of Mangrove Ecosystem Services in the Niger Delta Region of Nigeria. In *The Political Ecology of Oil and Gas Activities in the Nigerian Aquatic Ecosystem* (pp. 387-437). Academic Press.

Anonymous (2002) *The Role of Economic Valuation in Developing Adaptation Policy to Climate Change in the Caribbean.*, Report for Organization of American States

Badola, R., & Hussain, S. A. (2003). Valuation of the Bhitarkanika mangrove ecosystem for ecological security and sustainable resource use. Study report. Wildlife Institute of India, Dehra Dun, India.

Banco Mundial (2021). GDP (current US\$) Costa Rica. Accesado el 13/05/2021. <https://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.MKTP.CD?locations=CR>

- Barbier, E. B., Strand, I., & Sathirathai, S. (2002). Do open access conditions affect the valuation of an externality? Estimating the welfare effects of mangrove-fishery linkages in Thailand. *Environmental and Resource Economics*, 21(4), 343-365.
- Barton, D. N. Partial Economic Valuation and Complementary Decision Making Criteria in the Management of the Terraba-Sierpe Mangroves, Costa Rica.
- Cabrera, M. A., Seijo, J. C., Euan, J., & Pérez, E. (1998). Economic values of ecological services from a mangrove ecosystem. *Intercoast Network*, 32, 1-2.
- Carandang, A. P., Camacho, L. D., Gevaña, D. T., Dizon, J. T., Camacho, S. C., de Luna, C. C., ... & Rebugio, L. L. (2013). Economic valuation for sustainable mangrove ecosystems management in Bohol and Palawan, Philippines. *Forest science and technology*, 9(3), 118-125.
- Cesar, H. É., Espeut, M., & Honkanen, M. P. (2000). Economic valuation of an integrated terrestrial and marine protected area: Jamaica's Portland Bight. *Collected Essays on the Economics of Coral Reefs—H. Cesar (ed.)*. Kalmar, Sweden: CORDIO, Kalmar University.
- Das (2013) Mangroves can provide protection against wind damage during storms, *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 134 (2013) 98e107
- de Rezende, C. E., Kahn, J. R., Passareli, L., & Vásquez, W. F. (2015). An economic valuation of mangrove restoration in Brazil. *Ecological Economics*, 120, 296-302.
- DebRoy, P., & Jayaraman, R. (2012). Economic valuation of mangroves for assessing the livelihood of fisherfolk: a case study in India.
- Emerton, L. (2014). Assessing, demonstrating and capturing the economic value of marine & coastal ecosystem services in the Bay of Bengal Large Marine Ecosystem.

- Estrada, G. C. D., Soares, M. L. G., Fernandez, V., & de Almeida, P. M. M. (2015). The economic evaluation of carbon storage and sequestration as ecosystem services of mangroves: a case study from southeastern Brazil. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 11(1), 29-35.
- Failler, P., Pètre, É., Binet, T., & Maréchal, J. P. (2015). Valuation of marine and coastal ecosystem services as a tool for conservation: The case of Martinique in the Caribbean. *Ecosystem Services*, 11, 67-75.
- Huxham, M., Emerton, L., Kairo, J., Munyi, F., Abdirizak, H., Muriuki, T., ... & Briers, R. A. (2015). Applying climate compatible development and economic valuation to coastal management: a case study of Kenya's mangrove forests. *Journal of environmental management*, 157, 168-181.
- Islam, M. S., & Ikejima, K. (2010). Gear type, species composition and economic value of fisheries in the mangroves of Pak Phanang, Thailand. *Wetlands Ecology and Management*, 18(1), 27-36.
- Jassen, R., & Padilla, J. E. (1999). Preservation or conversion? Valuation and evaluation of a mangrove forest in the Philippines. *Environmental and Resource Economics*, 14(3), 297-331.
- Losada, I.J., M. Beck, P. Menéndez, A. Espejo, S. Torres, P. Díaz-Simal, F. Fernández, S. Abad, N. Ripoll, J. García, S. Narayan, D. Trespalacios. 2017. Valuation of the Coastal Protection Services of Mangroves in the Philippines. World Bank, Washington, DC.
- Malik, A., Fensholt, R., & Mertz, O. (2015). Economic valuation of mangroves for comparison with commercial aquaculture in South Sulawesi, Indonesia. *Forests*, 6(9), 3028-3044.
- Micheletti, T., Jost, F., & Berger, U. (2016). Partitioning stakeholders for the economic valuation of ecosystem services: Examples of a mangrove system. *Natural Resources Research*, 25(3), 331-345.
- Janssen, R., & Padilla, J. E. (1996). Valuation and evaluation of management alternatives for the Pagbilao mangrove forest. *Environmental Economics Programme*, IIED.

- Pascal, N., & Bulu, M. (2013). Economic valuation of mangrove ecosystem services In Vanuatu: case study of Crab Bay (Malekula Is.) and Eratap (Efate Is.). IUCN, Suva, available online at: http://www.ircp.org/wp-content/uploads/20130913_MESCALeconomic-valuationof-mangrove-ecosystems-in-vanuatu.pdf.
- Pham, T. D., Kaida, N., Yoshino, K., Nguyen, X. H., Nguyen, H. T., & Bui, D. T. (2018). Willingness to pay for mangrove restoration in the context of climate change in the Cat Ba biosphere reserve, Vietnam. *Ocean & coastal management*, 163, 269-277.
- Ramli, F. A. T. I. N., Samdin, Z. A. I. T. O. N., & Ghani, A. N. A. (2017). Willingness to pay for conservation fee using contingent valuation method: The case of Matang Mangrove Forest Reserve, Perak, Malaysia. *Malaysian Forester*, 80(1), 99-110.
- Sathirathai, S., & Barbier, E. B. (2001). Valuing mangrove conservation in southern Thailand. *Contemporary Economic Policy*, 19(2), 109-122.
- Shuib, A., Yii, A. B. S., & Edman, S. (2012). CONSERVATION OF DELTAIC MANGROVE FOREST RESOURCES IN KUCHING, SARAWAK: LOCAL COMMUNITIES'WILLINGNESS TO PAY. *The Malaysian Forester*, 75(1), 65-72.
- Souza, F. E., & e Silva, C. A. R. (2011). Ecological and economic valuation of the Potengi estuary mangrove wetlands (NE, Brazil) using ancillary spatial data. *Journal of Coastal Conservation*, 15(1), 195-206.
- Tandu (2012) The Economic Valuation and the Use of Mangrove Resource at the Coast of Pangkep District, South Sulawesi Province, Indonesia, *Inter. J. of Marine Science* 2012, Vol.2, No.3, 18-23
- Tantu, A. G., Salam, S., & Budi, S. (2012). The Economic Valuation and the Use of Mangrove Resource at the Coast of Pangkep District, South Sulawesi Province. *International Journal of Marine Science*, 2(3).

- Thompson, K. T., & Abraham, S. (2001). Socio economic issues of biodiversity loss in Cochin backwater', A Paper Presented at the Workshop on Environment and Biodiversity, organized by KRPLLD held in Kannur, during 9-11 February. Center for Development Studies, Thiruvananthapuram.
- Tri, N. H., Hong, P. N., Manh, M. N. T., Tuan, M. L. X., Anh, M. P. H., Tho, M. N. H., ... & Tuan, M. L. D. (2000). Valuation of the Mangrove Ecosystem in Can Gio Mangrove Biosphere Reserve, Vietnam.
- Turpie, J., Smith, B., Emerton, L., and Barnes, J. (1999). Economic value of the Zambezi Basin wetlands. The Project.
- Uddin, M. S., van Steveninck, E. D. R., Stuij, M., & Shah, M. A. R. (2013). Economic valuation of provisioning and cultural services of a protected mangrove ecosystem: a case study on Sundarbans Reserve Forest, Bangladesh. *Ecosystem Services*, 5, 88-93.
- UNEP (2011). Economic Analysis of Mangrove Forests: A case study in Gazi Bay, Kenya, UNEP, iii+42 pp.
- Vo, T. Q., Kuenzer, C., & Oppelt, N. (2015). How remote sensing supports mangrove ecosystem service valuation: a case study in Ca Mau province, Vietnam. *Ecosystem Services*, 14, 67-75.
- Walton, M. E., Samonte-Tan, G. P., Primavera, J. H., Edwards-Jones, G., & Le Vay, L. (2006). Are mangroves worth replanting? The direct economic benefits of a community-based reforestation project. *Environmental Conservation*, 33(4), 335-343.
- Wiwatthanapornchai, S., Piputsitee, C., & Boonyawat, S. (2014). The economic value of Laem Phak Bia mangrove ecosystem services in Phetchaburi Province, Thailand. *Modern Applied Science*, 8(5), 36.



Fotografía: Marcello Hernández

Ríos

Casey, J. F., Kahn, J. R., & Rivas, A. (2006). Willingness to pay for improved water service in Manaus, Amazonas, Brazil. *Ecological Economics*, 58(2), 365-372.

Choe, K., Whittington, D., & Lauria, D. T. (1996). The economic benefits of surface water quality improvements in developing countries: a case study of Davao, Philippines. *Land Economics*, 519-537.

Christie and Rayment (2012) An Economic Assessment of the Ecosystem Service Benefits Derived from the SSSI Biodiversity Conservation Policy in England and Wales

Day, B., & Mourato, S. (1998). Willingness to pay for water quality maintenance in Chinese rivers. Centre For Social And Economic Research On The Global Environment.

Gan, F., Du, H., Wei, Q., & Fan, E. (2011). Evaluation of the ecosystem values of aquatic wildlife reserves: a case of Chinese Sturgeon Natural Reserve in Yichang reaches of the Yangtze river. *Journal of applied ichthyology*, 27(2), 376-382.

Meyerhoff, J., & Dehnhardt, A. (2004). The European Water Framework Directive and economic valuation of wetlands. In Proc. of 6th BIOECON Conference Cambridge.

Mwakubo, S. M., Ikiara, M. M., & Abila, R. (2007). Socio-economic and ecological determinants in wetland fisheries in the Yala Swamp. *Wetlands ecology and management*, 15(6), 521-528.

Shultz, S. D., & Leitch, J. A. (2001). The feasibility of wetland restoration to reduce flooding in the Red River Valley: a case study of the Maple River Watershed, North Dakota (No. 1187-2016-93507).

Seguí Amórtegui, L. A. (2004). Sistemas de regeneración y reutilización de aguas residuales. Metodología para el análisis técnico-económico y casos. Universitat Politècnica de Catalunya.

Shang, Z., Che, Y., Yang, K., & Jiang, Y. (2012). Assessing local communities' willingness to pay for river network protection: A contingent valuation study of Shanghai, China. International journal of environmental research and public health, 9(11), 3866-3882.

ZONG (2000) 地域生态系统服务功能的价值结构分析 ——以宁夏灵武市为例, GEOGRAPHICAL RESEARCH Vol. 19, No. 2

Arrecifes de coral

Access Economics (2009) Economic Contribution of the Great Barrier Reef Marine Park, 2006-2007

Ahmed (2007) Valuing Recreational and Conservation Benefits of Coral Reefs - The Case of Bolinao, Philippines

Ahmed, M., Chong, C. K., & Cesar, H. (2005). Economic valuation and policy priorities for sustainable management of coral reefs (Revised edition). WorldFish.

Albert et al. (2012) Coral Reef Economic Valuation and Incentives for Coral Farming in Solomon Islands

Bappenas (1996) Natural Resources Management Project

Berg et al. (1998) Environmental Economics of Coral Reef Destruction in Sri Lanka

Brown (2000) Trade-off Analysis for Marine Protected Area Management

Bunce et al. (1999) The Human Side of Reef Management: A Case Study Analysis of the Socioeconomic Framework of Montego Bay Marine Park

Burke et al. (2008) Coastal Capital: Economic Valuation of Coral Reefs in Tobago and St. Lucia

Carr & Mendelsohn (2001) Valuing Coral Reefs: A Travel Cost Analysis of the Great Barrier Reef

Cesar (2000) Collected Essays on the Economics of Coral Reefs

Cooper et al. (2008) Coastal Capital: Economic Contribution of Coral Reefs and Mangroves to Belize

Cruz-Trinidad et al. (2011) How Much Are the Bolinao-Anda Coral Reefs Worth?

Davis et al. (1995) Conflicts in a Marine Protected Area: Scuba Divers, Economics, Ecology and Management
in Julian Rocks Aquatic Reserve

Dixon et al. (2000) An Economic and Ecological Analysis of the Bonaire Marine Park

Driml (1994) Protection for Profit: Economic and Financial Values of the Great Barrier Reef World heritage
Area and Other Protected Areas

Failler, P., Pètre, É., Binet, T., & Maréchal, J. P. (2015). Valuation of marine and coastal ecosystem services
as a tool for conservation: The case of Martinique in the Caribbean. *Ecosystem Services*, 11, 67-75.

Fonseca (2009) The Value of Fijian Coral Reefs by Nonusers: A Contingent Valuation Study to Investigate
Willingness-To-Pay for Conservation

Gustavson (1998) Values Associated with the Local Use of the Montego Bay Marine Park

Hodgson (1988) Logging Versus fisheries and Tourism in Palawan

Kastl & Gow (2014) Economic Valuation of Tourism and Fisheries in the Vatu-i-Ra Seascape

KPMG (2000) Economic and Financial Values of the Great Barrier Reef Marine Park

Kragt et al. (2005) Effects of Great Barrier Reef Degradation on Recreational Demand: A Contingent
Behaviour Approach

LePort & Binet (2017) Innovations for Coral Finance

McAllister (1988) Environmental, Economic and Social Costs of Coral Reef Destruction in the Philippines

McClanahan (1999) Is There a Future for Coral Reef Parks in Poor Tropical Countries?

Mohd-Shahwahid, H. O., & McNally, R. (2001). An economic valuation of the terrestrial and marine resources of Samoa.

Ngazy et al. (2004) Coral Bleaching and the Demand for Coral Reefs: A Marine Recreation Case in Zanzibar

Oleson et al. (2015) Cultural Bequest Values for Ecosystem Service Flows among Indigenous Fishers: A Discrete Choice Experiment Validated with Mixed Methods

Oxford Economics (2009) Valuing the Effects of Great Barrier Reef Bleaching

Parsons & Thur (2006) Valuing Changes in the Quality of Coral Reef Ecosystems: A Stated Preference Study of SCUBA Diving in the Bonaire National Marine Park

Pascal (2011) Cost-Benefit Analysis of Community-Based Marine Protected Areas: 5 Case Studies in Vanuatu

Pendleton (1995) Valuing Coral Reef Protection

Pham & Tran (2001) Analysis of the Recreational Value of the Coral-Surrounded Hgon Mun Islands in Vietnam

Pham or Nam et al. (2005) Financial Sustainability of the Hon Mun Marine Protected Area

Phewmau (2013) Recreational Valuation of the Coral Diving Activities at Similan Island National Park in Thailand

Piriyapada & Wang (2015) Modeling Willingness to Pay for Coastal Tourism Resource Protection in Ko Chang Marine National Park, Thailand

Ransom & Mangi (2010) Valuing Recreational Benefits of Coral Reefs: The Case of Mombasa Marine national Park and Reserve, Kenya

Rolfe & Windle (2012) Distance Decay Functions for iconic Assets: Assessing national Values to Protect the Health of the Great Barrier Reef in Australia

Rosales (2003) A Survey to Estimate the Recreational Value of Selected MPAs

Ruitenbeek & Cartier (1999) Issues in Applied Coral Reef Biodiversity Valuation Results for Montego Bay
Jamaica Annex

Samonte et al. (2016) Economic Value of a Large marine Ecosystem: Danajon Double Barrier Reef, Philippines

Sarkis et al. (2010) Total Economic Value of Bermuda's Coral Reefs Valuation of Ecosystem Services

Sawyer (1992) Taka Bone Rate: management, development and resource valuation of an Indonesian atoll.

Schep et al. (2012) The Fishery Value of Coral Reefs in Bonaire

Shahwahid & McNally (2001) An Economic Valuation of the Terrestrial and Marine Resources of Samoa

Stoeckl et al. (2011) The Economic Value of Ecosystem Services in the Great Barrier Reef

Sumalde & Pedroso (2001) Transaction Costs of a Community-Based Coastal Resource Management
Programme in San Miguel Bay, Philippines

Tamayo et al. (2018) National Estimates of Values of Philippine Reefs' Ecosystem Services

UNEP (2018) The Coral Reef Economy

Uyarra et al. (2010) Charging for Nature: Marine Park Fees and Management from a User Perspective

Van Beukering et al. (2007) The Economic Value of Guam's Coral Reefs

van Beukering, P., Sarkis, S., van der Putten, L., & Papyrakis, E. (2015). Bermuda's balancing act: The economic dependence of cruise and air tourism on healthy coral reefs. *Ecosystem Services*, 11, 76-86.

Vogt (1997) The Economic Benefits of Tourism in the Marine Reserve of Apo Island, Philippines

Westmacott et al. (2000) Coral Bleaching in the Indian Ocean: Socio-Economic Assessment of Effects

White (1997) Using Integrated Coastal Management and Economics to Conserve Coastal Tourism Resources in Sri Lanka

Yeo (2004) The Recreational Benefits of Coral Reefs: A Case Study of Pulau Payar Marine Park, Kedah, Malaysia



Fotografía: Oscar Protti / PNUD CR

Océano

Beaumont et al. (2008) Economic valuation for the conservation of marine biodiversity. *Marine Pollution Bulletin* 56(3): 386-396.

Homarus Ltd. (2007) Estimate of economic values of activities in proposed conservation zone in Lyme Bay. A report for the wildlife trusts.

Kenter, J. O., Bryce, R., Davies, A., Jobstvogt, N., Watson, V., Solandt, J., Duncan, C., Christie, M., Heather, C., Irvine, K. N., Pinard, M. and Reed, M. S. (2013) The value of potential marine protected areas in the UK to divers and sea anglers

Rees, S. A., Rodwell, L. D., Attril, M. J., Austen, M. C. and Mangi, S. C (2010) The value of marine biodiversity to the leisure and recreation industry and its application to marine spatial planning

Turpie, J. K. (2003). The existence value of biodiversity in South Africa: how interest, experience, knowledge, income and perceived level of threat influence local willingness to pay. *Ecological Economics*, 46(2), 199-216.



**OBJETIVOS
DE DESARROLLO
SOSTENIBLE**

