

No.17

MAYO DE 2020

Documentos CEDE

ISSN 1657-7191 Edición electrónica.

Análisis económico de proyectos para
protección costera y restauración de
ecosistemas en el Gran Caribe:
métodos, desafíos e innovaciones

Jorge H. Maldonado
Rocío Moreno Sánchez
Myriam Elizabeth Vargas Morales
Juan Pablo Henao Henao
Yurani González Tarazona
Roberto Guerrero Compeán
Maja Schling

CEDE
CENTRO DE ESTUDIOS SOBRE DESARROLLO ECONÓMICO

 Universidad de
los Andes
Facultad de Economía



Serie Documentos Cede, 2020-17
ISSN 1657-7191 Edición electrónica.
Mayo de 2020

© 2020, Universidad de los Andes, Facultad de Economía,
CEDE. Calle 19A No. 1 – 37 Este, Bloque W.
Bogotá, D. C., Colombia Teléfonos: 3394949- 3394999,
extensiones 2400, 2049, 3233
infocede@uniandes.edu.co
<http://economia.uniandes.edu.co>

Impreso en Colombia – Printed in Colombia

La serie de Documentos de Trabajo CEDE se circula con propósitos de discusión y divulgación. Los artículos no han sido evaluados por pares ni sujetos a ningún tipo de evaluación formal por parte del equipo de trabajo del CEDE.

El contenido de la presente publicación se encuentra protegido por las normas internacionales y nacionales vigentes sobre propiedad intelectual, por tanto su utilización, reproducción, comunicación pública, transformación, distribución, alquiler, préstamo público e importación, total o parcial, en todo o en parte, en formato impreso, digital o en cualquier formato conocido o por conocer, se encuentran prohibidos, y sólo serán lícitos en la medida en que se cuente con la autorización previa y expresa por escrito del autor o titular. Las limitaciones y excepciones al Derecho de Autor, sólo serán aplicables en la medida en que se den dentro de los denominados Usos Honrados (Fair use), estén previa y expresamente establecidas, no causen un grave e injustificado perjuicio a los intereses legítimos del autor o titular, y no atenten contra la normal explotación de la obra.

Universidad de los Andes | Vigilada Mineducación
Reconocimiento como Universidad: Decreto 1297 del 30 de mayo de 1964. Reconocimiento personería jurídica: Resolución 28 del 23 de febrero de 1949 Minjusticia.

Análisis económico de proyectos para protección costera y restauración de ecosistemas en el Gran Caribe: métodos, desafíos e innovaciones¹

Jorge H. Maldonado², Rocío Moreno Sánchez³, Myriam Elizabeth Vargas Morales⁴, Juan Pablo Henao Henao⁵, Yurani González Tarazona⁶, Roberto Guerrero Compeán⁷, Maja Schling⁸

RESUMEN

La población costera es una de las más vulnerables a desastres naturales. El reciente reconocimiento del papel de los ecosistemas marino-costeros para reducir su vulnerabilidad ha llevado a ejecutar inversiones directas sobre estos ecosistemas. Sin embargo, la falta de conocimiento y comprensión de sus beneficios económicos ha limitado el desarrollo de estas inversiones, incluida la infraestructura natural. En este documento revisamos las principales herramientas del análisis económico para evaluar proyectos de protección y restauración costera, e identificamos las innovaciones y desafíos asociados. Con esta revisión, desarrollamos un marco analítico para el análisis económico *ex ante* y *ex post* de estas inversiones, que facilitará la identificación de los beneficios asociados a las soluciones basadas en la naturaleza para la resiliencia costera.

Palabras Clave: Valoración económica, Evaluación de impacto, Ecosistemas marino-costeros, Manejo Integrado de Zonas Costeras, Infraestructura natural, Gran Caribe.

Códigos JEL: Q51, Q54, Q57.

¹ Este documento corresponde a una versión en español de la nota técnica publicada originalmente por el Banco Interamericano de Desarrollo: Maldonado, J.H., Moreno-Sánchez, R., Vargas-Morales, M., Henao, J.P., González, Y., Guerrero, R., Schling, M. (2020). Innovation in economic analysis and evaluation approaches for coastal protection and restoration investments in the Caribbean. Technical Note No. IDB-TN-01861, Inter-American Development Bank. 83p. disponible en: <https://publications.iadb.org/en/innovation-economic-analysis-and-evaluation-approaches-coastal-protection-and-restoration>.

² Profesor Titular, Facultad de Economía, Universidad de los Andes, jmaldona@uniandes.edu.co.

³ Investigadora, Facultad de Economía, Universidad de los Andes, romoreno@uniandes.edu.co.

⁴ Asistente de Investigación Doctoral, Facultad de Economía, Universidad de los Andes, me.vargas374@uniandes.edu.co.

⁵ Asistente de Investigación, Facultad de Economía, Universidad de los Andes, jp.henao299@uniandes.edu.co.

⁶ Asistente de Investigación, Facultad de Economía, Universidad de los Andes, y.gonzalez411@uniandes.edu.co.

⁷ Economista, Banco Interamericano de Desarrollo, rguerrero@IADB.ORG

⁸ Economista, Banco Interamericano de Desarrollo, majas@IADB.ORG

Economic analysis of coastal protection and ecosystem restoration projects in the Wider Caribbean: methods, challenges and innovations⁹

Jorge H. Maldonado¹⁰, Rocío Moreno Sánchez¹¹, Myriam Elizabeth Vargas Morales¹², Juan Pablo Henao Henao¹³, Yurani González Tarazona¹⁴, Roberto Guerrero Compeán¹⁵, Maja Schling¹⁶

ABSTRACT

Coastal population is among the most vulnerable to disasters triggered by natural hazards. Recent recognition of the role of coastal and marine ecosystems for reducing vulnerability in coastal communities has led to incorporate direct investments in these ecosystems. However, there is a lack of knowledge and understanding of their economic benefits, and that has hindered the investments on these ecosystems, including natural infrastructure. In this paper, we analyze the main economic analysis tools for assessing protection and restoration coastal projects, and identify the innovations and challenges associated. Based on this review, we develop an analytical framework for *ex ante* and *ex post* economic analyses of these investments, what will allow the identification of benefits of nature-based solutions for coastal resilience.

Keywords: Economic valuation, Impact evaluation, Marine and coastal ecosystems, Integrated Coastal Zone Management, Natural infrastructure, Wider Caribbean.

JEL Codes: Q51, Q54, Q57.

⁹ This document is a version in Spanish of the IDB publication: Maldonado, J.H., Moreno-Sánchez, R., Vargas-Morales, M., Henao, J.P., González, Y., Guerrero, R., Schling, M. (2020). Innovation in economic analysis and evaluation approaches for coastal protection and restoration investments in the Caribbean. Technical Note No. IDB-TN-01861, Inter-American Development Bank. 83p. available at <https://publications.iadb.org/en/innovation-economic-analysis-and-evaluation-approaches-coastal-protection-and-restoration>.

¹⁰ Full Professor, Department of Economics, Universidad de los Andes, jmaldona@uniandes.edu.co.

¹¹ Senior Researcher, Department of Economics, Universidad de los Andes, romoreno@uniandes.edu.co.

¹² Doctoral Research Assistant, Department of Economics, Universidad de los Andes, me.vargas374@uniandes.edu.co.

¹³ Research Assistant, Department of Economics, Universidad de los Andes, jp.henao299@uniandes.edu.co.

¹⁴ Research Assistant, Department of Economics, Universidad de los Andes, y.gonzalez411@uniandes.edu.co.

¹⁵ Economist, Inter-American Development Bank, rguerrero@IADB.ORG.

¹⁶ Economist, Inter-American Development Bank, majas@IADB.ORG.

1 Introducción

Los países del Caribe dependen de servicios que proveen los ecosistemas marino-costeros como el turismo, la pesca y la protección costera. Sin embargo, estos ecosistemas se están deteriorando rápidamente, en parte, debido a la falta de conocimiento sobre la relevancia económica y social de mantenerlos. La valoración económica puede contribuir a una toma de decisiones mejor informada sobre el uso y el desarrollo de las zonas costeras, pues permite no solo la identificación de los servicios ecosistémicos proporcionados, sino también la cuantificación de sus beneficios. La valoración puede ser una herramienta para informar la toma de decisiones en torno al desarrollo, la planificación, la conservación y la provisión de bienes y servicios públicos (Waite et al., 2015). El Análisis Costo Beneficio (ACB) y la Evaluación de Impacto (EI) también son herramientas económicas que pueden ayudar a comprender mejor los beneficios proporcionados por los servicios ecosistémicos cuando se proponen proyectos de infraestructura natural para mejorar la resiliencia costera.

Siguiendo este contexto, el objetivo principal de este documento es apoyar y difundir los conocimientos y métodos emergentes para el análisis económico de proyectos relacionados con el Manejo Integrado de Zonas Costeras (MIZC) en la región del Gran Caribe. Además, pretende dar a conocer la importancia de llevar a cabo el ACB y la valoración económica, así como diseñar estrategias de EI de estas intervenciones.

El documento comienza con la conceptualización del Gran Caribe y una descripción de los principales ecosistemas marinos y costeros presentes en esta Región, incluida su definición y distribución geográfica. Además, se presenta la relevancia social y económica de estos ecosistemas, con énfasis en el servicio de protección costera. Complementariamente se exponen las amenazas y tendencias a las que estos ecosistemas están sujetos en términos de su conservación.

Después de eso, se desarrolla una discusión sobre las causas económicas subyacentes al deterioro de los servicios provistos por los ecosistemas marino-costeros, enfatizando el concepto de fallas de mercado (bienes públicos, recursos de uso común, externalidades e información asimétrica) y su relación con el deterioro y el agotamiento de los servicios ecosistémicos. Para complementar este conjunto de ideas, se incluye una discusión sobre los conceptos de Manejo Integrado de Zonas Costeras (MIZC) e infraestructura natural.

Posteriormente, presentamos los principales métodos para el análisis económico de proyectos de infraestructura natural costera, empezando por el ACB, con énfasis especial en las técnicas de valoración económica como una herramienta para cuantificar el valor de los

beneficios proporcionados por los ecosistemas. Para ello, explicamos el concepto de Valor Económico Total (VET) y se presenta un esquema paso a paso para realizar la valoración económica, que incluye una revisión de los principales modelos utilizados para la estimación cuantitativa de los cambios en los servicios ecosistémicos, así como los principales métodos para la valoración económica aplicada a ecosistemas marinos y costeros. Además, se presenta una sucinta revisión del estado de la valoración económica del servicio de protección costera a nivel mundial, y de otros servicios marino-costeros con énfasis en el Gran Caribe. Finalmente, se describe la EI como una herramienta *ex post* para el análisis económico de proyectos de protección y restauración costera. Para esto, se explican los conceptos principales en torno a la EI y se revisan los diferentes enfoques que se pueden aplicar para evaluar proyectos de infraestructura natural.

El documento termina presentando los desafíos, innovaciones y recomendaciones presentes en el análisis económico de la restauración de ecosistemas marino-costeros y la protección costera en el Gran Caribe.

2 Estado de los ecosistemas marino-costeros en el Gran Caribe

El Gran Caribe es la región geográfica que incluye los territorios costeros del mar Caribe y el Golfo de México, junto con el Océano Atlántico adyacente. Esta región abarca aproximadamente 5,326,000 km² (UNEP, 2008) y está dividida en 9 subregiones (Figura 1) que incluyen 29 territorios insulares¹⁷(14 de los cuales son independientes), y 10 territorios continentales¹⁸ (UNEP, 2014; CARSEA, 2007). Considerando el territorio que se expande 10 km adentro de la costa, la población aproximada de esta región asciende a 41 millones de personas y todos ellos exhiben cierto grado de dependencia de los ecosistemas marino-costeros (Burke & Maidens, 2004). Sin embargo, estos ecosistemas en el Caribe son frágiles y están amenazados por diferentes actividades naturales y antrópicas.

Los ecosistemas marino-costeros más importantes que se encuentran en el Gran Caribe son: arrecifes de coral, manglares, pastos marinos, playas, dunas de arena, arrecifes de ostras y humedales (incluyendo lagunas, pantanos y estuarios) (Vaslet & Renoux, 2016;

¹⁷ Bahamas, Islas Turcas y Caicos, Anguila, Antigua y Barbuda, Barbados, Islas Vírgenes Británicas, Granada, Guadalupe, Martinica, Montserrat, Antillas Holandesas Norte (San Martín, San Eustaquio y Saba), San Cristóbal y Nieves, San Lucía, San Vicente y Granadinas, Trinidad y Tobago, Islas Vírgenes (EE. UU.), San Bartolomé, San Martín, Bermuda, Islas Caimán, Cuba, Dominica, República Dominicana, Haití, Jamaica, Puerto Rico, Isla Navassa, Aruba, Antillas Holandesas del Sur (Bonaire y Curazao).

¹⁸ Estados Unidos, México, Belice, Guatemala, Honduras, Venezuela, Panamá, Costa Rica, Nicaragua, Colombia.

CARSEA 2007). En esta sección, describimos sus características principales, incluida su ubicación, los servicios que proveen¹⁹, su importancia económica y social, su estado y las amenazas a las que están expuestos. Hacemos un énfasis en los servicios ecosistémicos de protección costera, los mecanismos a través de los cuales los ecosistemas proveen estos servicios y los determinantes de su efectividad. En particular, consideramos el control de la erosión y de las inundaciones como los servicios ecosistémicos de protección costera más importantes. Por esto, en adelante, cuando hablamos de protección costera, nos referimos a estos dos servicios.

Figura 1. *El Gran Caribe y sus nueve subregiones*



Fuente: Burke & Maidens (2004).

2.1 Arrecifes de coral

En el Gran Caribe es posible encontrar aproximadamente 26,000 km² de arrecifes de coral, lo que corresponde al 7% del total mundial (Spalding et al., 2001; Paulay, 1997). Esta extensión es equivalente al área compuesta por las Bahamas, Trinidad y Tobago y Puerto Rico. Los arrecifes de coral proveen servicios ecosistémicos de gran importancia. Dentro de los servicios de regulación, los relacionados con la protección costera son los más relevantes, dado que los arrecifes de coral son la primera línea de defensa contra los choques externos (Spalding et al., 2014a). Por un lado, como resultado de la producción de grandes cantidades de carbonato de calcio, los arrecifes generan sedimentos (acreción) y ajustan su altura en

¹⁹ Según la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005), los servicios de los ecosistemas se definen como los beneficios que las personas obtienen de los sistemas naturales. Este es un concepto clave, ya que pone en primer plano específicamente las funciones ecológicas de los ecosistemas y su relación con el bienestar de la sociedad.

respuesta al aumento en el nivel del mar (World Bank, 2016), reduciendo la energía y la altura de las olas hasta en un 97% y 84% respectivamente (Ferrario et al., 2014). Por otro lado, estos ecosistemas ayudan a crear ambientes adecuados para los manglares y los pastos marinos, donde estos últimos a su vez participan en la acreción de los sedimentos marinos y terrestres reduciendo la erosión, disminuyendo las inundaciones y el daño causado por las olas durante las tormentas y favoreciendo la claridad de las aguas para los corales (Burke & Maidens, 2004).

De acuerdo con Burke y Maidens (2004), el valor del servicio de protección costera provisto por la totalidad de los arrecifes de coral en el Gran Caribe se ubicó entre los \$ 750 y los \$ 2,180 millones de dólares por año. Este valor se calcula en función de los costos necesarios para reemplazar este servicio con medios artificiales.

A pesar de su importancia, la cobertura promedio de corales duros en los arrecifes ha disminuido en un 80% en el Caribe desde 1970 (Gardner et al., 2003). Esta situación ha sido generada por el desarrollo costero, la deforestación, las malas prácticas agrícolas y la sobrepesca. El problema se ve exacerbado por la contaminación, la sedimentación, la sobrecarga de nutrientes y las especies invasoras que afectan las aguas costeras del Gran Caribe (Centro de Actividad Regional para el Protocolo SPAW y Reserva Natural Nacional de Saint-Martin, 2016; Jackson et al., 2014; Doney et al., 2012; Scavia et al., 2002). Adicionalmente, las amenazas relacionadas con el cambio climático, como el aumento del nivel del mar y el incremento en la temperatura del planeta Tierra, aumentan la presión sobre este ecosistema (Doney et al., 2012; Burke & Maidens, 2004; Cesar, 2000).

2.2 Manglares

Los manglares son bosques formados por árboles y arbustos que se han adaptado para sobrevivir en las zonas costeras. Son ecosistemas complejos y adaptativos que crean un ambiente para diferentes organismos. Aunque es difícil obtener una estimación única de su área en el Gran Caribe, los manglares en países de la región de Centroamérica y América del Norte ocupan cerca de 22,404 km² (14% de la cobertura global total), mientras que en América del Sur esta área se ha estimado aproximadamente en 23,882 km² (15,7% de la cobertura global total) (Spalding et al., 2010).

Los manglares tienen la capacidad de proporcionar múltiples servicios ecosistémicos, incluida la protección costera, ya que actúan como barreras contra peligros naturales y pueden estabilizar los sedimentos, lo que ayuda a reducir la erosión. Por ejemplo, un bosque de manglar con un ancho de 100 m puede reducir la altura de las olas desde un 13% hasta

un 66%; y un manglar con un ancho de 500 m puede hacerlo entre el 50% y el 99% (McIvor et al., 2012a). Más aún, McIvor et al. (2012b) sugieren que cada kilómetro de bosque de manglar puede reducir los niveles de agua hasta 50 cm durante las marejadas ocasionadas por los ciclones. No existe una estimación del valor de protección costera proporcionada por los manglares en el Gran Caribe; sin embargo, estudios en otros países como Tailandia han encontrado que, para el periodo 1996-2004, el valor se encuentra entre los \$ 8,966 y los \$ 10,821 dólares por hectárea para el servicio de protección contra tormentas (Barbier, 2007) y de \$ 3,679 dólares por hectárea al año por el control de la erosión (Sathirathai & Barbier, 2001).

La tala, la acuicultura, la urbanización y el crecimiento de la población humana, y otras amenazas, han afectado directa e indirectamente a este ecosistema hasta el punto de reducir la cobertura mundial total en un 25% (Spalding et al., 2010).

2.3 Pastos marinos

Los pastos marinos son plantas florecientes submarinas que crecen en barro y arena y que requieren altos niveles de luz (Ondiviela et al., 2014; den Hartog & Kuo, 2006; Orth et al., 2006; Duarte, 1991). Aunque se caracterizan por una baja diversidad de especies, pueden crecer en diferentes latitudes. El área de pastos marinos en el Gran Caribe es de aproximadamente 68,157 km², equivalente al tamaño de Irlanda (Zarate-Barrera & Maldonado, 2015; Creed et al., 2003; Green & Short, 2003).

Con respecto a los servicios de protección costera, la capacidad de los pastos marinos juega un papel importante en el control de la erosión y de las inundaciones. Por una parte, los pastos marinos proporcionan protección costera mediante la atenuación de las olas, aunque en menor magnitud que otros ecosistemas (Ondiviela et al., 2014; Waite et al., 2014; Barbier et al., 2011; Spalding et al., 2003). Esta capacidad de los pastos marinos es limitada y depende en gran medida de varias características. Por ejemplo, su capacidad está restringida a áreas poco profundas y ambientes de oleaje bajo (CGIES Task Force, 2015; Ondiviela et al., 2014; Barbier et al., 2011), lo que implica que los pastos marinos pueden proteger la costa de las olas regulares y los cambios de marea, pero son menos efectivos contra otros eventos climáticos más extremos. Además de la atenuación de las olas, también es importante su rol en la unión de sedimentos y la estabilización del suelo, que según Christianen et al. (2013), es un mecanismo indirecto para la protección costera. La estabilización de los sedimentos ocurre cuando las raíces y los rizomas unen sedimentos y otra materia orgánica (Spalding et

al., 2003). Estos servicios proporcionados por pastos marinos aún no se han valorado económicamente.

Los pastos marinos no están exentos de amenazas naturales y antropogénicas. De hecho, algunas de las principales amenazas para este ecosistema son el desarrollo costero y el flujo de nutrientes continentales que contaminan su medio natural (Green & Short, 2003). Barbier et al. (2011) han estimado una pérdida del 29% de los pastos marinos del mundo.

2.4 Ambientes de arena costeros

Las playas y las dunas son ambientes arenosos representativos en el Caribe. La costa del Gran Caribe tiene 86,930 km de longitud (Burke & Maidens, 2004) que representa el 24% de la longitud total de la costa del mundo. Aunque el turismo es el servicio ecosistémico más tangible que proveen las playas, estas también desempeñan un papel como sumideros de energía, atenuando y disipando las olas y estabilizando y acumulando sedimentos (Hanley et al., 2014; Cambers, 1998). En el Gran Caribe, las actividades turísticas se ubican principalmente cerca de la costa y dependen del clima tropical y la presencia de playas arenosas y paisajes costeros con mares claros, libres de contaminación y vida marina abundante (Cambers, 2009). El turismo en el Caribe es muy importante y representa entre el 5% y el 85% del PIB en algunos países y territorios. A pesar de su valor económico, en el Gran Caribe las playas son consideradas como una característica permanente del paisaje, y por lo tanto no se percibe que requieran administración, protección y financiamiento (Cambers, 1998). La extracción de arena, la construcción de infraestructura gris de protección costera y el cambio climático han afectado negativamente a las playas (Cambers & Diamond, 2010).

Con respecto a los sistemas de dunas en el Gran Caribe, no hay información precisa sobre su cobertura regional, pero su presencia en el Golfo de México, el Caribe occidental y las Antillas Mayores ha sido documentada. Los ecosistemas de dunas solían ser fuentes de extracción de arena. No obstante, probablemente el servicio ecosistémico más importante proporcionado por las dunas costeras es la absorción de energía que proviene del viento, la marea y las olas (Bridges et al., 2015; Everard et al., 2010). No existe información en la literatura para cuantificar la importancia económica de estos ecosistemas en el Gran Caribe en el contexto de la protección costera. De hecho, solo hemos identificado un estudio de valoración económica para México asociado con las dunas. Mendoza-González et al. (2012) estiman, en el año 2010, una disponibilidad a pagar de \$ 65,743 dólares por hectárea al año. A pesar de su importancia, las dunas de arena continúan siendo desestabilizadas por diversas

actividades generadoras de ingresos, como la construcción, el turismo, las actividades recreativas, la agricultura, la extracción de minerales, y el cambio climático (Hanley et al., 2014; Pontee, 2013; Moreno-Casasola, 2006).

2.5 Arrecifes de ostras

Los arrecifes de ostras son estructuras formadas por especies del género *Crassostrea*, conocidos por su capacidad de construir verticalmente (hacia su borde de crecimiento) y formar grupos densos (Grabowski et al., 2012; Bahr & Lanier, 1981). No hay información sobre su extensión en todo el mundo ni en el Gran Caribe, pero es indiscutible que juegan un papel crucial en la protección de la costa. Los arrecifes de ostras actúan como rompeolas naturales al atenuar la energía de las olas y promover la acreción, lo que puede estabilizar la línea costera (Coen et al., 2007; Grabowski & Peterson, 2007). Esto es posible debido a las estructuras tridimensionales que estos organismos construyen, alterando la batimetría y los flujos de agua (La Peyre et al., 2015; Borsje et al., 2011; Stricklin et al., 2010), contribuyendo así a la estabilización de la costa y al control de la erosión que puede llegar a ser efectiva en más del 40% (Scyphers et al., 2011; Piazza et al., 2005).

Aunque los arrecifes de ostras son importantes para la protección costera, pocos estudios han intentado examinar su valor económico. En el Gran Caribe, Kroeger (2012) estima que para 2030, los arrecifes de ostras evitarían anualmente entre \$ 3 y \$ 7.5 mil millones de dólares en pérdidas económicas. Sin embargo, los arrecifes de ostras han disminuido rápidamente con los años. Beck et al. (2009) estiman que se ha perdido alrededor del 85% de los arrecifes de ostras ubicados en bahías y regiones de todo el mundo. Factores como las especies invasoras y la sobreexplotación han contribuido al deterioro de este ecosistema.

2.6 Cuerpos de agua (humedales, marismas salinas, estuarios y lagunas costeras)

Los cuerpos de agua incluyen una variedad de ambientes como humedales costeros, marismas, estuarios y lagunas costeras. Debido a su naturaleza variada, es difícil dar una estimación precisa de su extensión en el Gran Caribe. Sin embargo, según el Servicio de Información de Sitios Ramsar, hay 32,324 km² de humedales marinos o costeros en los países que pertenecen a la región del Gran Caribe (Ramsar Convention Secretariat, 2018).

Los cuerpos de agua son importantes por su capacidad de proporcionar servicios ecosistémicos, entre ellos la provisión de alimentos (de Groot et al., 2002), protección costera

(ARCH, 2015), calidad del agua (The Horinko Group, 2015), turismo y hábitat para un número diverso de especies (Anthony et al., 2009). En términos de protección costera, los humedales pueden reducir las inundaciones y regular los flujos de agua (Silva et al., 2017). Además, actúan como un amortiguador natural para las olas, disminuyendo los daños sufridos por las comunidades costeras (Ruckelshaus et al., 2016). Del mismo modo, las marismas reducen los picos de inundación y la energía de las olas (Shepard et al., 2011).

La importancia social y económica de estos ecosistemas puede caracterizarse por la gran cantidad de personas que viven cerca de estas áreas. Por ejemplo, el 62% de los principales estuarios se pueden encontrar cerca de centros urbanos (UNEP, 2006). Además, los estudios sugieren que sus beneficios económicos son sustanciales. Costanza et al. (2008), por ejemplo, valoran los servicios de protección contra tormentas provistos por humedales en los Estados Unidos en \$ 23.3 mil millones de dólares al año. Sin embargo, los cuerpos de agua están enfrentando amenazas que los están degradando, como la contaminación proveniente de una variedad de fuentes como la industria, el transporte y la agricultura.

3 Causas económicas subyacentes al deterioro de los servicios ecosistémicos costeros

Como se describe en la sección anterior, a pesar de su importancia las zonas marino-costeras se enfrentan a una tasa creciente de deterioro, causada por una amplia variedad de factores y grupos de actores que demandan los diferentes bienes y servicios provistos por estos ecosistemas. El deterioro puede explicarse desde una perspectiva económica y desde una perspectiva de política; ambas se amplían a continuación.

3.1 Fallas de mercado

Desde una perspectiva económica, el deterioro de los ecosistemas y el agotamiento de los servicios que proveen pueden explicarse como el resultado de una tasa de explotación que no es socialmente óptima. La teoría económica sugiere que los mercados asignan los recursos escasos de manera eficiente bajo condiciones específicas. Esto es, los mercados permitirían lograr una asignación óptima si: i) existen muchos compradores y muchos vendedores del bien o servicio; ii) cualquier agente que participe en el mercado puede entrar o salir libremente de este en cualquier momento; iii) no hay información asimétrica, por lo tanto existe información adecuada disponible sobre el bien o servicio que se está intercambiando, incluidos todos los beneficios o costos que puede generar el acceso a este;

iv) los derechos para el uso y explotación del bien o servicio están claramente definidos, son bien conocidos y además respetados; y v) no hay presencia de externalidades, es decir, el uso y la explotación del bien o servicio no genera consecuencias externas para otros agentes fuera del mercado. Cuando se cumplen estas condiciones, el mercado se define como perfectamente competitivo y será eficiente en términos de asignación de recursos.

Sin embargo, muchos servicios ecosistémicos no cuentan con mercados en donde puedan ser adquiridos, e incluso cuando un servicio ecosistémico se comercializa en un mercado, algunas de las condiciones anteriores pueden no cumplirse representando una falla de mercado. Los servicios ecosistémicos, en particular los que brindan las zonas marino-costeras, se caracterizan por la presencia de múltiples fallas de mercado, como la ausencia de derechos de propiedad claramente definidos, la existencia de externalidades y la presencia de información asimétrica.

3.1.1 Derechos de propiedad

Cualquier bien o servicio, incluidos los servicios ecosistémicos, puede caracterizarse por dos propiedades fundamentales: exclusión y rivalidad. La exclusión se refiere a la medida en que es posible definir quién recibe el beneficio del acceso al bien o servicio y quién no. Cuando no es viable determinar claramente quién accede a un bien o servicio (o evitar que usuarios individuales accedan a él), se dice que el bien no es excluible. Lo que define si un bien es excluible es el costo marginal asociado con la creación de dicha exclusión; cuanto mayor sea el costo, más difícil será hacer que el bien sea excluible. La exclusión está estrechamente vinculada al concepto de derechos de propiedad. Los derechos de propiedad se definen como una autorización que se puede hacer cumplir, y que se puede otorgar a un individuo, grupo de individuos o al Estado, para llevar a cabo acciones particulares en relación con un dominio específico (Ostrom & Schlager, 1996). Cuando los derechos de propiedad pueden asignarse fácilmente y el cumplimiento de la asignación de derechos se aplica, la exclusión será viable. Sin embargo, muchos servicios ecosistémicos, como la protección costera, no son excluibles, ya que se puede acceder a ellos libremente. Esta es una de las principales razones que explican su deterioro y su inadecuada provisión.

La rivalidad se refiere a la relación entre el consumo de un bien o servicio por parte de un individuo y la posibilidad de su consumo simultáneo por parte de otros agentes. Cuando un bien no es rival, el costo marginal de proporcionarlo a una persona adicional es cero.

La combinación de las propiedades de rivalidad y exclusión permite caracterizar los bienes y servicios en cuatro categorías:

- i) Bien privado: exclusión fácil, rivalidad alta.
- ii) Bien club: exclusión fácil, rivalidad baja.
- iii) Bien público: exclusión difícil, rivalidad baja.
- iv) Recurso de uso común (RUC): exclusión difícil, rivalidad alta.

Muchos de los servicios ecosistémicos que proveen las zonas marino-costeras son bienes públicos o recursos de uso común. Debido a la característica de no exclusión de los bienes públicos, no es fácil definir derechos de propiedad y por lo tanto los mercados no son un mecanismo eficaz para asignar dichos recursos. Específicamente, debido a que la exclusión es difícil, las personas se verán tentadas a usarlos gratis y como no hay forma de excluir a los consumidores que no pagan, habrá menos personas dispuestas a pagar. Este fenómeno de los consumidores que no pagan por la provisión de bienes o servicios que utilizan se conoce como el problema del polizón (Glover, 2010).

Por otro lado, los RUC son bienes y servicios que no son excluibles pero que son rivales (Feeny et al., 1990; Ostrom, 1990). Un ejemplo típico de RUC son las pesquerías: cualquier persona interesada en participar en la actividad puede hacerlo (no hay exclusión), pero una vez que atrapa un pez, se convierte en un bien rival ya que nadie más puede capturar ese mismo pez y se reduce la disponibilidad de pescado. El problema con los RUC es que todos los usuarios están tentados a explotar más el bien o servicio, ya que no pueden estar seguros de que otros usuarios sean cautelosos con su uso. Este comportamiento conduce a la sobreexplotación y al agotamiento de los recursos, ya que la cantidad total extraída excede el uso eficiente y sostenible (Ostrom & Schlager, 1996). Hardin (1968) identificó por primera vez este fenómeno como la tragedia de los bienes comunes, mostrando que la falta de derechos de propiedad -o la imposibilidad para hacerlos cumplir- en un bien rival conduce a la sobreexplotación, a una baja eficiencia en su aprovechamiento y a una situación crítica para el recurso mismo y para aquellos que se benefician de él.

En resumen, la mayoría de los servicios de los ecosistemas marinos y costeros son bienes públicos o recursos de uso común. Es decir, estos están sujetos a problemas de exclusión, lo que implica que las decisiones de uso privado tomadas por los usuarios tienden a alejar el resultado de su asignación del que es socialmente deseable. En particular, los servicios de regulación, como la protección costera, están sujetos a problemas de exclusión y rivalidad, lo que generalmente para un bien público significa que no muchas personas están interesadas en pagar por mantener su provisión. Esta situación se ejemplifica en el alto nivel

de deterioro de los ecosistemas costeros debido a las actividades humanas (Barbier et al., 2011).

3.1.2 Externalidades

Una externalidad se define como el efecto externo no intencional que las decisiones de producción o consumo generan en terceros y por el cual no hay compensación (Glover, 2010; Baumol & Oates, 1988). Para que una externalidad ocurra se deben cumplir dos condiciones: i) la acción de un agente impone un efecto sobre otro y este efecto no se considera dentro del mercado; y ii) no se proporciona compensación por esta acción. La ocurrencia de una externalidad implica que los costos y beneficios para toda la sociedad, incluyendo a los agentes que participan en el mercado y a los que no, son diferentes de los costos y beneficios que se toman en cuenta en la toma de decisiones privadas. En estas condiciones, el equilibrio del mercado no es eficiente, y los recursos no se asignan de manera óptima.

Existen dos formas de externalidades: positiva, cuando el efecto externo genera beneficios a terceros; o negativa, cuando los efectos generan costos adicionales sobre otros. Estas pueden surgir a partir de decisiones de producción o consumo y afectar otras actividades de producción o consumo.

Las externalidades pueden encontrarse alrededor de las decisiones de uso de las zonas marino-costeras. Por ejemplo, el desarrollo urbano que no considera los efectos sobre los ecosistemas, la contaminación del agua, la sobrepesca, la captura de peces por debajo de la talla mínima, la deforestación de manglares y la extracción de arena, entre otras, son actividades que crean externalidades. Del mismo modo, las actividades de infraestructura natural o los esfuerzos de restauración ecológica pueden generar externalidades positivas al mejorar el flujo de otros servicios ecosistémicos.

3.1.3 Información asimétrica

Otra falla de mercado que afecta la asignación adecuada de los servicios ecosistémicos es la falta de información completa sobre los beneficios de estos servicios para la sociedad. Este problema, conocido como información asimétrica, significa que, al decidir sobre el mejor uso posible, y a veces exclusivo, de los ecosistemas, no se cuenta con información suficiente sobre los beneficios de su conservación o los costos de su degradación. En otras palabras, la sociedad tiene información limitada sobre el valor económico de los servicios provistos por los sistemas naturales, lo que implica que en los procesos de toma de decisiones

se les asigna un valor económico cercano a cero. En tales condiciones, la conservación de ecosistemas difícilmente compite con otras actividades o usos y las políticas tienden a estimular a otros sectores que aparentemente generan una mayor ganancia para la sociedad.

El desconocimiento de los beneficios que la naturaleza aporta a la sociedad hace que sea difícil incluir este valor en el flujo de activos del país, ignorando su importancia y las pérdidas que se producen por su deterioro. Así, la valoración económica juega un papel importante al llevar estos valores a la discusión y al proceso de toma de decisiones.

3.2 Fallas de política

Además de las fallas de mercado, los servicios provistos por los ecosistemas marino-costeros enfrentan lo que se conoce como fallas de política, las cuales involucran el proceso mismo de su formulación. Estas fallas se refieren al diseño e implementación de incentivos que inducen comportamientos que afectan negativamente a los ecosistemas o a los servicios que brindan. La mayoría de esos incentivos, conocidos como incentivos perversos, son efectos secundarios de políticas diseñadas para lograr otros objetivos en otros sectores.

Los incentivos perversos afectan a los entornos naturales, en parte debido a las fallas de mercado mencionadas anteriormente. No reconocer las externalidades producidas por los ecosistemas debido a la falta de información o a la ausencia de derechos de propiedad claramente definidos, puede llevar a la creación de políticas que favorezcan otras actividades que afectan la conservación de los entornos naturales y los servicios ecosistémicos que proveen.

Las fallas de mercado y las fallas de política impiden una asignación de recursos eficiente, incluyendo a los servicios ecosistémicos. Al ignorar estas fallas, se subestiman los beneficios que proporcionan los ecosistemas, lo que lleva a su sobreexplotación y deterioro.

4 Manejo Integrado de Zonas Costeras (MIZC) e infraestructura natural

4.1 Manejo integrado de zonas costeras

El manejo costero como concepto fue originalmente acuñado en la década de 1960 (Sorensen, 1997, como se cita en Alonso et al., 2003; Clark, 1996; Sorensen y McCreary, 1990). Sin embargo, no fue sino hasta las décadas de los 70s y 80s que se llevó a cabo la

implementación de estrategias de manejo costero, particularmente en los Estados Unidos (Saffache & Angelelli, 2010; Post & Lundin, 1996).

El reconocimiento global de la gestión integrada de las zonas costeras, también conocido por su acrónimo MIZC²⁰, se obtuvo cuando la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo de Río de Janeiro en 1992 reconoció las presiones y amenazas sobre las zonas costeras. Con el objetivo de minimizar la explotación costera y asegurar el uso sostenible sus recursos, la Conferencia destacó la relevancia del MIZC y propuso el diseño de directrices para su implementación (Post & Lundin, 1996). En la Conferencia de Río, el concepto de MIZC se integró como uno de los elementos clave para el trabajo en ecosistemas marino-costeros (CBD, 2015) e instó a las naciones costeras a desarrollar planes de MIZC para el año 2000 (Lemay, 1998).

En comparación con los ejercicios de gestión costera anteriores, el MIZC busca un enfoque más integral, ya que incorpora los diferentes ecosistemas, todos los sectores que afectan la zona costera y a todos los actores involucrados. Como resultado, combina los aspectos económicos, sociales y ambientales, buscando reducir el conflicto y armonizar las actividades para alcanzar las metas que se definan para estas zonas en todo el territorio nacional (Post & Lundin, 1996). La naturaleza integral del MIZC implica una fuerte perspectiva institucional, ya que requiere un esquema de gobernanza basado en reglas que regulan a todos los diferentes actores involucrados en el uso de zonas costeras.

En la literatura, es posible encontrar varias definiciones para MIZC que han evolucionado con el tiempo. Las diferentes definiciones de MIZC destacan su naturaleza multisectorial, multiescala y holística. Como resultado, el MIZC requiere coordinación institucional y participación de la comunidad local para el desarrollo de diagnósticos sobre el estado de las zonas marino-costeras, así como para la formulación e implementación de estrategias. En este documento, se define MIZC como se presenta a continuación:

²⁰ El MIZC es también conocido como Manejo Integrado de Áreas Marinas y Costeras y Manejo Integrado Costero, entre otros.

El MIZC es un proceso de gobernanza que promueve el uso sostenible de los recursos marino-costeros mediante el desarrollo de una gestión multisectorial que es continua, holística, armónica, equilibrada, adaptativa y dinámica, y utiliza el enfoque basado en ecosistemas para favorecer simultáneamente el desarrollo costero, minimizar sus efectos negativos y garantizar la provisión de servicios ecosistémicos marino-costeros a lo largo del tiempo (Post & Lundin, 1996; Chua, 1993; Knecht & Archer, 1993; Sorensen, 1993). El enfoque ecosistémico del MIZC reconoce la naturaleza dinámica e interconectada de los sistemas costeros y marinos, así como las interacciones entre ellos y sus diferentes usos (CBD, 2015; Adaptado de Post & Lundin, 1996).

En los países de América Latina y el Caribe (LAC), el MIZC se ha manifestado en forma de establecimiento de áreas protegidas, zonificación del uso de las áreas costeras, desarrollo de infraestructura híbrida y natural, y asignación de derechos de propiedad sobre manglares y pesquerías. La gestión adaptativa y basada en la comunidad, los procesos participativos y la asignación de derechos de propiedad colectivos para el acceso y uso también son estrategias prometedoras para las zonas costeras de LAC.

La importancia del MIZC para el logro del desarrollo económico sostenible se refleja en las estrategias de las organizaciones multilaterales. Por ejemplo, el Banco Interamericano de Desarrollo (BID), en su Octavo Informe General de Aumento de Recursos (1994), reconoció la necesidad de intervenciones en las zonas marino-costeras de LAC que apoyen la conservación y el manejo de sus recursos. El BID reconoce que el MIZC es fundamental para administrar, invertir y asignar los recursos marino-costeros de manera sostenible. En las últimas décadas, las inversiones del BID en el Gran Caribe se han centrado en los enfoques de MIZC para la planificación costera, incluida la infraestructura natural e híbrida. De esta manera, el BID no solo requiere la incorporación de elementos del MIZC en las solicitudes de préstamos de los países de la Región, sino que también ha financiado directamente iniciativas de gestión costera.

Además, en el contexto del cambio climático, el BID ha apoyado estrategias de adaptación, particularmente en los pequeños estados insulares (Banerjee et al., 2018; Lemay, 2016; Saffachen & Angelelli, 2010). Los proyectos del BID en países como Barbados, Bahamas, Belice, Trinidad y Tobago y República Dominicana han incorporado dimensiones del MIZC como: i) el desarrollo de evaluaciones de riesgos costeros, incluyendo monitoreo y gestión de riesgos; ii) el desarrollo de infraestructura natural o híbrida o la restauración de ecosistemas para estabilizar la línea costera, reducir los riesgos de erosión e inundación, y

mejorar el acceso público y las actividades económicas asociadas principalmente con el sector turístico; y iii) el desarrollo de la capacidad institucional para la gestión integrada de riesgos en zonas costeras (Lemay, 2016). Bajo este enfoque, estos proyectos de MIZC buscan reducir la vulnerabilidad de las comunidades costeras y proteger o mejorar la resiliencia de los ecosistemas marino-costeros, así como la sostenibilidad en la provisión de servicios ecosistémicos.

4.2 Infraestructura natural como estrategia para MIZC

Las zonas costeras atraen a las personas. Temmerman et al. (2013) estiman que al menos 40 millones de personas y \$ 3,000 miles de millones de dólares en activos se localizan en ciudades costeras expuestas a inundaciones. Para 2070, estas cifras podrían aumentar a 150 millones de personas y \$ 35,000 miles de millones de dólares. En la región de LAC, 32.6 millones de personas vivían en zonas costeras de baja elevación (<10 m sobre el nivel del mar) en 2010. Se espera que la población costera crezca a más de 96 millones de personas para 2100 (Silva et al., 2017). La evidencia muestra que el impacto del cambio climático es especialmente relevante en las zonas costeras. Las principales preocupaciones se relacionan con el hecho de que el calentamiento global conduce a cambios en el clima, la temperatura del agua y los niveles del mar, exponiendo a las zonas costeras y sus comunidades a desastres más severos por cuenta de: i) el aumento en la frecuencia, intensidad, duración y tamaño de eventos extremos como las tormentas, tifones y huracanes; ii) la pérdida de área costera debido al incremento en la erosión de la costa; iii) el mayor riesgo de inundación de tierras bajas por cuenta del aumento en el nivel del mar; y iv) el deterioro y pérdida de ecosistemas marinos-costeros (Saleh & Weinstein, 2016; IPCC, 2014; Spalding et al., 2014a; Post & Lundin, 1996).

Los esfuerzos para mejorar la resiliencia costera se han basado tradicionalmente en la ingeniería costera convencional, la cual se enfoca en la implementación de infraestructura gris para proteger los activos públicos y privados que enfrentan grandes riesgos por inundaciones y marejadas (Spalding et al., 2014a; Temmerman et al., 2013). Sin embargo, la infraestructura gris plantea altos costos de mantenimiento, particularmente si van a ser rediseñados para soportar eventos catastróficos cada vez más intensos. Además, el uso de infraestructura gris como línea de defensa costera ha sido cuestionado por sus efectos ecológicos negativos.

La necesidad de mejorar la resiliencia costera, abordando simultáneamente el tema del cambio climático, ha llevado a enfoques innovadores para la protección de las zonas costeras

y su población contra el riesgo de erosión e inundación (Saleh & Weinstein, 2016; Ondiviela et al., 2014). En los últimos años se ha reconocido el papel de los ecosistemas marinos y costeros para la protección y la reducción de la vulnerabilidad en las comunidades costeras. Recientemente se ha propuesto la inclusión de ecosistemas costeros para la planificación de la adaptación costera en lo que generalmente se conoce como infraestructura verde, natural o basada en naturaleza (Spalding et al., 2014a). En este documento definimos infraestructura natural de la siguiente manera:

La infraestructura natural se refiere a todas las construcciones naturales, seminaturales o artificiales que imitan los sistemas y procesos naturales y contribuyen tanto a la conservación o restauración de la diversidad biológica, como a la mejora de los servicios ecosistémicos, apoyando al mismo tiempo a las comunidades, las economías y la resiliencia ambiental (Silva et al., 2017; CGIES Task Force, 2015).

La infraestructura natural implica la protección de los sistemas naturales, así como su restauración y rehabilitación. Ejemplos típicos de infraestructura natural incluyen la reforestación de manglares, el establecimiento de cobertura vegetal en humedales, el relleno de playas y dunas, el movimiento de sedimentos dragados desde y hacia los humedales, la restauración de arrecifes de coral y la estabilización de la línea costera, entre otros (Silva et al., 2017; Saleh & Weinstein, 2016; Beck, 2014).

En comparación con la infraestructura gris, la infraestructura natural tiene varias ventajas, entre estas: la capacidad de auto-mantenerse, el potencial de auto-reparación después de eventos dañinos, y la capacidad de adaptarse al cambio climático con una intervención humana mínima (por ejemplo, mantener la misma tasa que la del incremento en el nivel del mar); todo esto con menores costos de construcción y mantenimiento (Sutton-Grier, 2015; Ruckelshaus et al., 2016). Además, algunos autores sostienen que la infraestructura natural utiliza menor cantidad de materias primas básicas y, lo que es más importante, genera una serie de beneficios colaterales que favorecen la sostenibilidad en la provisión de otros servicios ecosistémicos adicionales a la protección costera, fortaleciendo el logro de objetivos sociales, ambientales y económicos (van der Nat et al., 2016; CGIS Task Force, 2015; Sutton-Grier et al., 2015; Temmerman et al., 2013).

Aunque la creación o restauración de sistemas costeros ofrece una buena alternativa a la protección costera convencional, la viabilidad y la eficacia de los enfoques basados en la naturaleza dependen de varios factores, entre estos: el tipo de zona costera a proteger, la

ubicación de la población en riesgo, las características particulares de los ecosistemas involucrados en el esquema de protección costera y las características del evento específico que amenaza a estas zonas (World Bank, 2016; Spalding et al., 2014b; Temmerman et al., 2013).

Cuando la infraestructura puramente natural no es factible, es posible combinar diseños de infraestructura gris y natural. Bajo este enfoque híbrido, la infraestructura construida se instala simultáneamente con la infraestructura natural como humedales o arrecifes de ostras. De esta forma, la infraestructura natural proporciona beneficios de protección clave para tormentas medianas y pequeñas, mientras que la infraestructura gris puede proporcionar protección contra eventos más grandes o severos.

En todo caso, una de las mayores limitaciones para implementar soluciones basadas en la naturaleza para la protección costera, ya sea híbrida o natural, es la falta de conocimiento sobre los valores asociados a los servicios que proporcionan los ecosistemas marino-costeros.

Aunque el campo del MIZC ha avanzado hacia la comprensión de los beneficios físicos y económicos de las intervenciones de protección costera basadas en la naturaleza, persiste una brecha de conocimiento entre el estado de la ciencia y la práctica política, lo que limita la implementación de este tipo de proyectos (Ruckelshaus et al., 2016). También hay vacíos en la información requerida para desarrollar análisis rigurosos sobre los efectos a escala local.

La importancia de identificar y estimar los valores de los beneficios obtenidos de los ecosistemas asociados con la protección costera es tal, que la Academia Nacional de Ciencias de los Estados Unidos sugirió que para mejorar la resiliencia costera es necesario que todos los costos y beneficios de las intervenciones de la infraestructura costera, incluidas las de naturaleza ambiental y social, sean cuantificados e incorporados en el manejo de las áreas marino-costeras a fin de apoyar una mejor toma de decisiones sobre la gestión de estas áreas (Sutton-Grier et al., 2015). Con esto en mente, en la siguiente sección discutimos las herramientas económicas disponibles que conducen a la cuantificación de los beneficios derivados por los ecosistemas. Se presentan el análisis costo-beneficio, la valoración económica y la evaluación de impacto, para proyectos de MIZC, incluidos aquellos que involucran infraestructura natural.

5 Análisis económico de proyectos de infraestructura natural costera

Las inversiones en infraestructura natural surgen como una estrategia del MIZC para la protección costera y la adaptación de estas zonas al cambio climático. Los proyectos de infraestructura natural deben ser al menos tan efectivos como los proyectos convencionales de infraestructura gris, en términos de la protección de las zonas costeras, a fin de que sean considerados para su implementación. Esta efectividad se puede medir en términos biofísicos, es decir, la capacidad de reducir la erosión y el riesgo de inundaciones (ver Cuadro 1), así como en términos de la viabilidad económica, es decir, que la relación entre los beneficios y los costos del proyecto de infraestructura natural sea atractiva para la inversión.

Cuadro 1. *Mecanismos a través de los cuales algunos ecosistemas marino-costeros proveen protección costera*

Ecosistema	Mecanismos
Humedales costeros	<ul style="list-style-type: none"> • Atenuación de olas: mitigación de la energía de las olas, las mareas y las corrientes. • Estabilización del suelo: flujo de sedimentos, deposición y acumulación de sedimentos. • Regulación de flujos de agua e inundaciones.
Manglares	<ul style="list-style-type: none"> • Atenuación de vientos y olas: mitigación de la energía de las olas, las mareas y las corrientes. • Estabilización del suelo: flujo de sedimentos, captura de sedimentos. • Regulación de flujos de agua e inundaciones.
Arrecifes de coral	<ul style="list-style-type: none"> • Atenuación de olas: reducción de la energía de las olas incidentes.
Pastos marinos	<ul style="list-style-type: none"> • Atenuación de olas: reducción de la energía de las olas. • Estabilización del suelo: flujo de sedimentos.
Playas y dunas	<ul style="list-style-type: none"> • Atenuación de olas: reducción de la energía de las olas. • Estabilización del suelo: flujo de sedimentos.

Fuente: CGIES Task Force, 2015

Existe un considerable avance en el estudio de los efectos de la infraestructura gris sobre la protección costera; sin embargo, el análisis de los efectos que se derivan de la infraestructura natural son relativamente recientes. Cuando se adoptan enfoques basados en ecosistemas, los costos de implementación de infraestructura natural se pueden determinar casi de forma directa, pero la identificación adecuada de los beneficios asociados al mejoramiento de la resiliencia de los ecosistemas intervenidos, y de sus áreas circundantes, se convierte en un reto importante. Esto porque cuando se trata de infraestructura natural, los beneficios obtenidos por la reducción de la erosión y la disminución del riesgo de inundaciones no se reflejan directamente en los mercados, pudiendo ser omitidos fácilmente.

Los proyectos de infraestructura natural, al mejorar las condiciones de los ecosistemas intervenidos, producen una serie de beneficios adicionales (diferentes a la protección costera), ya que incrementan la provisión de los múltiples servicios que estos ecosistemas proveen. A estos beneficios adicionales los llamaremos co-beneficios y pueden estar representados por otros servicios de regulación como la captura de carbono, por servicios de provisión como el mejoramiento de las pesquerías tanto comerciales como artesanales, y por servicios culturales como el incremento de las posibilidades de recreación y turismo.

En este capítulo revisaremos las herramientas económicas disponibles para incluir el flujo de beneficios de los servicios ecosistémicos que se asocian a la implementación de proyectos de infraestructura natural costera, de forma que sea posible la evaluación de la viabilidad económica de estas intervenciones.

Por una parte, tenemos el Análisis Costo-beneficio (ACB). El ACB es una herramienta estratégica *ex ante* que ofrece información a los tomadores de decisiones sobre la viabilidad económica de una intervención. Un desafío central del ACB para proyectos de infraestructura natural es la determinación de los beneficios monetarios que generan los servicios ecosistémicos, los cuales rara vez son reflejados a través de precios en mercados observables. Un buen ACB para proyectos de infraestructura natural que tenga como objetivo la protección costera debe cuantificar y valorar tanto los beneficios generados por el mejoramiento de los servicios de control de erosión y regulación de inundaciones, como los co-beneficios generados por el aumento en la provisión de otros servicios ecosistémicos, de manera que se consideren todos ellos dentro del análisis de viabilidad económica y puedan compararse con otras alternativas de intervención. Estos beneficios adicionales son externalidades positivas, las cuales se deben valorar adecuadamente. Para superar este desafío, existen varios métodos de valoración económica de bienes y servicios no mercadeables. En este capítulo analizamos las principales consideraciones que se deben tener en cuenta para desarrollar ejercicios de valoración económica rigurosos, así como las principales técnicas disponibles.

Por otra parte, para identificar si los proyectos de infraestructura natural son efectivos o no, los gobiernos, la banca multilateral y los inversionistas están cada vez más interesados en conocer el impacto económico, social y ambiental de estas intervenciones. Para identificar esta efectividad se utiliza la evaluación de impacto (EI). La EI es una herramienta *ex post* que identifica cuales son los efectos socioeconómicos y ambientales que pueden ser atribuidos a, en este caso, un proyecto de infraestructura natural determinado. En este capítulo revisaremos las bases teóricas asociadas a la EI y su relación con el análisis de proyectos de

infraestructura natural para la protección costera. Adicionalmente, con el fin de aproximarnos al potencial que la EI tiene en la evaluación de proyectos de infraestructura natural, examinamos los diferentes enfoques metodológicos que se han llevado a cabo para el desarrollo de EI de proyectos de conservación o restauración, analizando sus ventajas y desventajas y, principalmente, el grado en que permiten medir los efectos y atribuir los cambios observados a la intervención realizada.

5.1 Análisis Costo-Beneficio

El ACB es una herramienta para evaluar económicamente la viabilidad de un proyecto, programa o política. Como su nombre lo sugiere, la idea es comparar los beneficios y costos asociados con una intervención y comparar sus resultados con los de otra alternativa o con el *statu quo*. En el caso de la infraestructura natural, el ACB determina *ex ante* si los beneficios superan los costos en relación con otras alternativas, por ejemplo, la infraestructura gris o la situación sin intervención.

Boardman et al. (2006) definen los pasos a seguir para desarrollar un ACB. Estos pasos y su relación con la infraestructura natural son resumidos a continuación²¹:

1. Definir las metas y objetivos de la acción o la intervención (*v.g.* protección costera para reducir la dinámica de erosión o el riesgo de inundación).
2. Enumerar las intervenciones alternativas, incluyendo la infraestructura natural y la infraestructura gris, si corresponde.
3. Medir todos los costos y beneficios de la intervención que tienen valor, incluso aquellos que no son mercadeables. Los precios sombra²² también deben incorporarse si están disponibles.
4. Evaluar el flujo de costos y beneficios para el período de estudio, tanto para el escenario donde tiene lugar la intervención de infraestructura natural como para todos los escenarios alternativos o el *statu quo*.
5. Convertir todos los costos y beneficios a una unidad monetaria común.

²¹ Otras referencias sobre ACB son Pearce et al. (2006), Pearce (2006) y Hanley & Spash (1993).

²² Los precios sombra son medidas ajustadas de los precios del mercado que tienen en cuenta fallas del mercado, tales como la presencia de monopolios o externalidades. Algunos investigadores han sugerido que son particularmente importantes en los países en desarrollo, ya que los mercados en estos países a menudo están más distorsionados que en los países desarrollados. En general, los precios sombra se utilizan para reflejar el valor social de un bien en los casos en que el valor observado no existe o se desvía significativamente de su contraparte social. Por ejemplo, los precios de mercado de los bienes que contaminan el medio ambiente pueden ser ajustados al alza por un analista en un ACB para incluir los costos externos y las consecuencias de dicha externalidad (Boardman et al., 2006).

6. Aplicar una tasa de descuento apropiada. El BID exige que los flujos de beneficios y costos se descuenten a una tasa del 12% anual. Sin embargo, se pueden evaluar otras tasas de descuento durante el análisis de sensibilidad.
7. Calcular el valor presente neto de las alternativas bajo consideración. El indicador más relevante es el valor presente de los beneficios netos (VPN). Otros indicadores importantes son la tasa interna de retorno (TIR) y la relación beneficio-costo (RBC).
8. Realizar un análisis de sensibilidad.
9. Adoptar el curso de acción recomendado.

El principio detrás del ACB es relativamente sencillo. Supongamos que hay una intervención que una agencia quiere implementar en una región en particular; por ejemplo, un proyecto para proteger la línea costera de la erosión o para reducir el riesgo de inundaciones en el área costera. Se pueden identificar entonces dos tipos de costos: i) la inversión inicial que es un costo fijo y se define como C_i^w ; y ii) los costos operacionales (o costos de mantenimiento, que son aquellos necesarios para que el proyecto funcione) para un periodo de T años, denominado C_0^w . Este último flujo de costos debe llevarse a valor presente descontando los costos de cada año y sumándolos como se presenta a continuación:

$$C_0^w = \sum_{t=0}^T \delta^t C_{0,t}^w$$

Donde $C_{0,t}^w$ es el costo operacional en cada período t ; $\delta = \frac{1}{(1+\rho)}$ es el factor de descuento y ρ corresponde a la tasa de descuento; por su parte, C_0^w es el valor presente agregado del flujo de costos operacionales. Por lo tanto:

$$C^w = C_i^w + C_0^w$$

y refleja el valor presente de todos los costos directos asociados con la intervención. En el caso de la infraestructura natural, los costos de inversión corresponderían a los gastos relacionados con las inversiones iniciales que se necesitan para que comience el proyecto (*v.g.*, compra de terrenos, siembra de árboles, reubicación de arena, entre otros). Por su parte, los costos operativos, C_0^w , son los necesarios para el mantenimiento continuo de las inversiones durante la vida útil del proyecto (*v.g.*, re-siembra de árboles perdidos, acciones para evitar pérdidas de material o biomasa, monitoreo, refuerzo de estructuras, entre otros).

Existen otros costos que pueden surgir en cualquier proyecto, como los relacionados con los daños o pérdidas generados por su ejecución. Por ejemplo, el proyecto podría afectar los ecosistemas, reduciendo la provisión de servicios específicos. Nos referimos a estos

costos como C^{ext} , y son externalidades negativas o costos indirectos generados por el proyecto en sí. La presencia de estas externalidades aumenta los costos del proyecto como se muestra en la siguiente expresión:

$$C = C^w + C^{ext}$$

Es importante tener en cuenta que, si el proyecto no se lleva a cabo, todavía hay un flujo de costos que debe contabilizarse, llevarse a valor presente y luego sumarse para estimar los costos de no llevar a cabo la intervención. Estos costos se conocen como costos de oportunidad y son los costos de inacción, C^{wo} , los cuales se deben restar del costo de ejecución, ya que se evitarán una vez que la inversión sea realizada. En el caso de la infraestructura natural, estos costos pueden relacionarse con un aumento de la erosión o mayor riesgo de inundaciones, ya que las condiciones de los ecosistemas eventualmente se deteriorarán si no se toman medidas. Dentro de estos costos también pueden considerarse los costos evitados por los efectos crecientes del cambio climático, pues al ser evitados pueden considerarse como beneficios resultantes de la implementación del proyecto.

Con todo lo anterior, los costos totales del proyecto resumidos en el Cuadro 2 serían:

$$C = C^w + C^{ext} - C^{wo}$$

Una vez que se determinan los costos del proyecto, el siguiente paso es identificar los beneficios que genera. Estos beneficios se pueden dividir en dos categorías: i) los beneficios derivados directamente del logro de los objetivos del proyecto, en este caso los asociados a la protección costera; y ii) los beneficios adicionales derivados de otros servicios ecosistémicos (servicios de provisión, culturales y regulación). Como en el caso de los costos, los beneficios deben estimarse para el período completo de vida útil del proyecto y llevarlos a valor presente. En el Cuadro 2, los beneficios directos de la protección costera se indican con la letra B, y los beneficios indirectos o co-beneficios se indican con la letra A.

Al igual que con los costos del proyecto, es importante reconocer que existe un flujo de beneficios que se obtendrían incluso si el proyecto no se llevara a cabo. Estos beneficios deben tenerse en cuenta para identificar el efecto del proyecto y evitar la sobreestimación de los beneficios de éste, ya que, aún sin proyecto (*status quo*), es posible que exista un cierto nivel de protección costera (B^{wo}). En el *statu quo*, también hay un flujo de co-beneficios (secuestro de carbono, “guardería” de peces, recreación, turismo, pesca, etc.), que están representados por A^{wo} (ver Cuadro 2).

Cuadro 2. Costos y beneficios (directos e indirectos) del proyecto

Valor total neto	Valor total con y sin proyecto	Inversión inicial	Operación
Costos totales en valor presente neto $C = C^w + C^{ext} - C^{wo}$	Con proyecto, costos directos	$C^w = C_1^w + C_0^w$	C_1^w
	Con proyecto, costos indirectos	C^{ext}	$C^{ext} = \sum_{t=0}^T \delta^t C_t^{ext}$
	Sin proyecto	C^{wo}	$C^{wo} = \sum_{t=0}^T \delta^t C_t^{wo}$
Beneficios totales en valor presente neto asociados a servicios de protección costera $B = B^w - B^{wo}$	Con proyecto	B^w	$B^w = \sum_{t=0}^T \delta^t B_t^w$
	Sin proyecto	B^{wo}	$B^{wo} = \sum_{t=0}^T \delta^t B_t^{wo}$
Beneficios totales en valor presente neto asociados a otros servicios ecosistémicos (co-beneficios) $A = A^w - A^{wo}$	Con proyecto	A^w	$A^w = \sum_{t=0}^T \delta^t A_t^w$
	Sin proyecto	A^{wo}	$A^{wo} = \sum_{t=0}^T \delta^t A_t^{wo}$

Por lo tanto, el valor presente de los beneficios totales de la protección costera derivados del proyecto sería:

$$B = B^w - B^{wo}$$

De manera similar, el valor presente de los beneficios totales asociados a otros servicios ecosistémicos (co-beneficios) es:

$$A = A^w - A^{wo}$$

Así, los beneficios agregados del proyecto serían $A + B$.

En resumen, el ACB para proyectos de infraestructura natural para protección costera tiene como objetivo proporcionar información sobre la rentabilidad de proteger a las comunidades costeras del fenómeno erosivo y el riesgo de inundación, así como de los efectos del cambio climático sobre estos. Esta tarea requiere la estimación del costo neto del diseño, implementación y mantenimiento del proyecto (C), y de los beneficios que los ecosistemas involucrados en las intervenciones generan a las comunidades expuestas ($A +$

B). El componente C del ACB generalmente se estima en función de los costos de ingeniería y/o restauración, C^w , los costos de oportunidad, C^{wo} , y el costo de los impactos ambientales negativos, C^{ext} (Corral & Schling, 2017). Con respecto a esto último y como se ha mencionado antes, se resalta que un proyecto puede generar costos en términos de su afectación a otros (*v.g.* comunidades, actividades económicas, entre otros), así como a la prestación de otros servicios ecosistémicos. Si es así, estos costos deben incluirse ya que son externalidades que deben considerarse dentro del análisis.

Cuando se contabilizan adecuadamente todos los costos y beneficios, un proyecto de infraestructura natural será económicamente viable si $A + B - C > 0$. Esta agregación ($A + B - C$) se conoce como el VPN del proyecto y, en el ACB es el indicador central para entender la viabilidad económica.

Existen otros indicadores para identificar la viabilidad y la rentabilidad de una inversión. Entre estos está la RBC, que está dada por:

$$RBC = \frac{A + B}{C}$$

Si el RBC es igual o mayor que uno, se dice que el proyecto es económicamente viable. Otra medida comúnmente utilizada es la TIR, que se refiere a la tasa de descuento que haría que el VPN del proyecto sea igual a cero. Si la TIR es mayor que la tasa de descuento utilizada en el análisis, el proyecto es viable y rentable.

Aunque estimar $A + B - C$ parece relativamente directo, en la práctica, podría ser muy difícil estimar alguno de estos elementos. En algunos casos, puede ser imposible o demasiado costoso estimar los beneficios del proyecto ($A + B$), lo que significa que los beneficios totales de un proyecto serán desconocidos. En tal caso, una alternativa es llevar a cabo un análisis de costo-efectividad para comparar los costos de la infraestructura natural con los de otras opciones. Este enfoque supone que los beneficios son los mismos independientemente del tipo de intervención, y que la única decisión a tomar se basa en identificar la alternativa más costo-efectiva. No es necesario decir que este es un supuesto muy fuerte, particularmente cuando se comparan proyectos de infraestructura natural con intervenciones de infraestructura gris, ya que los primeros generan beneficios adicionales que la infraestructura gris no puede proporcionar.

Un ACB completo es el mejor enfoque para comparar la viabilidad económica de los proyectos. Sin embargo, al realizar un ACB pueden surgir otros desafíos. A veces, los costos

y beneficios de no implementar el proyecto (C^{wo} , A^{wo} , B^{wo}) se ignoran. Estos reflejan el costo de oportunidad de no ejecutar el proyecto, entre ellos el mayor riesgo de inundaciones o de erosión. Al ignorar estos costos, el proyecto estará subvalorado. A su vez, pasar por alto los beneficios que se proporcionarían independientemente del proyecto también sesgará los resultados, sobrevalorando el proyecto al atribuir todos los beneficios a la intervención.

Con respecto a los beneficios (A , B), los ecosistemas pueden proporcionar una gran cantidad de servicios y no todos pueden incluirse en el análisis. Al seleccionar los servicios más importantes, los valores más relevantes se pueden capturar y, al mismo tiempo, reducir el análisis a una serie de servicios que hacen posible el ejercicio. Esta selección se puede hacer con base en información secundaria.

Cuando algunos servicios, como es el caso de los servicios de provisión (*v.g.* pescado o madera), se comercializan en los mercados, los beneficios de los ecosistemas, B , pueden incluirse parcialmente en el ACB. Sin embargo, típicamente la protección costera y otros servicios ecosistémicos no se comercializan en los mercados, por lo tanto, no tienen precios observables. En tales circunstancias, la estimación de los beneficios directos y de los co-beneficios proporcionados por la infraestructura natural constituye un desafío para la aplicación precisa y completa de esta herramienta de evaluación económica. Al ignorar los valores no mercadeables, los beneficios de un proyecto de infraestructura natural se subvalorarán y otras alternativas (como la infraestructura gris) pueden parecer más rentables. Por lo tanto, es necesario utilizar métodos de valoración económica para capturar el valor del cambio en los servicios provistos por los ecosistemas afectados por el proyecto de infraestructura natural.

5.1.1 Evaluación del riesgo aplicado a la protección costera

Uno de los principales desafíos del ACB de proyectos de infraestructura natural para la protección costera es que deben considerar tanto los efectos del cambio climático en las zonas costeras como sobre la infraestructura costera. Es probable que el aumento del nivel del mar y el aumento de la frecuencia, duración e intensidad de tormentas, huracanes y otros eventos extremos aumenten la vulnerabilidad humana y económica en estas zonas. De acuerdo con el CCRIF (2010) (Caribbean Catastrophe Risk Insurance Facility), las pérdidas anuales esperadas por vientos, marejadas e inundaciones en el Caribe equivalen al 6% del Producto Interno Bruto (PIB) en algunos países, y el cambio climático puede aumentarlas entre el 1% y el 3% del PIB para el 2030.

El cambio climático aumenta el riesgo de condiciones extremas, lo que implica la necesidad de infraestructura que se adapte mejor al entorno cambiante. Analíticamente, esto requiere la consideración de la incertidumbre en los ACB. Para hacerlo, se pueden llevar a cabo modelos de evaluación de vulnerabilidad y riesgo que simulen diferentes condiciones y estados de la naturaleza.

Algunos estudios de vulnerabilidad y evaluaciones de riesgo aplicados a la protección costera incluyen Arkema et al. (2014; 2013) y CCRIF (2010). Al respecto, Arkema et al. (2014; 2013) modelan cambios en la vulnerabilidad de las zonas costeras bajo diferentes escenarios de zonificación y hábitats. Por su parte, el CCRIF (2010) analiza el impacto económico potencial del cambio climático en ocho países del Caribe. Así mismo, el BID tiene perfiles de riesgo de desastres para Jamaica (IDB, 2014) y Trinidad y Tobago (CIMNE et al., 2013), con modelos de riesgo basados en formulaciones probabilísticas que incorporan incertidumbre. Los modelos de riesgo probabilístico se construyen como una secuencia de módulos que cuantifican las pérdidas potenciales de un evento específico. Una vez se estima el daño físico esperado, la pérdida máxima probable (PML, por sus siglas en inglés) se puede generar para diferentes períodos, lo que permite estimar la pérdida anual promedio (AAL, por sus siglas en inglés) y las primas de riesgo técnico. Estos indicadores se producen para su uso y aplicación en futuros instrumentos financieros o de transferencia de riesgos. En resumen, las evaluaciones de vulnerabilidad y riesgo ofrecen insumos adicionales para incorporar la incertidumbre asociada con el cambio climático en los proyectos de infraestructura natural de ACB en zonas costeras.

5.2 Valoración económica de servicios ecosistémicos

A pesar de la importancia de los servicios ecosistémicos marino-costeros en los países del Gran Caribe, los sistemas naturales que los proporcionan se degradan rápidamente, en parte, porque el conocimiento sobre sus beneficios económicos y sociales es limitado.

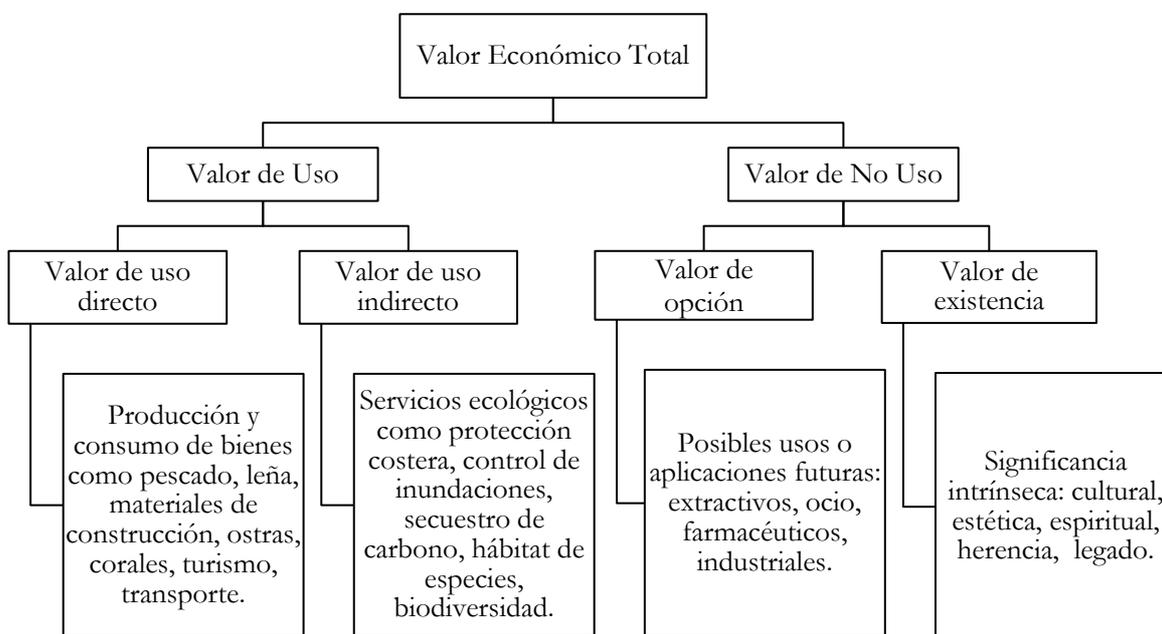
Comprender y reconocer el papel vital que desempeñan los ecosistemas en las zonas costeras es una parte fundamental del MIZC. La valoración económica puede ser una herramienta para tomar decisiones más informadas sobre el desarrollo, la planificación, la conservación y la provisión de bienes y servicios públicos (Waite et al., 2015). A través de ella es posible identificar los servicios que los ecosistemas prestan y reconocer sus beneficios.

Definimos la valoración económica como la identificación y cuantificación física y monetaria de los costos y beneficios derivados por los cambios en la provisión de bienes y servicios de un ecosistema (Maldonado & Moreno-Sánchez, 2012). La valoración económica

intenta medir el valor de los servicios ecosistémicos en unidades monetarias para proporcionar una métrica común que refleje los beneficios de los diferentes servicios existentes. Esta medición se basa en el concepto de Valor Económico Total (VET).

El VET asociado a un ecosistema incorpora diferentes dimensiones de valor. Según Pearce y Moran (1994), el VET se puede dividir en dos categorías (ver Figura 2): valor de uso y valor de no uso. El valor de uso se divide, a su vez, en valor de uso directo y valor de uso indirecto, mientras que el valor de no uso se clasifica como valor de opción y valor de existencia. Los valores de uso, como lo indica su nombre, son aquellos que la sociedad asigna a los ecosistemas a cambio del beneficio de usarlos o explotarlos en el presente. El más evidente es el valor de uso directo, que se refiere a bienes (*v.g.* pescado, madera, materiales de construcción) o servicios (*v.g.* turismo, recreación, transporte) que se obtienen directamente de la utilización de los ecosistemas. Los beneficios directos pueden obtenerse a través de la extracción (*v.g.* la pesca, la recolección de materias primas) y se asocian con los servicios de provisión; por su parte, los beneficios derivados de interacciones directas no extractivas como la recreación, la investigación y el disfrute estético, están asociados con los servicios culturales.

Figura 2. *Valores asociados a los ecosistemas y sus servicios ecosistémicos*



Fuente: Adaptado de Emerton (1999).

De otro lado, hay una serie de servicios, principalmente servicios de regulación, como la protección costera, el control de inundaciones y el secuestro de carbono, entre otros, que los ecosistemas proporcionan a la sociedad, aunque no directamente. Estos beneficios se

denominan valores de uso indirecto. También encontramos que la sociedad confiere valor a los ecosistemas no solo por su uso actual, sino también por sus potenciales usos futuros, por ejemplo, el uso de un componente de la biodiversidad para la generación de fármacos aún desconocidos; estos usos futuros desconocidos se conocen como valores de opción. Al mismo tiempo, la sociedad puede atribuir valor a un ecosistema por el simple hecho de que exista, independientemente de si se usa directa o indirectamente, ya sea por razones intrínsecas, culturales, espirituales o morales, o por legado; esta última categoría se conoce como valor de existencia.

El Cuadro 3 muestra el grado de asociación entre los tipos de valores según la categorización del VET y los tipos de servicios ecosistémicos según la clasificación de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005)²³.

Cuadro 3. Grado de asociación entre los diferentes tipos de valor y los grupos de servicios ecosistémicos

Categoría	Valor de uso directo	Valor de uso indirecto	Valor de opción	Valor de existencia
Provisión	Fuerte	-	Medio	Bajo
Regulación	-	Fuerte	Bajo	-
Cultural	Fuerte	-	Medio	Medio
Soporte	Transversal a todas las categorías de servicios ecosistémicos			

Fuente: los autores, con base en TEEB (2010).

5.2.1 Pasos para el proceso de valoración económica

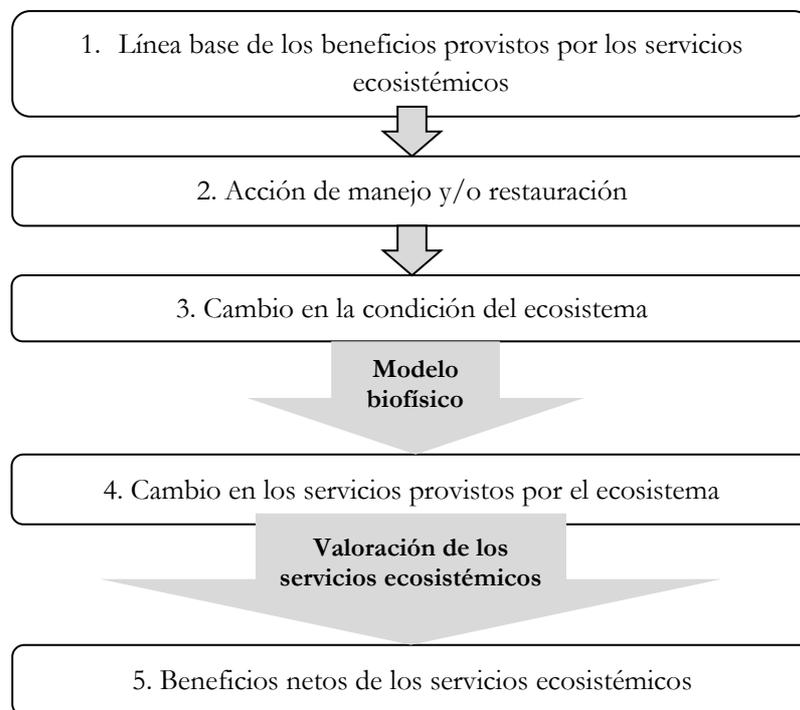
Para hacer operativa una valoración económica se deben tener en cuenta varias consideraciones. Un punto central es que la valoración debe realizarse para evaluar los efectos de una política, programa o una intervención antropogénica sobre un determinado ecosistema. Eso implica que es necesario identificar por una parte un escenario de *status quo*, es decir, la situación antes de que tenga lugar una intervención; y por otra, una condición final, es decir, el resultado que se espera después de que el proyecto sea implementado. Una vez que se identifican estos dos escenarios, se puede llevar a cabo el ejercicio de valoración.

Schuster y Doerr (2015) presentan los pasos que se deben tener en cuenta para medir el cambio en el bienestar producto de un cambio en la provisión del servicio ecosistémico en el marco de los proyectos de restauración costera (Figura 3):

²³ El Panel Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES por sus siglas en inglés) propone: (i) sustituir el concepto de servicios ecosistémicos por el de contribuciones de la naturaleza a las personas para enfatizar el papel que juega la cultura y el conocimiento local en la definición de la relación entre las personas y la naturaleza y (ii) una nueva clasificación de los servicios ecosistémicos basados en este nuevo enfoque (Díaz et al., 2018).

1. Identificar los beneficios provistos por los ecosistemas antes de la intervención.
2. Definir las acciones de gestión y/o restauración (intervención), que pueden implementarse sobre -o involucrar a- uno o más ecosistemas.
3. Determinar los cambios en la condición del ecosistema (estructura y función) como resultado de la intervención.
4. Determinar los cambios en la provisión de servicios ecosistémicos como resultado de cambios en las condiciones del ecosistema.
5. Estimar los beneficios netos de los cambios en los servicios ecosistémicos.

Figura 3. Elementos para la evaluación de los beneficios generados por los servicios ecosistémicos producto de una acción de manejo



Fuente: Schuster & Doerr (2015, p.43)

Este enfoque de análisis muestra que la valoración económica no involucra únicamente la participación de economistas; también requiere la participación de biólogos, ingenieros y profesionales de otras disciplinas para identificar los cambios en las condiciones del ecosistema y sus servicios, así como evaluar la relevancia de estos cambios para la sociedad.

La relación entre los cambios en las condiciones del ecosistema -debido a una intervención- y los cambios en los servicios provistos puede ser identificada utilizando una Función de Producción Ecológica (FPE). La FPE se define como una expresión matemática que estima los efectos de los cambios en la estructura, la función y la dinámica de un ecosistema (*inputs*), sobre los cambios físicos netos en el servicio ecosistémico (*output*)

(Schuster & Doerr, 2015), que tienen relevancia directa para los tomadores de decisiones (Cuerpo de Ingenieros del Ejército de EE. UU., 2015 citado en NSTC, 2015). Schuster & Doerr (2015, p. 60) definen la FPE como "la relación cuantitativa entre la función ecológica subyacente y el servicio ecosistémico resultante". Este modelo biofísico establece el vínculo entre los elementos 3 y 4, como se muestra en la Figura 3. El resultado de este modelo (el cambio en los servicios ecosistémicos) sería el insumo para la valoración económica, conectando los elementos 4 y 5.

Siguiendo los enfoques sugeridos por Schuster y Doerr (2015), NSTC (2015), Barbier (2011; 2007; 1994), Polasky y Segerson (2009), el NRC (2005) y Freeman (2003), una valoración económica se puede realizar en tres pasos:

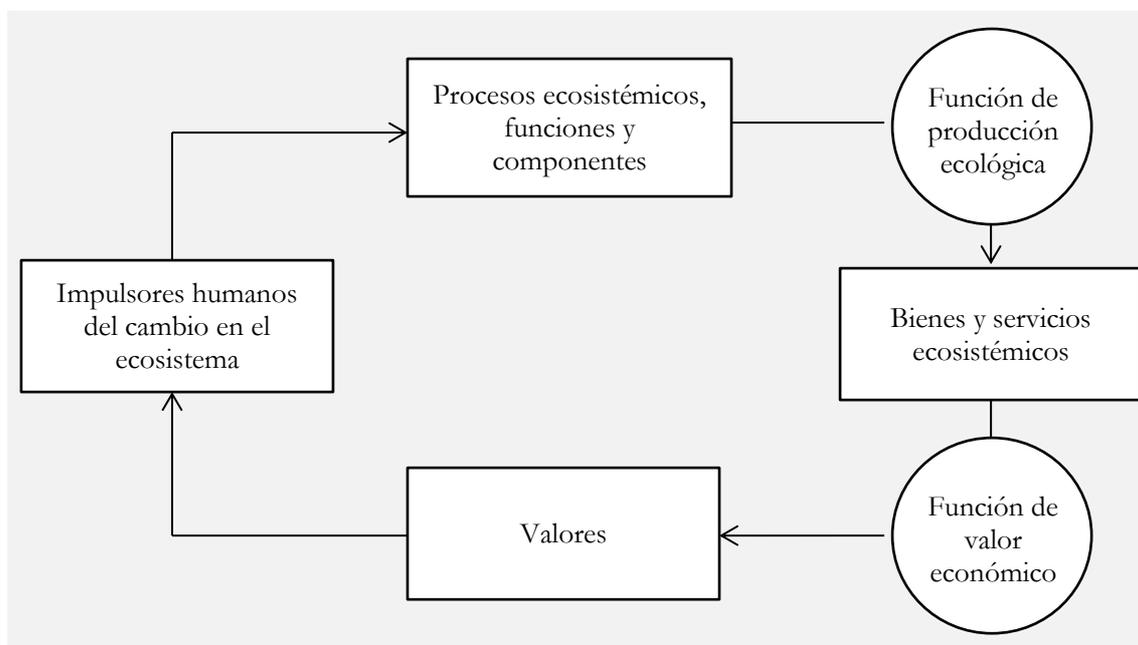
1. Identificar y describir cualitativamente aquellos servicios ecosistémicos que se verían afectados como resultado de la intervención, teniendo en cuenta el entorno físico natural.
2. Cuantificar, utilizando medidas no monetarias, el cambio marginal en la provisión de servicios ecosistémicos como resultado de la intervención. Este paso también implica identificar quiénes son los principales beneficiarios del cambio en el servicio ecosistémico.
3. Una vez que los cambios en los flujos físicos de los servicios proporcionados por los ecosistemas han sido identificados, descritos y cuantificados, debe estimarse un valor monetario para estos cambios (valoración económica), de forma que capture la importancia que la sociedad otorga a la provisión de dichos servicios.

Este proceso es resumido por Barbier et al. (2011) en la figura 4. En este diagrama, los impulsores (*drives*) antrópicos son las intervenciones humanas dirigidas a afectar el funcionamiento de los ecosistemas. Una vez que los ecosistemas son alterados por una intervención, el cambio en la provisión de servicios ecosistémicos debe identificarse utilizando una FPE. Los servicios ecosistémicos son entonces valorados con una función de valoración económica.

Bajo este enfoque, una buena valoración económica requiere, entonces, una identificación adecuada de los cambios en los servicios ecosistémicos. Para ello se han desarrollado varios modelos biofísicos basados en la FPE que han sido diseñados, particularmente, para cuantificar los servicios ecosistémicos que se relacionan con proyectos marinos y costeros. Ejemplos de estos modelos incluyen: InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*), ARIES (*Artificial intelligence for ecosystem services*), *Coastal Resilience*

Tool, CHAMP (*Coastal Hazard Analysis Modelling Program*), TESSA (*Toolkit for Ecosystem Services Site Based Assessment*), XBeach, CLIMADA (*Climate Adaptation Model*), y WHAFIS (*Wave Height Analysis for Flood Insurance Studies*), entre otros.

Figura 4. Pasos para la valoración económica de servicios ecosistémicos



Fuente: Barbier et al. (2011)

A continuación, presentamos una breve descripción de algunas de estas plataformas, útiles para identificar cambios en los servicios ecosistémicos marino-costeros.

Valoración Integrada de los Servicios Ecosistémicos y Tradeoffs (InVEST)

InVEST²⁴ (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*) es un software creado por el Proyecto *Natural Capital* como una "herramienta para explorar cómo los cambios en los ecosistemas pueden conducir a cambios en los beneficios que reciben las personas" (Sharp et al., 2018, p. 10 –traducción de los autores-). InVEST se basa en un enfoque de función de producción que cuantifica y valora los servicios ecosistémicos en relación con los cambios en la estructura del ecosistema (Guerry et al., 2012). Con el fin de vincular la función de producción con los beneficios proporcionados a las personas, InVEST identifica las funciones ecológicas proporcionadas por los ecosistemas (*oferta*), luego vincula estas funciones a la demanda por estos beneficios, considerando a los beneficiarios de los servicios ecosistémicos (*servicio*) y, finalmente, incluye las preferencias sociales para calcular las métricas económicas y sociales (*valor*) (Sharp et al., 2018). De esta manera, los modelos están diseñados

²⁴ Ver en Sharp et al. (2018) una guía de usuario para InVEST.

para identificar, cuantificar, mapear y valorar los beneficios proporcionados por los ecosistemas.

Del conjunto de modelos proporcionados por InVEST, hay algunos que son adecuados para los ecosistemas marinos y costeros. Entre ellos se encuentran los módulos que evalúan: el riesgo de hábitat, el carbono azul costero, la recreación y el turismo, la producción de energía de las olas, la producción de energía eólica marina, pesquerías y acuicultura marina y, finalmente, el módulo de vulnerabilidad costera. El Cuadro 4 muestra algunos ejemplos de los modelos InVEST que se han aplicado a los ecosistemas marinos y costeros en el Gran Caribe.

Cuadro 4. *Algunas aplicaciones de los modelos de InVEST a los ecosistemas marino- costeros del Gran Caribe*

Modelo	Referencias en el Gran Caribe
Evaluación del riesgo sobre los hábitats	Arkema et al. (2015; 2014)
Almacenamiento y secuestro de carbono	Arkema et al. (2017), Chmura et al. (2003)
Pesquerías	Arkema et al. (2017, 2015), Guannel et al. (2014), Clarke et al. (2013), Arkema et al. (Sin fecha)
Vulnerabilidad costera	Verutes et al. (2017), Ruckelshaus et al. (2016), Arkema et al. (2013)
Recreación	Arkema et al. (2017, 2015), Verutes et al. (2017), Ruckelshaus et al. (2016)
Protección costera	Arkema et al. (2017, 2015), Verutes et al. (2017), Ruckelshaus et al. (2016)

Inteligencia Artificial para Servicios Ecosistémicos (ARIES)

ARIES (*Artificial Intelligence for Ecosystem Services*) es una tecnología de código abierto capaz de seleccionar y ejecutar modelos para cuantificar y mapear todos los aspectos de la provisión de servicios ecosistémicos, incluida la generación, el flujo y la extracción biofísica por sumideros y beneficiarios²⁵. Esta plataforma modela la provisión de múltiples servicios ecosistémicos (World Bank, 2016) y las complejas relaciones entre ecosistemas, actividades humanas y valores. En particular, con ARIES es posible modelar la provisión de secuestro y almacenamiento de carbono, los servicios estéticos, la regulación de inundaciones, la pesca de subsistencia, la regulación de inundaciones costeras, la regulación de sedimentos, la polinización de cultivos, el suministro de agua y la recreación (Martinez-López et al., 2019;

²⁵ <https://www.ipbes.net/policy-support/tools-instruments/artificial-intelligence-ecosystem-services-aries>

Bagstad et al., 2011). La metodología combina modelos espacialmente explícitos de provisión de servicios ecosistémicos y usa modelos de flujo dinámico para describir la distribución de beneficios en todo el paisaje. ARIES incluye dos modelos marino-costeros: el de pesca de subsistencia y el de regulación de inundaciones costeras. Es relevante mencionar que ARIES no tiene un módulo para la valoración económica, concentrándose en el modelamiento biofísico de los servicios ecosistémicos y dejando el cálculo del valor económico y sus implicaciones para el usuario final.

Herramienta de Resiliencia Costera

La Herramienta de Resiliencia Costera (*Coastal Resilience Tool*) fue desarrollada por *The Nature Conservancy* (TNC) y consta de varias aplicaciones web que utilizan: i) un enfoque específico (evalúa la vulnerabilidad al riesgo, identifica soluciones, toma medidas y mide la efectividad), ii) una herramienta de mapeo web y iii) una red internacional de profesionales (TNC, 2016). En la actualidad, comprende 17 aplicaciones web que cubren temas como la planificación comunitaria, la defensa costera y la economía de la adaptación costera, entre otros. Los objetivos principales de la herramienta son: i) visualizar el impacto potencial del aumento del nivel del mar, marejadas ciclónicas, huracanes e inundaciones; ii) combinar hábitat costero, exposición y factores socioeconómicos, para analizar dónde el manejo del hábitat es más efectivo; iii) analizar los efectos de las soluciones naturales y de ingeniería gris; y iv) comparar los indicadores de riesgo y vulnerabilidad en todo el mundo (TNC, 2016).

Programa de Modelamiento para el Análisis de Peligros Costeros (CHAMP)

CHAMP (*Coastal Hazard Analysis Modeling Program*) es un *software* creado por la Agencia Federal para el Manejo de Emergencias (FEMA) para realizar evaluaciones de riesgo de inundación costera. El programa permite a los usuarios ingresar datos, realizar análisis de ingeniería costera, ver y tabular resultados, y recopilar información resumida para transectos representativos a lo largo de la línea costera²⁶. CHAMP evalúa la erosión inducida por tormentas, la altura y la escorrentía de las olas asociados a la evaluación del riesgo de inundaciones (FEMA, 2013; 2007).

²⁶https://data.femadata.com/NationalDisasters/Hurricane%20Sandy/RiskMAP/Public/Public_Documents/Workmaps/Fact_Sheet_NJ_CHAMP.pdf

Kit de Herramientas para la Evaluación de Servicios Ecosistémicos Basada en el Sitio (TESSA)

TESSA (*Toolkit for Ecosystem Services Site-Based Assessment*) es un conjunto de herramientas que permite un alto nivel de participación por parte de los actores interesados para generar información a escala de sitio sobre los valores de los servicios ecosistémicos, utilizando información recopilada localmente en áreas protegidas particulares, sitios importantes para la biodiversidad o ubicaciones de proyectos (BirdLife International, 2018; Peh et al., 2013). Se basa en una comparación de evaluaciones de sitios en dos estados alternativos: antes y después de la restauración o conversión.

TESSA está diseñado para usarse en línea y en el campo. Tiene un costo relativamente bajo en comparación con otras herramientas y es accesible para no expertos y profesionales de la conservación. No requiere habilidades técnicas de alto nivel y recopila datos relevantes a nivel local que pueden ser cuantitativos y/o cualitativos (BirdLife International, 2018). Es importante destacar que TESSA ofrece orientación para llevar a cabo la valoración monetaria y no monetaria de algunos de los servicios ecosistémicos que evalúa.

Actualmente, TESSA evalúa los siguientes tipos de servicios: regulación climática global, servicios de agua (suministro, calidad y control de inundaciones), productos silvestres cosechados, productos cultivados, recreación basada en la naturaleza, servicios culturales, servicios de polinización y servicios de protección costera (Peh et al., 2017).

El módulo para la protección costera en TESSA describe los métodos y enfoques para la evaluación del potencial de reducción de riesgos de un humedal (pantanos, marismas o manglares). El objetivo del módulo es ayudar a evaluar el valor de los servicios de protección costera proporcionados por los ecosistemas, en factores tales como las olas de viento, el nivel del agua y la erosión (Peh et al., 2017).

XBeach

XBeach es un modelo numérico bidimensional de código abierto desarrollado por la UNESCO-IHE, la Universidad Tecnológica de Delft, el instituto DELTARES y la Universidad de Miami, cuya función principal es simular procesos hidrodinámicos y morfodinámicos que ocurren en áreas costeras durante las tormentas (Nederhoff, 2015; Roelvink et al., 2015).

El proceso hidrodinámico simula: i) la refracción, asomeramiento y ruptura en la transformación del oleaje de onda-corta; ii) la generación, propagación y disipación en la

transformación del oleaje de onda-larga; y iii) las corrientes inestables inducidas por el oleaje, sobrelavado e inundación (Roelvink et al., 2015). El proceso morfodinámico modela la carga de sedimentos en el fondo, el transporte de sedimentos suspendidos, deslizamientos en el frente de la duna, cambios en el fondo y fragmentación (Roelvink et al., 2015). XBeach realiza un análisis numérico único al calcular los gradientes de tensión radial en un módulo de onda-corta, posteriormente utiliza estos cambios de gradiente para estimar las velocidades y la elevación de la superficie a través del módulo de flujo, esto conlleva al transporte de sedimentos y variaciones del fondo en los módulos morfodinámicos (Nederhoff, 2015). Es importante resaltar que el software permite al usuario ingresar datos de vegetación (*v.g.*, manglares) e infraestructura dura puesto que tienen un efecto de amortiguación relevante en el oleaje (Roelvink et al., 2015; van Rooijen et al., 2015).

Modelo de Adaptación al Clima (CLIMADA)

CLIMADA es un modelo de riesgo probabilístico y económico de código abierto que implementa la metodología de adaptación económica al clima. Permite a los tomadores de decisión comprender el impacto que el clima tiene en la economía (Bresch et al., 2018). El modelo se basa en cuatro elementos: activos, funciones de daño, riesgo y medidas de adaptación (que incluye infraestructura natural y gris) (Bresch, 2015).

De acuerdo con Bresch et al. (2018), a través de modelamiento probabilístico, CLIMADA estima el daño económico esperado, utilizando la variable resultante para medir el riesgo actual, así como para medir los efectos en el crecimiento económico y el riesgo como consecuencia del cambio en el clima. Luego crea un portafolio de medidas de adaptación y evalúa el costo-beneficio y el daño potencial de aversión para cada uno. Finalmente, construye una curva de costos de adaptación para mostrar al usuario las medidas de prevención, intervención y aseguramiento del portafolio previamente creado.

5.3 Métodos para estimar los valores económicos de los servicios ecosistémicos

Una vez que un modelo biofísico ha generado información sobre el cambio en los servicios ecosistémicos, el siguiente paso es asignar un valor a estos servicios. Los economistas utilizan diferentes técnicas para estimar estos valores. El uso de una técnica específica depende, entre otros factores, del servicio ecosistémico que se va a valorar (provisión, regulación, cultural), el tipo de valor (valor de uso, valor de no uso) y de quiénes se beneficiarán de la provisión de ese servicio en particular.

En términos generales, las técnicas de valoración pueden clasificarse en dos grandes métodos: los de preferencias reveladas y los de preferencias declaradas. Los métodos de preferencias reveladas utilizan información que está disponible o "revelada" por los mercados. Pueden ser directos o indirectos. Los primeros usan información directamente de los mercados. Por ejemplo, cuánta madera se obtiene de un bosque y cuál es su valor en función del precio de mercado de la madera. Los métodos indirectos implican la valoración de servicios ecosistémicos que no se comercializan en el mercado. Para estimar su valor, estos enfoques hacen uso de la información de bienes y servicios sustitutos o complementarios que sí tienen un mercado. Por ejemplo, el método de costo de viaje utiliza información sobre los gastos incurridos en vacaciones o actividades recreativas como un medio para valorar los parques naturales, aproximando su valor a través del excedente del consumidor proveniente de la demanda de viajes a estos lugares. Debido a que los métodos de preferencias reveladas utilizan información de los mercados, generalmente son efectivos para capturar valores de uso, particularmente valores de uso directos. Sin embargo, estos métodos no son adecuados para capturar valores de no uso.

Por otra parte, los métodos de preferencias declaradas implican la creación de mercados hipotéticos, donde los individuos pueden establecer el valor de un determinado cambio en la provisión de servicios ecosistémicos. En otras palabras, estos métodos capturan valores sin necesidad de que los mercados revelen un precio. Debido a esto, generalmente se emplean encuestas en las que se presenta un escenario hipotético a los encuestados y estos tienen que declarar su disposición a pagar por un cambio dado en las condiciones de ese escenario. Estos métodos han ganado especial atención en las últimas décadas, ya que son la única forma de capturar valores de no uso (e incluso algunos valores de uso).

El Cuadro 5 presenta algunos de los métodos más comunes utilizados para la valoración económica y su clasificación según el tipo de información disponible. Todos estos métodos de valoración económica son relevantes para valorar proyectos asociados a infraestructura natural o intervenciones de conservación y restauración de ecosistemas marinos y costeros. A continuación, se discuten brevemente algunos de estos métodos.

Cuadro 5. *Algunos métodos de valoración económica y su clasificación*

Métodos	Preferencias reveladas	Preferencias declaradas
Directos	Precios de mercado Función de producción Subastas	Valoración contingente Experimentos de elección Análisis conjunto
Indirectos	Precios de bienes sustitutos o alternativos Valor de recolección y preparación Modelos de comportamiento preventivo Daño evitado / Gastos defensivos Costos de reemplazo Precios hedónicos Costos de viaje Función de daño esperado	

5.3.1 Métodos de preferencias reveladas

Estos métodos se utilizan principalmente para capturar servicios de provisión, así como servicios culturales como la recreación.

Precios de mercado

Los precios de mercado son la forma más directa de estimar el valor de los servicios ecosistémicos. Ellos generalmente reflejan lo que la gente está dispuesta a pagar por un bien o servicio determinado y, por lo tanto, el valor que le otorgan (Emerton, 1999). El valor de servicios ecosistémicos como la provisión de pescado, la provisión de madera y leña, las actividades recreativas como el buceo y las actividades turísticas en entornos naturales, pueden aproximarse con sus precios en el mercado. Este método también se puede utilizar para cuantificar el valor de los productos marinos que extraen las comunidades locales y que se utilizan dentro del hogar para el autoconsumo, como el pescado y la madera. Mientras estos bienes y servicios tengan un mercado, su precio representa los gastos ahorrados o el potencial para generar ingresos (Emerton, 1999).

Si bien los precios de mercado son útiles para estimar los valores económicos, plantean algunas limitaciones que deben considerarse: i) hay una serie de bienes y servicios, como los que solo se utilizan con fines de subsistencia y nunca se venden, que no se comercializan en el mercado (*v.g.* animales silvestres); ii) los precios de mercado pueden estar distorsionados debido a impuestos, subsidios, monopolios, externalidades u otras intervenciones y no reflejan el verdadero valor de un bien o un servicio; y iii) los valores estimados solo capturan el valor bruto, y por lo tanto sobreestiman el valor económico (Schuhmann, 2012). Idealmente, con información completa de los mercados, se podrían obtener estimaciones del valor económico con los excedentes del consumidor y del productor. Sin embargo, su

estimación es complicada debido a la disponibilidad de datos y a la incertidumbre con respecto a la forma de las curvas de oferta y demanda.

Este enfoque es útil para estimar los valores de uso directo de los servicios de provisión y de los servicios culturales. En algunos casos, también se puede utilizar para evaluar indirectamente algunos servicios de regulación, como el valor del secuestro de carbono o la contribución que los manglares hacen a la pesca mediante el suministro de hábitats de reproducción y alimentación.

Función de producción

Los enfoques de función de producción suponen que un servicio ecosistémico es un insumo (factor de producción) para la generación de un bien o servicio de mercado que genera una utilidad. Por lo tanto, los cambios en la disponibilidad del servicio ecosistémico pueden afectar los costos y el suministro del bien de mercado, el rendimiento de otros factores de producción, o ambos (NRC, 2005). Los modelos de dosis-respuesta y cambio en la productividad pueden considerarse casos especiales de este enfoque en los cuales se simplifican las respuestas de la producción a los cambios en los servicios ecosistémicos.

Este método vincula el efecto de un cambio en las condiciones ambientales sobre la provisión de bienes o servicios particulares, mediante el uso de un modelo que describe la relación de producción (Schuhmann, 2012). Un ejemplo sería el papel que juegan los manglares o los corales en la producción de pesca comercial. La aplicación de este método requiere una comprensión adecuada de la relación entre el recurso ambiental y los impactos resultantes en la producción del bien o servicio de interés. Esto último está estrechamente relacionado con las FPE asociadas con el modelo biofísico mencionado en la sección 5.2.1 *Pasos para el Proceso de Valoración Económica*.

Precios de bienes alternativos o sustitutos

Aunque algunos servicios ecosistémicos marinos y costeros no tienen mercados directos, sí tienen sustitutos cercanos que se comercializan. Por ejemplo, las comunidades costeras locales tendrían que comprar proteínas si los pescados y mariscos no estuvieran disponibles. Del mismo modo, los materiales de construcción como ladrillos o madera tendrían que comprarse en el mercado si el coral o los manglares no proporcionaran materiales para las edificaciones. Los precios de estos bienes sustitutos se pueden usar como una representación del valor de los bienes obtenidos de los ecosistemas (Emerton, 1999).

Valor de recolección y preparación

En algunos casos, los servicios ecosistémicos no son mercadeables y tampoco existen sustitutos en el mercado. Una forma de valorar estos servicios es considerar el valor del tiempo y de otros insumos escasos utilizados para obtenerlos, ya que estos insumos tienen un precio de mercado (por ejemplo, los salarios) (Emerton, 1999). Este enfoque es útil para estimar los valores de uso directo de algunos servicios de provisión.

Modelos de comportamiento preventivo

Estos modelos suponen que las personas cambiarán su comportamiento e invertirán dinero para evitar un resultado no deseado. El modelo analiza la tasa de sustitución entre los cambios en el comportamiento y los gastos asociados, y los cambios en la calidad ambiental, para inferir el valor de ciertos atributos ambientales de no de mercado (NRC, 2005). Por ejemplo, si aumenta el riesgo de inundación, un hogar puede mudarse a las tierras altas para evitar el daño causado por las inundaciones. Estos modelos se conocen como el enfoque de daño evitado o de gastos defensivos, porque utilizan estimaciones de los gastos en los que se incurriría para prevenir, disminuir o evitar los efectos nocivos asociados con la pérdida de calidad ambiental y/o recursos naturales (Schuhmann, 2012).

En estos modelos, se analiza el comportamiento del individuo en el mercado, así como los gastos incurridos para mitigar los efectos del cambio en la calidad ambiental, para obtener estimaciones del valor del servicio ecosistémico (Sundberg, 2004). Este método provee información acerca de la demanda del servicio ecosistémico y estimaciones de su valor de uso. Dado que el servicio que se valora puede tener funciones reguladoras, el enfoque se puede utilizar para obtener estimaciones de valores indirectos como el control de inundaciones. La limitación de este enfoque radica en que conduce a problemas de subestimación o sobreestimación del valor económico (NRC, 2005). El valor se subestimarán si los analistas no incluyen los costos asociados de llevar a cabo el comportamiento preventivo (p.g. construcción, reubicación, entre otros). De manera similar, el valor se subestimarán si los hogares no pueden eliminar completamente el riesgo del daño por inundación o erosión con el comportamiento preventivo. Por el contrario, el comportamiento preventivo sobreestimarán el valor económico cuando existe producción conjunta, por ejemplo, cuando el comportamiento preventivo produce otros servicios ecosistémicos como mejores posibilidades de recreación debido a la construcción de barreras de control.

Costos de reemplazo

Esta técnica se basa en la noción de que, si el servicio ecosistémico no estuviera disponible, sería necesario reemplazarlo por una alternativa equivalente (Emerton, 1999). Está estrechamente relacionado con el método de gasto defensivo, ya que también atiende al supuesto de sustituibilidad perfecta. En este caso, sin embargo, el método de costo de reemplazo utiliza el costo del sustituto perfecto para estimar el valor del servicio ecosistémico. Es necesario tomar en cuenta que los costos de inversión y mantenimiento del sustituto perfecto deben incluirse en el costo de reemplazo (Sundberg, 2004).

Para el caso de los servicios ecosistémicos de protección costera puede evaluarse cuánto costaría establecer medidas para prevenir o mitigar los daños derivados de la pérdida de los ecosistemas que los provean. Por ejemplo, podrían ser necesarias barreras de control de inundaciones, como rompeolas o diques, para evitar los impactos negativos asociados a la pérdida del servicio de control de inundaciones provisto por los humedales; en este caso, estos gastos representan el valor del servicio de protección costera. Del mismo modo, la función de protección de la línea costera de los arrecifes de coral o manglares podría ser reemplazada por la construcción de espigones y barreras.

Estos costos de reemplazo reflejan los gastos ahorrados por la presencia de ecosistemas costeros y, por lo tanto, parecen ser una opción para valorar proyectos de infraestructura natural. Sin embargo, este enfoque no se basa en el comportamiento del mercado y utiliza los costos como una medida de los beneficios. Esto implica que la relación de costo-beneficio de un servicio ecosistémico sería igual a uno (Barbier, 2007). Además, este método no se basa en preferencias y, por lo tanto, no hay certeza de que estas actividades de reemplazo o tratamiento sean la mejor opción para los actores involucrados. En ese sentido, no puede usarse como una medida de valor económico (Barbier, 2007; NRC, 2005). Sin embargo, varios autores, entre ellos WRI (2009), Sundberg (2004), y Shabman y Batie (1978), argumentan que este método puede ser una medida válida de valor económico solo si se cumplen tres condiciones:

1. El servicio natural puede ser reemplazado por una alternativa hecha por el hombre que sea equivalente en calidad y magnitud al servicio ecosistémico.
2. Los costos de ese sustituto son conocidos o estimables y el sustituto representa la forma menos costosa de proveer y reemplazar el servicio ecosistémico.
3. La sociedad está dispuesta y puede incurrir en los costos asociados al reemplazo.

Costo de viaje

El costo del viaje es un método adecuado para valorar los servicios de recreación. Este método infiere valores de no mercado de los servicios ecosistémicos, utilizando los gastos del viaje y del tiempo en que incurre un individuo para visitar un sitio de recreación (Bockstael, 1995). Dado que los ecosistemas marinos tienen un alto valor como destino recreativo o de ocio (*v.g.*, navegar, nadar, tomar el sol, bucear, caretear u observar aves), este enfoque es útil para estimar el valor de estos servicios culturales.

El método de costo de viaje recopila los gastos incurridos al visitar una locación marino-costera, como gasolina, tarifas de autobús, alojamiento, guías turísticos, gastos en alimentación, así como el valor del tiempo dedicado a dichas visitas y la frecuencia de los viajes. Estos costos permiten estimar una función de demanda para un sitio en particular, con el fin de calcular el excedente del consumidor que refleja el valor asignado a este sitio. Este método es difícil de aplicar cuando hay otros destinos disponibles y/o el individuo realiza viajes multifuncionales (*v.g.* visitar un área protegida y un museo en el mismo viaje). Una forma de superar este desafío es utilizar el enfoque basado en el modelo de utilidad aleatorio (RUM, por sus siglas en inglés) (Haab & McConnell, 2003).

Precios hedónicos

Los métodos hedónicos analizan cómo las diferentes características de un bien de mercado, incluida la calidad ambiental, pueden afectar el precio que la gente paga por ese bien. Este tipo de análisis proporciona estimaciones de los precios implícitos pagados por cada característica del bien (NRC, 2005). La aplicación más común de los métodos hedónicos en economía ambiental es la venta de bienes inmuebles (Palmquist, 2005; 1999). El supuesto es que los valores de las propiedades reflejan una serie de beneficios, algunos de los cuales son atribuibles al servicio ecosistémico. Por lo tanto, la tarea es aislar el valor atribuible al bien o servicio ecosistémico.

El método de precios hedónicos se puede usar para establecer algunos de los valores asociados con la protección costera utilizando, por ejemplo, los precios de los inmuebles cercanos a un área donde las intervenciones de infraestructura natural vayan a ejecutarse; si las obras están destinadas a reducir la erosión o reducir el riesgo de inundación, probablemente los inmuebles tengan un valor más alto porque estos servicios se consideran como un beneficio. En general, un análisis hedónico es un procedimiento estadístico que identifica el *premium* que las personas pagan por menos erosión o por menor riesgo de inundación, que es el valor revelado para estos servicios ecosistémicos. También se puede

utilizar para otros servicios como el paisaje costero (valores estéticos) o el mejoramiento de las oportunidades de recreación.

Función de daño esperado

El enfoque de la función de daño esperado es una categoría especial del modelo de función de producción. Supone que el valor de un activo que produce un beneficio, en términos de reducción de la probabilidad y gravedad del daño económico, se mide por la reducción del daño esperado (Barbier, 2007).

Según Barbier (2007), el paso esencial en la implementación de este enfoque es estimar cómo los cambios en el activo afectan la probabilidad de ocurrencia del evento perjudicial. Este enfoque es útil, bajo ciertas condiciones, para valorar los servicios ecosistémicos que también reducen la probabilidad y la gravedad de los daños económicos. Por ello, es apropiado cuando se valoran los servicios de regulación como los relacionados con la protección costera.

5.3.2 Métodos de preferencias declaradas

Como se mencionó anteriormente, estos métodos no dependen de la información de los mercados y tienen la ventaja de capturar valores de no uso, como los valores de opción y los de existencia. Los enfoques de preferencias declaradas se basan en la construcción de escenarios que ofrecen diferentes acciones de política y se ejecutan a través de encuestas en las que se pide a los encuestados que expresen sus preferencias con respecto a estas opciones. El valor económico se deriva de los mercados hipotéticos que se presentan en la encuesta (Carson, 2000). Para crear estos mercados hipotéticos, las opciones presentadas a los encuestados están asociadas con un pago. De esta manera, se puede usar una tasa marginal de sustitución entre la alternativa ambiental y el pago para estimar el valor asociado con la alternativa seleccionada. Dos de los métodos de preferencias declaradas más comunes son la valoración contingente y los experimentos de elección.

Valoración contingente

El principio de una valoración contingente es crear un mercado realista, aunque hipotético, donde las personas valoren un bien o servicio. El enfoque más directo y ampliamente aceptado es el formato de *referéndum*. Con este enfoque, se le ofrece al encuestado una opción binaria entre dos alternativas: el *statu quo* (sin cambios en las condiciones) y una implementación de una política alternativa que implicaría un costo para el encuestado, generalmente en forma de un impuesto o tarifa. El costo comunicado al

encuestado se selecciona aleatoriamente de un vector de posibles valores. El encuestado debe seleccionar una de las dos opciones y la información recopilada de varios participantes expuestos a diferentes costos, se usa para estimar la disposición de las personas a pagar por la política alternativa o escenario hipotético (Carson, 2000). Este método es útil para estimar los valores de uso y de no uso de los cambios en los escenarios debidos a intervenciones de infraestructura natural que alteran uno o más servicios ecosistémicos.

Experimentos de elección

Mientras la valoración contingente es útil para estimar el valor de los cambios del ecosistema, los experimentos de elección son útiles para determinar el valor asociado a cambios en características o atributos particulares del ecosistema. Este enfoque está ganando cada vez más aceptación en el medio científico, ya que evita muchos de los sesgos inherentes a los métodos de valoración contingente (Schuhmann, 2012).

En un experimento de elección, se les presenta a los individuos diferentes alternativas con escenarios hipotéticos y se les pide que elijan su alternativa preferida entre este conjunto de opciones. En esta configuración, cada alternativa se describe mediante una serie de atributos o características que se asocian a diferentes niveles de provisión. El valor monetario que debería asumir el encuestado por cada una de esas alternativas es uno de los atributos, y también se presenta en diferentes niveles. Al tomar decisiones, en las diferentes alternativas presentadas dentro del conjunto de opciones, los individuos se enfrentan a escenarios donde ganan de algunos atributos, pero pierden de otros (Alpizar et al., 2001). A diferencia de otros métodos de valoración, los experimentos de elección permiten que los cambios de atributos multidimensionales puedan ser valorados simultáneamente y se pueden utilizar para generar estimaciones del valor relativo de múltiples atributos (Huybers, 2004). La clave para el diseño del experimento es la variación de las alternativas a través de los escenarios. Al observar los cambios en las elecciones declaradas, debido a la variación en las características de las alternativas presentadas, se puede estimar el efecto de los atributos sobre las elecciones realizadas (Schuhmann, 2012).

5.3.3 Transferencia de Beneficios

La transferencia de beneficios, también conocida como transferencia de valor, es el proceso de obtener estimaciones de valor económico de un caso previamente evaluado (el sitio del estudio) y usar estos valores monetarios estimados para valorar el efecto de un cambio en los servicios ecosistémicos en un estudio diferente (el sitio de la política) (Pearce y Özdemiroglu, 2002). Aunque los datos y estudios primarios proporcionan la información

más precisa sobre el papel de un ecosistema específico, las técnicas de transferencia de beneficios pueden funcionar como alternativas aceptables cuando hay escasez de tiempo, dinero, experiencia técnica, o cuando los obstáculos de logística para realizar una valoración primaria resultan insuperables.

Los dos enfoques principales para esta práctica son la transferencia de estimación de beneficios y la transferencia de función de beneficios (Schuhmann, 2012). La transferencia de la estimación de beneficios aplica directamente las estimaciones del valor obtenidas de los cambios ambientales (generalmente valores promedio) desde el sitio de estudio al sitio de la política. Por su parte, la transferencia de la función de beneficios aplica un modelo empírico de beneficios al sitio de la política.

La transferencia de beneficios se puede aplicar utilizando los resultados de estudios de modelos de preferencias tanto reveladas como declaradas. Sin embargo, tienden a ser menos precisos que otros métodos y se recomienda utilizar este enfoque sólo como el primer paso de un ejercicio de valoración para comparar valores estimados de otros estudios y para tener un punto de referencia para estudios más sofisticados.

5.4 Valoración económica aplicada a la protección costera

Aunque la valoración económica de servicios ecosistémicos no es un concepto nuevo, la literatura que aborda la valoración de los ecosistemas marino-costeros es limitada para servir a la formulación efectiva de políticas (Barbier, 2013). En particular, los estudios sobre los servicios de protección costera, como el control de inundaciones en casas y carreteras, la reducción de la energía de las olas por las tormentas y el control de la erosión y/o estabilización de la línea costera son escasos en comparación con otros servicios ecosistémicos marino-costeros como los servicios de pesca o los de recreación y turismo.

Barbier (2013) destaca dos desafíos importantes en la valoración de los servicios ecosistémicos marino-costeros. En primera instancia, señala el inadecuado conocimiento existente para vincular los cambios en la estructura del ecosistema con la producción de servicios ecosistémicos; y en segunda instancia, menciona la necesidad de generar más modelos de riesgo probabilístico que incorporen la incertidumbre relacionada con el cambio climático.

A continuación, presentamos una revisión del estado del arte acerca del valor económico del servicio de protección costera provisto por ecosistemas marino-costeros, resumiendo 120 estudios de valoración económica de protección costera aplicados en

diferentes lugares del mundo. Nuestro resumen considera revisiones de literatura previas sobre servicios de protección costera como Mahvar et al. (2018), Barbier (2015), De Groot et al. (2012), Salem y Mercer (2012), Barbier et al. (2011), Schumann (2011), WRI (2011) y Chong (2005), pero el número de estudios analizados aquí es significativamente mayor. Nuestra revisión también cubre informes técnicos, estudios académicos y artículos científicos disponibles en Internet y presenta la ubicación de los estudios, los métodos de valoración económica aplicados y los ecosistemas más valorados en el marco de los servicios de protección costera.

5.4.1 ¿Dónde se han aplicado valoraciones económicas para servicios de protección costera?

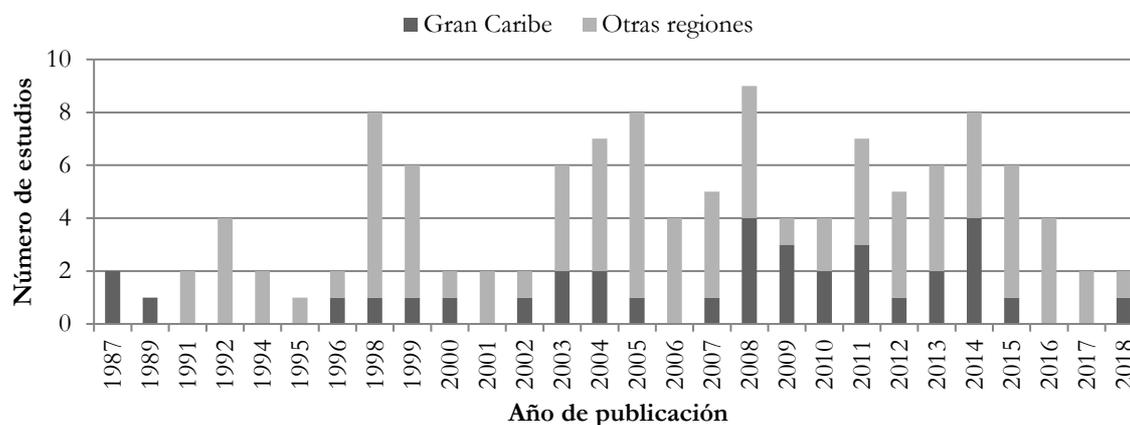
La literatura existente sobre el valor de los servicios de protección costera está limitada tanto por el número de estudios como por su cobertura geográfica (Sanchirico et al., 2015). La mayoría de los estudios de valoración económica se encuentran en Asia (30%) y en el Gran Caribe (28%); sin embargo, para este último es importante destacar que aproximadamente la mitad de los estudios examinan el golfo de México de los EE.UU. Los demás estudios se distribuyen en otros lugares de los EE. UU. (23%) y Europa (10%). Algunos atienden a estudios globales representando el 4% del total y los restantes provienen de Suramérica y África.

Más específicamente, la cobertura geográfica de los estudios de valoración económica se concentra en América del Norte en las regiones de Mississippi y Luisiana; mientras que en Asia la mayoría de los estudios se han realizado para Sri Lanka, Filipinas y Tailandia. Por su parte, el 54% de los estudios se han aplicado en los Pequeños Estados Insulares en Desarrollo (SIDS por sus siglas en inglés). Esto no es sorprendente teniendo en cuenta que los SIDS están más expuestos a los efectos del aumento del nivel del mar y los huracanes.

Aunque ha habido un progreso importante en el desarrollo de valoraciones económicas de los servicios de protección costera, nuestra revisión muestra que, con excepción de los EE.UU., en los últimos 30 años pocos estudios han cuantificado los valores económicos asociados con este servicio en el Gran Caribe (Figura 5). De los 39 territorios que comprenden el Gran Caribe, solo 10 han llevado a cabo estudios de valoración económica de servicios de protección costera asociados a ecosistemas marino-costeros, siendo los de EE.UU. y en particular los de Luisiana los más representativos, como se mencionó anteriormente. Así mismo, además de los EE. UU., Belice es el único país

continental donde se ha llevado este tipo de estudios, y Jamaica ha sido el objetivo de la mayoría de los aplicados en la región.

Figura 5. *Distribución de los estudios de valoración económica de servicios de protección costeras provistos por ecosistemas marino-costeros en el Gran Caribe y en el resto del mundo (periodo 1987-2018)*



5.4.2 ¿Qué ha sido valorado?

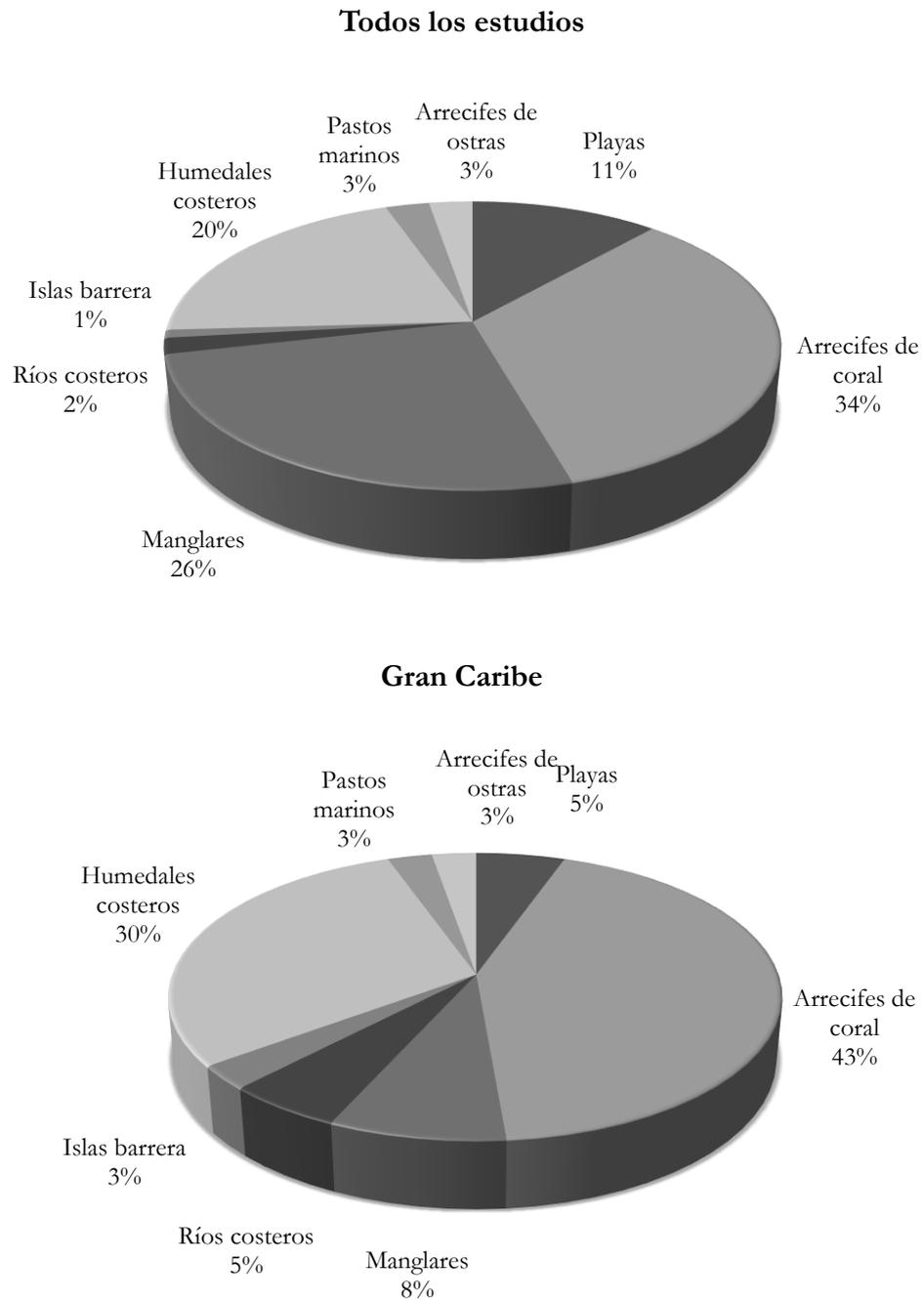
De acuerdo con Kroeger (2012) y Barbier et al. (2011) generalmente hay más y mejores datos sobre los servicios de protección que brindan los humedales costeros, los manglares y los arrecifes de coral en comparación con los pastos marinos, las playas y las dunas.

A nivel general y en concordancia con lo anterior, nuestra muestra presenta que efectivamente las valoraciones económicas del servicio de protección costera provisto por los arrecifes de coral son los más comunes, tanto para el Gran Caribe (Figura 6, panel derecho) como para otras regiones (panel izquierdo). Después de los arrecifes de coral, el 26% de los estudios examinan el valor económico del servicio de protección costera provisto por los manglares. Esta cifra aumenta al 47% si los manglares se incluyen dentro de la categoría de humedales costeros. En el Gran Caribe, los estudios que incluyen manglares son solo el 8% de la muestra, aunque representan hasta el 39% si se consideran dentro de la categoría de humedales. La marcada diferencia entre el Gran Caribe y las otras regiones respecto al porcentaje de valoraciones económicas aplicadas sobre manglares, se debe al hecho de que la mayoría de los estudios en otras regiones se concentran en Asia.

En cuanto al tipo de protección costera, la muestra presenta que un 46% de las valoraciones estiman el valor del servicio de control de la erosión, en un 40% la protección contra eventos extremos y en un 13% la reducción del riesgo de inundaciones. En particular para el Gran Caribe esta distribución es del 51% para protección contra eventos extremos,

mientras que los que se centran en el control de la erosión y la disminución del riesgo inundaciones comprenden el 37% y el 11%, respectivamente.

Figura 6. *Distribución de los ecosistemas marino-costeros incluidos en los estudios de valoración económica en general y en el Gran Caribe*



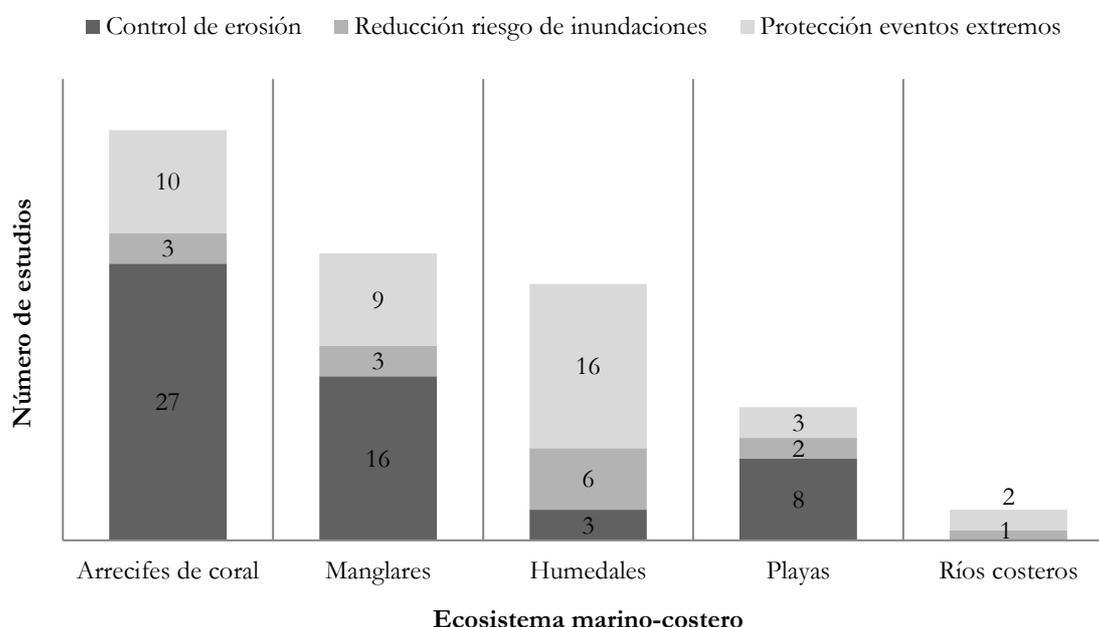
A nivel de ecosistema, de los 40 estudios de arrecifes de coral revisados, 27 (68%) valoran el control de la erosión y 10 (25%) la protección contra eventos extremos (Figura 7). En cuanto a los manglares, el segundo ecosistema más valorado en su servicio de protección costera, 16 (57%) estudios abordan el servicio de control de la erosión o protección de la

línea de costa, 9 (32%) se refieren a la protección contra eventos extremos como tifones, marejadas ciclónicas y huracanes y 3 (11%) analizan el valor asociado a la protección contra inundaciones.

Por otro lado, en todo el mundo las estimaciones del valor del servicio de protección costera de las playas están relacionadas principalmente con el control de la erosión. De acuerdo con nuestra revisión de la literatura, 13 estudios examinan el servicio de protección costera proporcionado por las playas: 8 relacionados con el control de la erosión, 3 con la protección contra eventos extremos y 2 con la disminución del riesgo de inundaciones. En contraste, hay más de 20 estudios económicos que exploran los beneficios de proteger las playas para la recreación y el valor de las propiedades costeras.

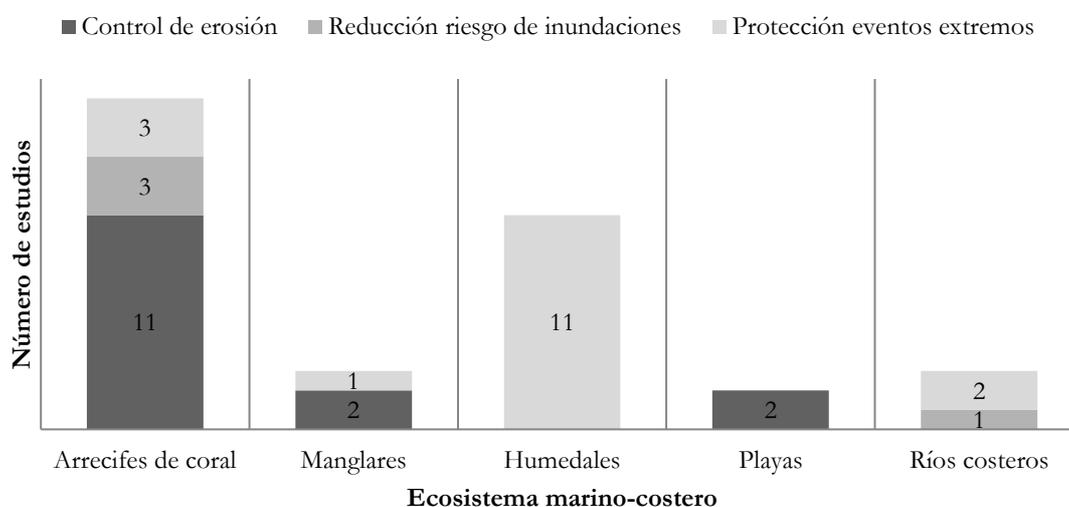
Contrario a la cantidad de estudios que valoran los servicios de protección costera provistos por arrecifes de coral, manglares, humedales costeros y playas, solo cuatro estudios se enfocan en los ecosistemas de arrecifes de ostras y pastos marinos. Todos ellos se ocupan del control de la erosión.

Figura 7. *Distribución de los estudios de valoración económica por tipo de ecosistemas y servicio de protección costera alrededor del mundo*



En el Gran Caribe los arrecifes de coral han sido el ecosistema más valorado, con 17 estudios, dirigidos principalmente a valorar el servicio de control de la erosión (Figura 8). El segundo ecosistema más estudiado son los humedales y los 11 estudios revisados se centran en la protección contra eventos extremos.

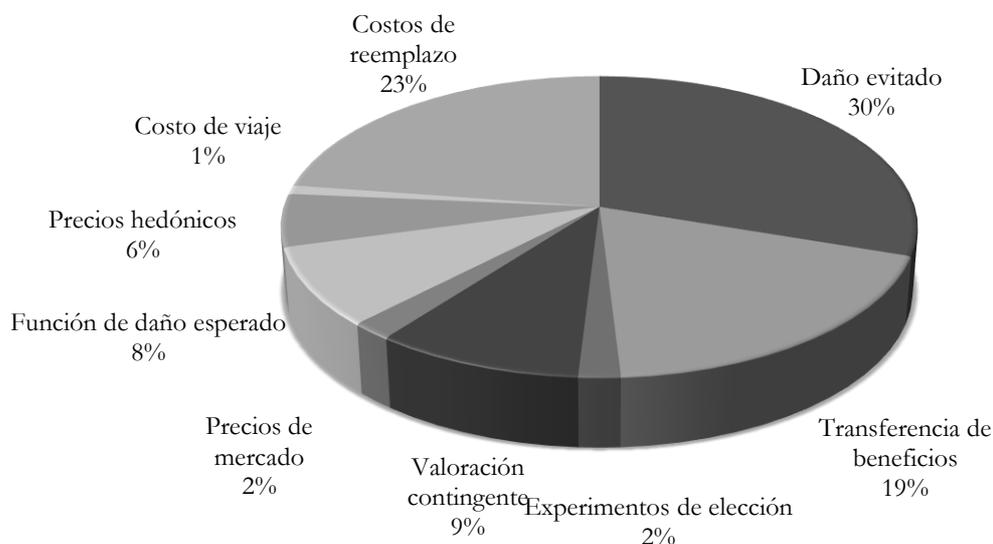
Figura 8. Distribución de los estudios de valoración económica por tipo de ecosistemas y servicio de protección costera en el Gran Caribe



5.4.3 ¿Cómo se han valorado?

Dentro de los métodos más usados para obtener valores económicos del servicio de protección costera se encuentran el enfoque de daño evitado (30%) y el método de costo de reemplazo (23%) (Figura 9). Los valores económicos se estiman principalmente con el costo de las obras de infraestructura gris (*v.g.* muros de contención, terraplenes apilados en piedra, espigones) y de infraestructura natural (*v.g.* relleno de playas) (Leo et al., 2016; Haites et al., 2002).

Figura 9. Distribución de los estudios de valoración económica por método de valoración alrededor del mundo.



Por otro lado, dentro de los métodos de preferencias reveladas el enfoque de la función de daño esperado (FDE), junto con el método de análisis hedónico y el método de costo de viaje, representan el 16% de los estudios. Barbier (2007) argumenta que, en relación con el método de costo de reemplazo, el enfoque FDE proporciona una medida más sólida del valor de los servicios de protección costera, especialmente para evaluaciones a gran escala. Encontramos que el 9% de los estudios que aplican el enfoque FDE se concentra en los EE. UU., Belice, Filipinas y Tailandia.

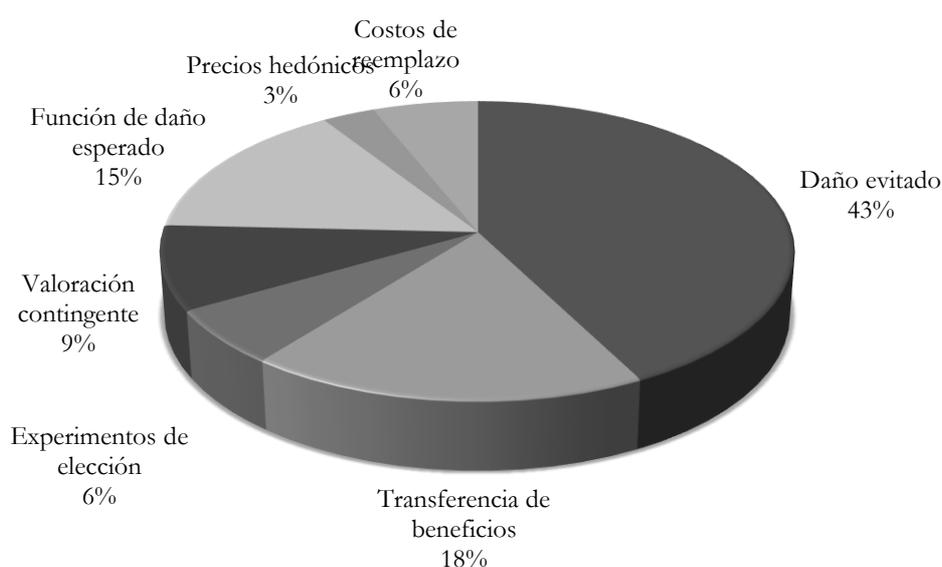
Con respecto a los métodos de preferencias declaradas, la valoración contingente es la más utilizada. Los métodos de preferencias declaradas se utilizan regularmente en nuestra muestra para evaluar las intervenciones de protección, gestión o restauración de los ecosistemas marino-costeros a fin de mejorar los servicios de protección costera que brindan.

La transferencia de beneficios se ha utilizado especialmente en América del Norte y Asia, y a menudo se aplica a la protección costera proporcionada por los arrecifes de coral.

Respecto a los estudios de valoración económica relacionados con la evaluación de la infraestructura natural, se basan principalmente en la valoración contingente, el costo de reemplazo y el costo de daño evitado.

Finalmente, teniendo en cuenta solo los estudios en el Gran Caribe, el enfoque de daño evitado continúa siendo el más recurrente (43%) (Figura 10). Los métodos de preferencias declaradas se usan en el 15% de los estudios, mientras que el enfoque de transferencia de beneficios se usa en el 16% de ellos.

Figura 10. *Distribución de los estudios de valoración económica en el Gran Caribe por método de valoración*



5.4.4 ¿Qué valores económicos se han encontrado?

Los resultados de la valoración de los servicios ecosistémicos se presentan de manera heterogénea en los estudios revisados. Algunos estudios informan valores agregados para el ecosistema, mientras que otros presentan estimaciones por unidad de área. Muchos estudios presentan los resultados en estimaciones equivalentes al año, pero otros los presentan en valor presente neto para un horizonte temporal y una tasa de descuento determinados. Además, algunos estudios estiman los resultados en términos per cápita, mientras que otros presentan resultados a escala municipal. También se observaron diferentes monedas y períodos de estudio.

Mencionaremos a continuación algunos ejemplos de estudios que han abordado la valoración del servicio de protección costera a nivel mundial. Por ejemplo, Cesar (2003), estima los valores económicos agregados para los servicios de protección costera y su análisis valora el servicio de protección que brindan los arrecifes de coral contra eventos extremos. Según sus resultados, los arrecifes de coral generan beneficios anuales en dólares de protección costera de \$ 5,047 millones en el sudeste asiático, \$ 720 millones en el Caribe, \$ 1,595 millones en el Océano Índico, \$ 579 millones en el Pacífico, \$ 268 millones en Japón, \$ 172 millones en los Estados Unidos y \$ 629 millones en Australia, totalizando \$ 9,009 millones a nivel mundial.

Con respecto a la protección costera proporcionada por los manglares, Salem y Mercer (2012) estiman una media de \$ 3,166 dólares por hectárea al año para la estabilización costera y el control de inundaciones. Para ello, utilizaron meta-análisis de transferencia de beneficios considerando 31 estudios relacionados con la protección costera. Para los humedales costeros, los valores económicos varían de \$ 583 dólares por ha al año a \$ 11,672 dólares por ha al año en la reducción de los efectos de eventos extremos como huracanes.

5.5 Valoración económica aplicada a la estimación de cobeneficios

Identificar métodos de valoración económica adecuados para cuantificar el valor de los cobeneficios, es decir, los servicios ecosistémicos proporcionados por los ecosistemas más allá de los relacionados con la protección costera, también es un elemento importante para una valoración económica robusta. Aquí analizamos las tres categorías de servicios ecosistémicos definidos por la Evaluación de Ecosistemas del Milenio: provisión, regulación (que no sea protección costera) y servicios culturales (MEA, 2005).

Nuestro análisis se basa en una revisión bibliográfica de estudios de valoración económica. La mayoría de ellos examinan casos ubicados en la región del Gran Caribe. Sin embargo, algunos estudios desarrollados en otras regiones también se incluyen para mostrar ejemplos de técnicas de valoración económica adecuadas para valorar los cobeneficios de los proyectos de infraestructura natural para la protección costera. Dada la heterogeneidad entre los estudios con respecto a su ubicación, contexto, tipo de servicio y metodología, generalmente es difícil comparar los estudios. Sin embargo, dan una idea de la magnitud del valor de los diferentes servicios ecosistémicos.

5.5.1 Servicios de provisión

Los servicios de provisión a veces se comercializan en un mercado. Este es el caso del pescado y otras materias primas como la madera y la leña. Como resultado, los servicios de provisión podrían valorarse directamente utilizando los precios del mercado. Se encuentran disponibles varios ejemplos de valoración económica de estos servicios utilizando el método de precios de mercado (Kroeger, 2012; Salem & Mercer, 2012; Islam & Ikejima, 2010; Cooper et al., 2009; Burke et al., 2008; Leeworthy & Wiley, 2000; Rönnbäck, 1999). En estos estudios, los ingresos brutos de las actividades pesqueras comerciales y no comerciales se calculan utilizando métodos de análisis financiero. Para evaluar el valor de un servicio específico, se pueden deducir algunos costos como mantenimiento, mano de obra e impuestos para obtener ingresos netos. Sin embargo, los beneficios económicos pueden ser mayores que las rentas netas y, por tanto, es posible utilizar multiplicadores para estimar dichos beneficios en cada industria (Burke et al., 2008). Burke y Maidens (2004) proporcionan un enfoque similar para la valoración de las pesquerías utilizando el método de costo de daño evitado para mostrar el valor monetario perdido en la producción pesquera por la degradación de los arrecifes de coral en el Caribe.

Otro enfoque común para evaluar el papel de los servicios de provisión es el uso de modelos de función de producción para explicar cómo los cambios en los ecosistemas costeros pueden afectar el suministro de un bien final. Este método se ha utilizado principalmente para estudiar los resultados en el mercado de especies pesqueras. Los ejemplos incluyen Cuervo-Sanchez et al. (2018), Barbier (2007), Barbier (2003), Barbier et al. (2002), Barbier y Strand (1998), Freeman (1991), Swallow (1994) y Lynne et al. (1981). En esencia, estos métodos suponen que el bienestar de los ecosistemas mejora la productividad de algunas actividades económicas y, como resultado, pueden valorarse como factor o como insumo de producción (Barbier, 2007).

Los métodos de preferencias declaradas también se han utilizado para valorar el servicio de provisión, aunque con menos frecuencia. La ventaja de usar este método es la posibilidad de capturar valores de no uso, así como valores de uso. Por ejemplo, Hargreaves-Allen (2008) utiliza el método de valoración contingente para capturar el valor del acceso de pesca a las reservas marinas en Belice. Algunos otros estudios utilizan el costo de daño evitado (Burke & Maidens, 2004), la transferencia de beneficios (Kroeger, 2012; Hargreaves-Allen, 2010) y el meta-análisis (Salem & Mercer, 2012).

5.5.2 Servicios de regulación adicionales a la protección costera

La literatura sobre la valoración económica de los servicios de regulación proporcionados por los ecosistemas costeros, además de la protección costera, se centra en los servicios de secuestro de carbono. Estos estudios generalmente incorporan dos pasos: i) se determina la capacidad del ecosistema para capturar y almacenar carbono; y ii) los beneficios económicos del secuestro de carbono se obtienen mediante el uso de estimaciones del valor social monetario o los precios de mercado del carbono secuestrado siempre que sea posible. Los ejemplos de estos estudios, que generalmente se basan en la simulación y el modelamiento (función de producción), incluyen a Zarate-Barrera y Maldonado (2015), Barbier et al. (2011), Kairo et al. (2009) y Chumra et al. (2003). Los enfoques de costos de daño evitado también se han utilizado para valorar los servicios de purificación de agua.

5.5.3 Servicios culturales

Los principales servicios culturales proporcionados por los ecosistemas marino-costeros que han sido evaluados en la literatura están relacionados con los valores estéticos y la capacidad de proporcionar lugares para la recreación y el turismo. Los estudios de valoración económica de los servicios culturales utilizan diversas técnicas de valoración económica, incluidos los métodos de preferencias reveladas (entre ellos los precios de mercado, los precios hedónicos y los métodos de costo de viaje) y las técnicas de preferencias declaradas (entre ellos la valoración contingente y los experimentos de elección). La mayoría de los estudios revisados utilizan el método de valoración contingente (33%), pero otros métodos también parecen ser importantes. Por ejemplo, modelos de precios hedónicos para evaluar valores estéticos (15%); y precios de mercado y costo de viaje para evaluar valores recreativos (18% y 15% respectivamente).

El uso del método de precios del mercado se ha basado en la generación de ingresos derivados de las actividades turísticas. Las principales actividades turísticas evaluadas incluyen buceo, careteo, pesca deportiva y la industria de los cruceros. Además, este tipo de

estudios considera el gasto en diferentes bienes como alimentos, gasolina, alojamiento y tarifas de parques (Wielgus et al., 2010; Cooper et al., 2009; Johns et al., 2001; Leeworthy & Wiley, 2000).

Aunque son menos comunes en el Caribe, los estudios de valoración económica que utilizan preferencias reveladas emplean modelos de precios hedónicos que evalúan las características estéticas de las propiedades adyacentes a los ecosistemas costeros (Landry y Allen, 2016; Landry & Hindsley, 2011; van Beukering et al., 2011; Pompe, 2008; Landry et al., 2003). Finalmente, los métodos de costo de viaje constituyen un enfoque importante para evaluar los beneficios de las actividades turísticas que los ecosistemas pueden proporcionar (Parsons et al., 2013; van Beukering et al., 2011; Wielgus et al., 2010; Pendleton, 1995).

Además de los métodos de preferencias reveladas, los métodos de preferencias declaradas pueden usarse para evaluar los servicios de recreación y turismo proporcionados por los ecosistemas costeros. La mayoría de estos estudios utilizan el método de valoración contingente, centrándose en la disposición a pagar por parte de los turistas por obtener recreación de calidad en áreas marinas protegidas (AMP) y los beneficios turísticos derivados de las mejoras y ampliaciones de AMP (Barrera & Maldonado, 2013; Thur, 2010; Uyarra et al., 2010; Wielgus et al., 2010; Hargreaves-Allen, 2008; Rivera-Planter & Muñoz-Piña, 2005; Trejo, 2005; Wright, 1995; Dixon et al., 1993). Por otro lado, para evaluar características particulares de zonas marinas y costeras, incluyendo AMP, los estudios que utilizan experimentos de elección se enfocan en otros atributos como la conservación de la biodiversidad y los medios de vida de las comunidades locales (Montañez-Gil & Maldonado, 2014).

5.6 Evaluación de impacto de proyectos de conservación

Una evaluación de impacto (IE) es un método sistemático para la recopilación, análisis y evaluación de información con el fin de medir el efecto causal de una política, programa o intervención específica. Este efecto se mide en relación con los objetivos establecidos por la política y con respecto a un escenario contrafactual creíble (McKinnon et al., 2015; Ferraro & Hanauer, 2014; Bottrill & Pressey, 2012). Además de identificar los efectos de una intervención particular, una EI debe proporcionar explicaciones y comprensión de las condiciones y mecanismos a través de los cuales surgen tales efectos (Woodhouse et al., 2016; Ferraro & Hanauer, 2014).

Al referirse a un proyecto de conservación, las EI pueden evaluar los efectos sobre las condiciones ecológicas y los resultados socioeconómicos atribuibles a las acciones de

conservación que se realicen. En los últimos años, los donantes, las agencias de ayuda multilateral, las ONG ambientales y otros actores de la comunidad internacional interesadas en los temas de conservación, se han comprometido a promover y favorecer intervenciones basadas en evidencia y han reconocido la importancia de llevar a cabo EI. La razón se fundamenta en tres aspectos: i) es esencial identificar si las intervenciones fracasan o tienen éxito y por qué, en particular, se requiere más conocimiento sobre lo que funciona tanto para la conservación del ecosistema como para el bienestar humano; ii) la comunidad internacional interesada en la conservación necesita aprender a diseñar e implementar programas costo efectivos que hagan un uso eficiente de los presupuestos limitados asignados a proyectos de conservación para lograr los resultados deseados; iii) se debe ofrecer una mayor transparencia y responsabilidad a los donantes y a la sociedad demostrando rendimientos positivos de las inversiones en conservación (Baylis et al., 2016; Woodhouse et al., 2016; Roe et al., 2013; Bottrill et al., 2011; Margoluis et al., 2009; Ferraro & Pattanayak, 2006). Además, los donantes y las organizaciones de conservación también están interesados en enfatizar el efecto de los proyectos sobre resultados socioeconómicos, reconociendo la contribución de las intervenciones de conservación al mantenimiento o la mejora de los servicios ecosistémicos de los que dependen los humanos (Bottrill et al., 2014).

A pesar de que la comunidad ambiental ha comenzado a reconocer la relevancia de las EI, la aplicación de estas a proyectos de conservación sigue siendo escasa (Curzon & Kontoleon, 2016; Margoluis et al., 2009). Los desafíos financieros, temporales, logísticos, metodológicos y éticos relacionados con la ejecución de EI rigurosas han obstaculizado su práctica.

Otras razones también explican la modesta cantidad de EI disponibles para proyectos de conservación: i) es difícil realizar EI cuando no es posible controlar los factores externos (por ejemplo, eventos climáticos extremos); ii) generalmente hay un sesgo de selección asociado con muchos proyectos de conservación, por ejemplo, el establecimiento de áreas protegidas o la transferencia de derechos a las comunidades locales para la gestión de los recursos de uso común generalmente no se seleccionan al azar; iii) la apreciación y comprensión de la necesidad de pensar en un contrafactual para la EI de las intervenciones de conservación, sigue siendo limitada en el mejor de los casos; iv) los datos de referencia e históricos no están generalmente disponibles; v) los desafíos asociados con la naturaleza de las intervenciones de conservación hacen que el uso de enfoques de EI ortodoxos sea inviable (por ejemplo, la dificultad o la imposibilidad de encontrar un contrafactual válido); y vi) comprender e integrar las interacciones entre los sistemas naturales y sociales en los

marcos de la EI es una tarea compleja (Banerjee et al., 2016; Curzon & Kontoleon, 2016; Bottrill et al., 2014; Roe et al., 2013; Ferraro, 2009; Ferraro & Pattanayak, 2006).

A pesar de estos desafíos, las EI de las intervenciones de infraestructura natural para la protección costera son fundamentales para una política efectiva de MIZC por al menos cuatro razones (Banerjee et al., 2016; Baylis et al., 2016; Margoluis et al., 2009; Gertler et al., 2011): i) las EI constituyen un requisito estándar para obtener préstamos y donaciones de instituciones multilaterales de desarrollo, ya que proporcionan indicadores concretos sobre los beneficios generados por sus inversiones; ii) las EI evalúan si una intervención alcanzó resultados tangibles y previstos (intencionados) y ofrecen lecciones e ideas para mejorar el diseño de intervenciones futuras y costo efectivas; iii) aseguran la relación calidad-precio y la rendición de cuentas, proporcionando evidencia para respaldar la formulación de políticas; y iv) la EI ofrece información sobre las posibilidades de escalar los programas exitosos.

5.6.1 Enfoques para la evaluación de impacto

Una EI que esté bien diseñada y aplicada correctamente debería ser capaz de responder a la siguiente pregunta: ¿qué hubiera pasado en ausencia de la intervención, programa o política? Es decir, sería capaz de recrear un escenario contrafactual no observable, que permita evaluar los cambios que pueden atribuirse a la intervención (Ferraro & Pattanayak, 2006).

Por lo tanto, una EI debe demostrar la relación causal entre la intervención y el resultado, descartando explicaciones alternativas o rivales sobre los resultados de la intervención (Cuadro 6). Esto requiere el conocimiento de cuál hubiera sido el resultado si la intervención no hubiera tenido lugar (Ferraro, 2009). En otras palabras, una evaluación de impacto debería poder atribuir con alta confianza y fiabilidad los cambios identificados a la intervención particular (Woodhouse et al., 2016). Este análisis contrafactual identifica el alcance en que los impactos son el resultado de la intervención frente a factores distorsionantes (*confounding factors*) o sesgos (White, 2006). Los factores distorsionantes típicos incluyen elementos contemporáneos correlacionados con la intervención y los resultados, y los sesgos de selección cuando las unidades intervenidas se seleccionan, o auto-seleccionan, en función de características que afectan el resultado (Ferraro, 2009).

El análisis contrafactual es crucial para aislar los impactos de una intervención y obtener una estimación insesgada del desempeño de la misma (Curzon & Kontoleon, 2016). Dado que no se puede observar el contrafactual, el desafío clave de una evaluación de impacto es encontrar un escenario contrafactual válido y apropiado (Curzon & Kontoleon,

2016). Sin embargo, como dice Ferraro (2009, p. 75 –traducción de los autores–), "este mundo contrafáctico sólo puede inferirse indirectamente a través de diseños de evaluación que controlan los factores distorsionantes". Estos factores pueden aislarse utilizando líneas base, co-variables y grupos de control. Las líneas base capturan las condiciones antes de implementar la intervención, las cuales controlan las condiciones que pueden afectar la efectividad del programa. Las co-variables son factores observables socioeconómicos, biofísicos o institucionales que también influyen en el resultado. Los grupos de control son individuos, comunidades o áreas que no han sido tratadas pero que son similares (en promedio) a las que han experimentado intervención (Ferraro & Pattanayak, 2006).

Cuadro 6. *Conceptos importantes en el análisis de EI*

Concepto	Descripción
Contrafactual	Es el resultado que habría sucedido de no haberse dado la intervención o proyecto de conservación (Ferraro & Pattanayak, 2006).
Sesgo de selección	Es un sesgo en la estimación del efecto de un programa que ocurre cuando el grupo de tratados y el grupo de control difieren entre sí debido a factores que también afectan los resultados del programa. Es decir, los grupos son diferentes aún en ausencia del proyecto. Tales diferencias a menudo surgen cuando las unidades del programa (personas, especies, áreas, etc.) se ofrecen como voluntarios para participar en el proyecto o son inducidas intencionalmente a éste. En consecuencia, las diferencias en el resultado de la evaluación entre el grupo de tratamiento y de control pueden explicarse por las diferencias entre los grupos en lugar de ser explicadas por el proyecto en sí (Ferraro & Pattanayak, 2006).
Validez interna	Ocurre cuando una correlación implica una relación causal en lugar de sesgos ocultos (Ferraro & Hanauer, 2014; Ferraro, 2009). Es decir, cuando existe una alta precisión en la atribución de los impactos a la intervención que se evalúa (Roe et al., 2013).
Validez externa	Ocurre cuando una relación causal implícita puede generalizarse a otros entornos (personas, lugares, tiempo) (Ferraro & Hanauer, 2014; Ferraro, 2009).
Validez de la medición o del constructo	Se refiere a la idoneidad de las variables o indicadores que se utilizan para medir los impactos (Roe et al., 2013). Es decir, los indicadores o variables seleccionados deberían medir el resultado que están destinados a medir (Ferraro, 2009).
Variable exógena	Es una variable en un modelo o sistema que es causalmente independiente de otras variables en el modelo o sistema (Ferraro & Pattanayak, 2006).
Variable endógena	Es una variable en un modelo o sistema que es causalmente dependiente de otras variables en el modelo o sistema (Ferraro & Pattanayak, 2006).

El Cuadro 7 presenta los principales enfoques de evaluación de impacto para intervenciones de conservación basados en la clasificación de Margoluis et al. (2009).

Cuadro 7. Tipos de diseños de evaluación de impacto

	Experimental	Cuantitativo Cuasi-experimental	No experimental	Cualitativo
Definición	Asignación aleatoria de sujetos a grupos tratados (experimentales) y no tratados (control).	Similar al enfoque experimental pero sin asignación aleatoria.	Hace inferencias sobre el efecto de un tratamiento en los sujetos, donde la asignación de los sujetos a un grupo tratado versus un grupo de control está fuera del control del investigador.	Las opciones de diseño de evaluación cualitativa se centran casi exclusivamente en el marco de muestreo y no en el poder estadístico o cómo se comparan los casos expuestos y no expuestos. Los casos individuales se ponderan más fuertemente porque el evaluador no está buscando tendencias basadas en la población.
Ventajas	Aproxima las condiciones del contrafactual, evidencia sólida de causalidad.	Más fácil de configurar que los verdaderos diseños experimentales, evidencia bastante sólida de causalidad.	Diseño cuantitativo menos costoso, más fácil de implementar.	En general, menos costoso que los diseños experimentales y cuasi-experimentales, proporciona evidencia anecdótica abundante.
Limitaciones	Costoso, a menudo no es práctico, emergen cuestiones éticas, se requiere alta experiencia.	Costo moderado a alto.	Observa el estado del mundo sin manipularlo, por lo que tiene menos poder para detectar relaciones causales.	Análisis más difícil, interpretaciones subjetivas.
Validez	<u>Interna:</u> alta; las asignaciones aleatorias es el diseño más fuerte para la validez interna. <u>Externa:</u> baja; el entorno artificial limita la capacidad de generalizar a otros entornos.	<u>Interna:</u> moderado; incapacidad para asignar controles al azar, falta de control sobre las variables. <u>Externa:</u> moderado; los "experimentos naturales" permiten cierta generalización.	<u>Interna:</u> bajo; sin aleatorización, sin controles. <u>Externa:</u> moderado; los entornos naturales hacen que la generalización sea más fuerte.	<u>Interna:</u> bajo; sin aleatorización, sin controles, interpretación del investigador, percepción del entrevistado, precisión del recuerdo. <u>Externa:</u> bajo; si los casos se seleccionan y analizan cuidadosamente durante períodos prolongados, pueden ser moderados.
Ejemplos	<i>Ensayo/Prueba controlado aleatorizado (ECA o RCT por sus siglas en inglés):</i> el investigador asigna elementos al azar en grupos de control y experimentales. Medidas tomadas	<i>Controles emparejados:</i> grupo de intervención emparejado con controles seleccionados por el investigador. <i>Regresión discontinua:</i> diseño <i>pretest/ posttest</i> en el cual los	<i>Pretest/posttest:</i> sujetos medidos antes y después de la intervención. <i>Series temporales:</i> grandes agregados tomados de una gran población y comparados	<i>Muestreo intencional estratificado:</i> estratificando muestras dentro de muestras para seleccionar casos particulares que varían según una dimensión clave, lo que facilita la comparación.

	Experimental	Cuantitativo Cuasi-experimental	No experimental	Cualitativo
	antes y después de la intervención.	participantes se asignan al programa o a grupos de comparación, a partir de un valor de corte de una medida previa al programa. <i>Controles estadísticamente equiparados:</i> grupos o ítems expuestos y no expuestos comparados por medio de controles estadísticos. <i>Controles genéricos:</i> grupos o elementos expuestos en comparación con las medidas de resultado disponibles de la población en general.	antes y después de la intervención. <i>Estudios transversales para programas no uniformes:</i> los sujetos expuestos de manera diferencial a la intervención se comparan con los controles estadísticos.	<i>Muestreo de casos extremos o desviados:</i> aprender de manifestaciones altamente inusuales de temas de interés (por ejemplo, áreas marinas protegidas sobresalientes y otras con bajos indicadores de desempeño). <i>Muestreo de constructo operacional o basado en la teoría:</i> muestreo de sujetos con base en su manifestación potencial de un constructo teórico que permita elaborar y examinar dicho constructo.

Fuente: Margoluis et al., 2009.

Es usual y generalizado que los programas de conservación estén expuestos al sesgo de selección. Típicamente, las evaluaciones de las intervenciones de conservación se basan en: i) la comparación de resultados antes y después de la intervención, donde no se controlan otros factores que varían con el tiempo (factores correlacionados contemporáneos); y ii) la comparación de resultados con y sin la intervención, donde se asume, por una parte, que las zonas donde se implementa la intervención de conservación exhiben características similares a aquellas zonas sin intervención y, por otra parte, que no hay efectos secundarios de la intervención en áreas no expuestas (Curzon & Kontoleon, 2016; Miteva et al., 2012).

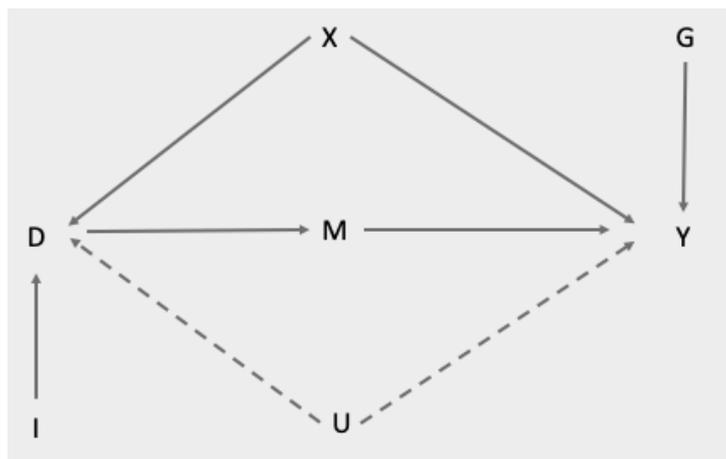
Los enfoques de evaluación cuantitativa son útiles para aislar los efectos de variables particulares de interés. Margoluis et al. (2009) los clasifican en tres categorías: experimentales, cuasi-experimentales y no experimentales. Estos tres tipos de diseños de evaluación permiten a los investigadores hacer inferencias y generalizaciones estadísticas de la muestra sobre la población, cuando las unidades se definen adecuadamente y las muestras se seleccionan sin sesgos (Margoluis et al., 2009).

Los métodos de evaluación más rigurosos se basan en diseños experimentales y cuasi-experimentales, ya que miden de manera creíble los resultados contrafactuales, exhibiendo una alta validez interna (Roe et al., 2013; Ferraro, 2009, Ferraro & Pattanayak, 2006). Estos dos enfoques aseguran la inferencia causal de la intervención. Ferraro y Hanauer (2014) clasifican los diseños destinados a inferencias causales en cuatro categorías. Esta categorización se representa en la Figura 11, donde D representa la intervención, Y es el resultado (impacto) y M corresponde a los mecanismos a través de los cuales la intervención genera resultados. Sin embargo, una correlación entre los valores D e Y puede no reflejar necesariamente una relación causal entre ellos. Del mismo modo, la ausencia de una correlación entre D e Y no necesariamente reflejaría la ausencia de una relación causal (Ferraro & Hanauer, 2014). Las explicaciones rivales (factores distorsionantes) pueden ser observables (X) o no observables (U). De otra parte, I representa variables que, si bien afectan la intervención, no afectarían el resultado y las variables G representan aquellas variables que solo afectan el resultado.

La *primera* categoría propuesta por Ferraro y Hanauer (2014) corresponde a diseños que dependen del control experimental en el que D varía de formas que no están relacionadas con los resultados potenciales. Las pruebas de control aleatorio (PCA) corresponden a esta categoría. Un PCA es un experimento en el que una intervención o tratamiento particular se asigna aleatoriamente entre individuos, comunidades o zonas (Ferraro & Pattanayak, 2006). En otras palabras, en un PCA las unidades se asignan aleatoriamente a grupos de tratamiento

(con intervención) y de control (sin intervención). Los datos se recopilan tanto en los grupos de tratamiento como en los de control, antes y después de la política (Curzon & Kontoleon, 2016). De esta manera, las posibles explicaciones rivales o alternativas de los resultados (factores distorsionantes) se equilibran entre las unidades de tratamiento y control, y cualquier diferencia en los resultados entre ellas puede atribuirse sin ambigüedades a la intervención (Ferraro & Pattanayak, 2006).

Figura 11. *Diseño de base para un análisis de inferencia causal y explicaciones rivales*



Fuente: Ferraro y Hanauer (2014).

Si no es posible aplicar la aleatorización, el segundo mejor enfoque para llevar a cabo una evaluación de impacto de los proyectos de conservación es el uso de un enfoque cuasi-experimental que caracterice el contrafactual y aisle el efecto causal de una intervención. Los enfoques cuasi-experimentales crean, a través de métodos estadísticos, grupos de comparación que son válidos bajo determinados supuestos sobre el sesgo de selección potencial. Esta línea de base contrafactual se utiliza como un control (McKinnon et al., 2015; Khandker, Koowal & Samad, 2010).

La *segunda* categoría propuesta por Ferraro y Hanauer (2014) comprende los diseños que dependen de las estrategias de condicionamiento, en los que se supone que las asignaciones de tratamiento se ven afectadas solo por variables observables para las cuales se pueden recopilar datos y controlar en el análisis (X en Figura 11) (Ferraro, 2009). Al controlar las relaciones entre D e Y, estas se eliminan como explicaciones rivales. Pearl (2009) llama a esto el criterio de puerta trasera. Esta categoría incluye métodos de emparejamiento y de efectos fijos.

Mediante el emparejamiento, el grupo de intervención se compara con unidades observables muy similares (controles) que no se ven afectadas por la intervención. Al hacerlo,

el diseño imita los diseños experimentales sin necesidad de asignar unidades al azar a los grupos de control y de tratamiento (Margoluis et al., 2009). El método supone que las similitudes en las características observadas entre los grupos tratados y de control se traducen en similitudes en las características no observables, correlacionadas con el resultado y la asignación de la intervención, o que los atributos no observables son fuentes insignificantes de sesgo (Imbens & Wooldridge, 2009). Así, las unidades de control proporcionan estimaciones válidas del resultado contrafactual. El emparejamiento de acuerdo a la distribución de probabilidades de participación (más conocido como *propensity score matching*) es uno de los métodos de emparejamiento más utilizados aplicados en la evaluación de impacto (Margoluis et al., 2009; Ferraro & Pattanayak, 2006).

La *tercera* categoría identificada por Ferraro y Hanauer (2014) son los diseños que dependen de fuentes naturales de variación en D (Figura 11) que no están relacionadas con los resultados potenciales. Estos diseños suponen que la asignación del tratamiento se lleva a cabo sobre variables que son observables y no observables para el analista (Ferraro, 2009). En la Figura 11 se supone que I es una variable observada que no está relacionada con los resultados potenciales, excepto a través de su efecto en D. Esta categoría incluye métodos tales como variables instrumentales y diseños de regresión discontinua.

La *cuarta* categoría propuesta por Ferraro y Hanauer (2014) corresponde a los diseños que dependen de mecanismos de identificación (M en la Figura 11), a través de los cuales se puede estimar el efecto de D en Y utilizando un proceso de dos pasos que estima: i) el efecto de D sobre M sin sesgo y ii) el efecto de M sobre Y sin sesgo. Pearl (2009) se refiere a este enfoque como el criterio de la puerta delantera.

Si bien los enfoques experimentales y cuasi-experimentales son valiosos para la identificación del impacto de un proyecto o intervención, existen ciertas críticas que argumentan que no son tan hábiles para tratar problemas complejos y multidimensionales como el bienestar o la pobreza, lo que lleva a problemas de validez de medición. Otro inconveniente relacionado con los diseños experimentales y cuasi-experimentales es que a veces puede ser difícil, o incluso imposible, encontrar grupos de control apropiados, y ocasionalmente no es deseable trabajar con grupos de control debido a razones éticas. Estas razones respaldan la recomendación de utilizar enfoques de evaluación mixtos (Roe et al., 2013).

Los diseños no experimentales son útiles cuando no es posible identificar, definir o tener acceso a un grupo de comparación adecuado o cuando los evaluadores no tienen

recursos, tiempo o la experiencia técnica y estadística para realizar enfoques experimentales o cuasi-experimentales. Es usual que los diseños no experimentales utilicen una comparación simple entre el desempeño antes y después de la intervención (*pre-test* y *pos-test*, y diseños de series de tiempo) (McKinnon et al., 2015); sin embargo, como no implican aleatorización ni controles, tienen menos poder para atribuir relaciones causales.

Por su parte, las evaluaciones cualitativas generalmente se centran en las percepciones sobre los cambios producidos por las intervenciones y en los cambios en las actitudes y el comportamiento de las personas y los hogares afectados por los proyectos de conservación. Aunque la información cualitativa no permite análisis estadísticos, ya que el muestreo no se basa en la población y rara vez implica el uso de grupos de comparación (Margoluis et al., 2009), sí permite a los analistas una comprensión profunda de temas particulares (Ferraro & Hanauer, 2014) que juegan un papel importante para: i) eliminar las explicaciones rivales, ii) comprender las limitaciones de una evaluación (es decir, la validez externa), iii) identificar las hipótesis causales a probar, y iv) identificar los factores que pueden actuar como moderadores. Los resultados del análisis cualitativo también podrían brindar información para argumentar y estructurar futuras encuestas de evaluación cuantitativa y ayudar a explicar los resultados de la evaluación cuantitativa (Margoluis et al., 2009).

5.7 Evaluación de impacto aplicada a las intervenciones de conservación

En esta sección presentamos una revisión de 51 EI que evalúan políticas, proyectos o intervenciones de conservación, con resultados ambientales y/o socioeconómicos. Destacamos estudios del Gran Caribe, pero también se incluyen estudios relevantes de otras regiones.

Nuestra revisión muestra que se emplearon diferentes diseños de investigación para llevar a cabo EI de intervenciones de conservación que van desde experimentales (4%) y cuasi-experimentales (75%), hasta no experimentales (8%) y cualitativas (10%); también se emplean métodos mixtos (4%).

La mayoría de las EI de las intervenciones de conservación se centran en resultados biofísicos (43%). Si bien los indicadores biofísicos brindan evidencia útil a las partes interesadas externas, pueden no captar la naturaleza multidimensional de las políticas de conservación, especialmente cuando estas actividades pueden relacionarse con las personas y su bienestar. Entre los indicadores biofísicos relacionados con los resultados ambientales, encontramos la deforestación y la cobertura forestal (51%), la conservación de la biodiversidad (12%) y el efecto sobre la erosión (2%). También se han realizado

investigaciones para estudiar el impacto de las intervenciones de conservación en los resultados socioeconómicos. Esta línea de investigación generalmente se enfoca en el impacto sobre bienestar y la actividad económica. Ejemplos de indicadores socioeconómicos son los ingresos por pesca y las ganancias netas de la pesca comercial, el crecimiento económico y la seguridad alimentaria, así como las tasas de salud y mortalidad.

A continuación, destacamos los principales hallazgos y desafíos de varias evaluaciones de impacto relacionadas con dos temáticas relevantes dentro del alcance de este documento. Por una parte, la realizadas en áreas marinas protegidas, como una estrategia del MIZC; y por otra, la realizadas para evaluar la infraestructura natural costera.

5.7.1 Evaluaciones de Impacto en Áreas Marinas Protegidas

La mayoría de las EI que revisamos evalúan los ecosistemas continentales; solo 5 de 51 estudios se refieren a áreas marino-costeras. No existen diseños de evaluación experimental que evalúen las políticas de gestión de los ecosistemas marino-costeros. Esto no es sorprendente teniendo en cuenta que estas políticas (por ejemplo, reservas marinas) no están diseñadas de una manera que facilite la medición de su impacto causal (Smith et al., 2006). Por ejemplo, la implementación de una reserva marina rara vez restringe el acceso de un grupo de pescadores a un área determinada, mientras que a otros se les permita, lo que impide la estimación de los resultados hipotéticos que habrían ocurrido sin la presencia de la reserva (Reimer & Haynie, 2018). Este escenario puede ser posible en los enfoques de gestión de la pesca basados en área, como los derechos territoriales para pesquerías (TURF por sus siglas en inglés). Sin embargo, Mascia et al. (2017) resaltan que una EI bajo esta medida de manejo se puede realizar más fácilmente cuando las especies capturadas son sedentarias, porque esto minimiza los efectos de rebosamiento (efecto colateral); o también en una situación en la que la intervención afecta a un subconjunto de los recursos de los sistemas socio-ecológicos creando sitios de control viables.

Además, Reimer y Haynie (2018) mencionan que los efectos que surgen de las reservas marinas no suelen ocurrir de forma aislada, es decir, otros factores que influyen en los resultados relacionados con la pesca cambian simultáneamente. Por ejemplo, las capturas totales permitidas, los precios del recurso y los insumos de pesca, la abundancia del recurso, el cambio climático, entre otros. Por lo tanto, con el simple uso de un método “antes y después” de la implementación de una reserva marina, no es posible aislar el efecto que tiene la restricción de acceso, dado que existen otros cambios simultáneos. Esto es lo que Ferraro et al. (2018) refieren como “sin interferencia”. Sin embargo, Bucaram et al. (2018) intentan

evaluar experimentalmente el impacto de un AMP, con el análisis de la Reserva Marina de Galápagos (RMG). Los autores realizan una evaluación de tres tipos de especies de atún pelágico y la influencia del AMP en términos de productividad para la flota atunera industrial en la RMG, la zona económica exclusiva (ZEE) y un área de control. Utilizando varios métodos cuasi-experimentales, los autores muestran que el AMP tuvo un efecto positivo en la productividad.

Miteva et al. (2015) examinan, por una parte, si las AMP en Indonesia fueron efectivas para evitar la pérdida de manglares, así como las emisiones de carbono azul entre el año 2000 y 2010; y por otra, si la efectividad difiere entre los tipos de protección. Esto lo hacen mediante técnicas cuasi-experimentales (una combinación entre el método de emparejamiento -de puntajes y variables covariadas, diferencias en diferencias y ajustes de sesgo post-emparejamiento). Sus resultados muestran que las AMP han conducido, en promedio, a una reducción del 10% en la pérdida de manglares entre el año 2000 y 2006.

5.7.2 Evaluaciones de impacto de la infraestructura natural costera

Hay muy pocas EI de la infraestructura natural costera y sus efectos sobre la protección contra eventos climáticos extremos y otros eventos naturales. Además, los estudios a menudo utilizan metodologías que generalmente no se consideran dentro del alcance de las EI tradicionales. Es difícil determinar si los efectos ocurren debido a un proceso natural o debido a actividades humanas (Hunt et al., 2014). Adicionalmente, hay que tener en cuenta que tanto la infraestructura natural como los efectos negativos que intenta prevenir, están siendo influenciados por las actividades humanas. Como resultado, las EI de los proyectos de infraestructura natural para la prevención de desastres deben considerar las variables antropogénicas para evaluar realmente los efectos de las soluciones basadas en la naturaleza.

Qiu y Gopalakrishnan (2018) utilizan el huracán Sandy como un experimento natural para estimar el efecto de la estabilización costera sobre el valor de la reducción del riesgo percibido. A través de la estimación de un modelo de triples diferencias (DDD), muestran que las inversiones en rellenos de playa resultan en un *premium* del 11.7% al 16.5% al precio de las casas ubicadas frente al mar con playas que han sido rellenadas.

Corral y Schling (2017) evalúan el impacto de una política de estabilización de la línea costera en Barbados sobre el crecimiento económico a mediano plazo. Su estudio se concentra en la evaluación de una política que impide el retroceso de la línea costera y mejora los atractivos de la playa utilizando soluciones que incluyen infraestructura natural (*v.g.* restauración de hábitats costeros). Como una aproximación para el crecimiento económico,

los autores usan la luz nocturna capturada a través de sensores remotos. Los autores aplican el método de control sintético propuesto por primera vez por Abadie y Gardeazabal (2003) como una forma de elegir sistemáticamente unidades de comparación (sitios de playa), combinados con intervalos de confianza ajustados, de forma que permitan una inferencia cuantitativa precisa bajo condiciones de pequeñas muestras. Sus resultados muestran una diferencia en el PIB local anual de 11.7% entre las playas tratadas y el contrafactual sintético. Vale la pena señalar que el uso de estos métodos y fuentes de datos no tradicionales, brinda nuevas oportunidades para enfrentar las limitaciones que las técnicas de EI tradicionales tienen en el marco de la evaluación de proyectos de conservación.

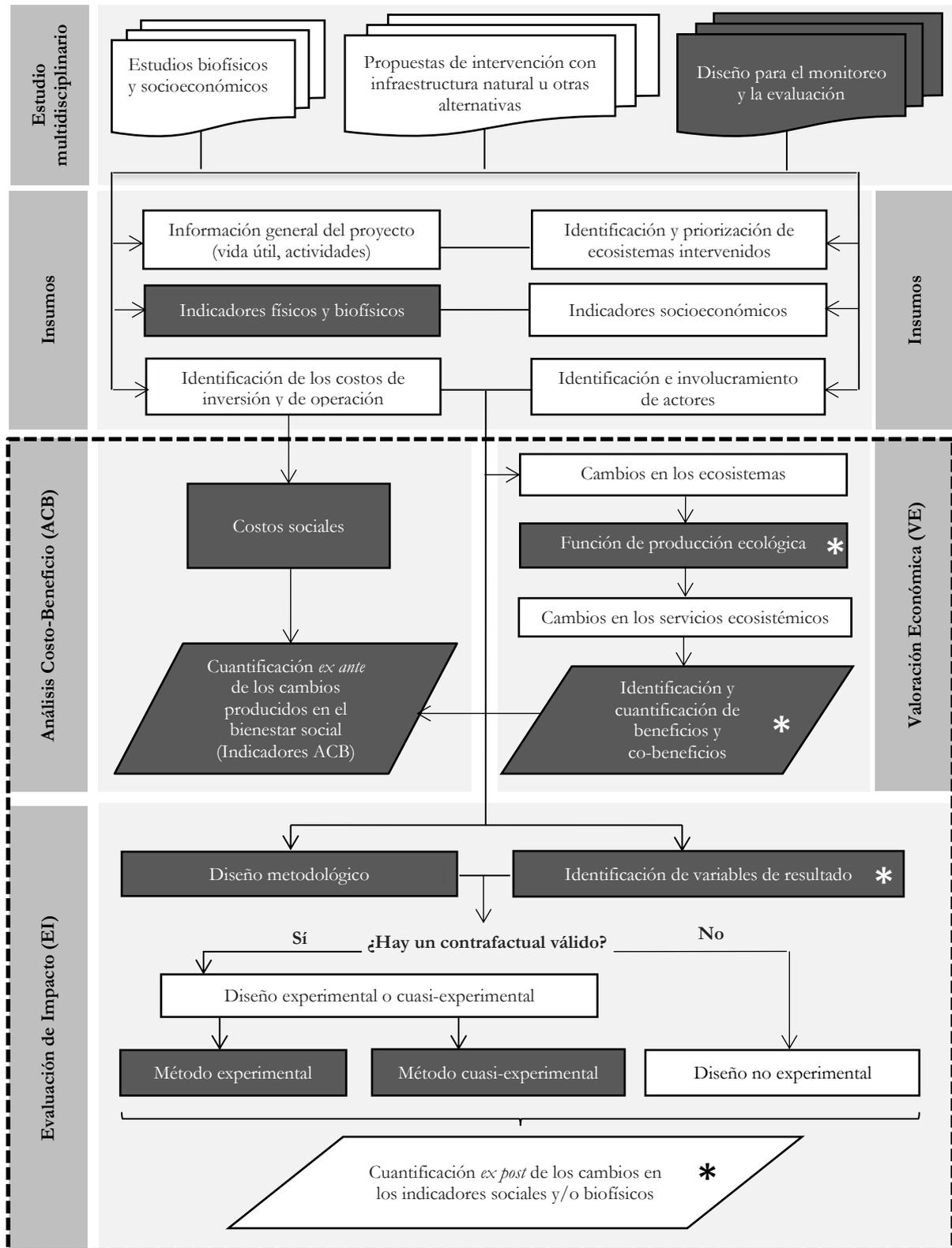
6 Desafíos, innovaciones y recomendaciones

El objetivo principal de este documento es apoyar, difundir e integrar la práctica de los análisis económicos de las inversiones de protección y restauración costera en la región del Gran Caribe. Ponemos especial énfasis en la infraestructura natural y las actividades de restauración del ecosistema costero para que sean reconocidos como mecanismos importantes dentro del MIZC.

En esta sección, presentamos los desafíos e innovaciones que se han identificado respecto al uso del análisis de costo-beneficio (ACB), la valoración económica (VE) y la evaluación de impacto (EI), como herramientas para la evaluación económica de proyectos de infraestructura natural. En algunos casos, las innovaciones identificadas pueden ayudar a superar los desafíos establecidos, mientras que en otros implican un reto aún mayor. Para superar estos desafíos, presentamos, junto con las innovaciones relevantes, una serie de recomendaciones que son aplicables al Gran Caribe.

A continuación desarrollamos un marco para el análisis económico de la infraestructura natural y los proyectos de restauración del ecosistema marino-costero que se muestra en la Figura 12. Aunque nos enfocamos en la infraestructura natural y la restauración del ecosistema costero, reconocemos que este marco puede ajustarse y aplicarse a otras alternativas de políticas del MIZC como, por ejemplo, el manejo controlado de la línea de costa. Nuestro marco pretende ser un proceso paso a paso ajustado para los tres tipos de análisis (ACB, VE y EI).

Figura 12. Marco para el análisis económico de proyectos de infraestructura natural y de restauración de ecosistemas marino-costeros en el Gran Caribe.



Convenciones:

- Información secundaria y estudios técnicos
- Resultado de un análisis económico
- Análisis económico
- Paso con desafío
- Paso con innovación
- Proceso o insumo

El primer panel de la Figura 12 “Estudios multidisciplinarios” indica que antes de realizar un análisis económico, se debe identificar la información disponible sobre el proyecto, incluyendo las diferentes alternativas de infraestructura técnicamente viables (es decir, natural, híbrida o gris), así como los estudios biofísicos y socioeconómicos que las respaldan.

Posteriormente, se deben identificar los insumos necesarios para el análisis (panel “Insumos” en la Figura 12), incluida la información sobre la vida útil del proyecto, el horizonte de planificación y sus costos asociados (tanto de inversión como operativos). También es necesario contar con los aspectos físicos y biofísicos relevantes. Así mismo, se deben identificar los indicadores socioeconómicos, los ecosistemas intervenidos y los agentes interesados.

Con esta información, comienza el análisis económico. Primero, el ACB (panel “Análisis Costo-Beneficio” en la Figura 12) permite una evaluación *ex ante* de la intervención, cuantificando el bienestar que se podría obtener mediante la implementación del proyecto, teniendo en cuenta todos los costos y beneficios desde una perspectiva social. Sin embargo, en muchos casos, los beneficios económicos de un proyecto no son observables directa o monetariamente. Por lo tanto, es importante considerar la valoración económica para cuantificar estos beneficios e incluirlos en el análisis de costo-beneficio (panel “Análisis Costo-Beneficio” en la Figura 12). En segundo lugar, una EI estima los efectos de la intervención en diferentes indicadores después de su implementación. Este tipo de análisis es valioso cuando se trata de identificar si una intervención logró los resultados socioeconómicos o biofísicos esperados.

Aunque los tres métodos para las evaluaciones económicas se encuentran en el proceso general descrito en la Figura 12, tienen objetivos diferentes y pueden llevarse a cabo de forma independiente. El resto de esta sección discute las principales lecciones aprendidas en esta investigación, destacando los desafíos a enfrentar (sombreados en gris oscuro en la Figura 12) y las innovaciones propuestas en la literatura para superarlos (señalados con un asterisco –blanco o negro- en la Figura 12).

6.1 Desafíos e innovaciones del análisis costo-beneficio de los proyectos de infraestructura natural

Como se muestra en la Figura 12, el propósito del ACB es la evaluación *ex ante* del cambio en el bienestar social resultante de la implementación de un proyecto, con respecto a la situación inicial, o a diferentes alternativas. Incluso cuando el ACB parece

metodológicamente simple de hacer, hay varios desafíos que deben abordarse para un análisis robusto que capture el conjunto completo de beneficios y costos asociados con cualquier intervención (Cuadro 8).

El primer desafío se refiere a la necesidad de incluir los costos de oportunidad asociados con la no implementación del proyecto, que pueden estar asociados al mayor riesgo de inundación o aumento de la erosión con sus correspondientes efectos en las comunidades. No es raro encontrar ACB donde se ignora este costo, lo cual subestima el beneficio neto de un proyecto. Del mismo modo, pasar por alto los beneficios que se proporcionarían independientemente del proyecto puede sesgar los resultados hacia arriba, sobreestimando el beneficio neto del proyecto al atribuir todos los beneficios a la intervención.

Cuadro 8. *Desafíos al realizar un ACB para proyectos de infraestructura natural.*

Desafío	¿Cómo superarlo?	¿Qué tiempo lleva superarlo?
Incluir el costo de oportunidad de no ejecutar el proyecto	<ul style="list-style-type: none"> Identificar –al menos conceptualmente- el costo de oportunidad del proyecto para tener idea de la magnitud y el efecto (sobre-estimación o sub-estimación) del beneficio neto. Considerar el impacto económico del cambio climático sobre los costos de oportunidad . 	Corto plazo
Seleccionar una tasa de descuento adecuada para proyectos de infraestructura natural	<ul style="list-style-type: none"> Desarrollar análisis de sensibilidad en el ACB. Considerar el uso de una tasa de descuento que refleje adecuadamente los valores intertemporales asociados a la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad. 	Corto plazo
Considerar los beneficios de ampliar la selección de los servicios ecosistémicos involucrados	<ul style="list-style-type: none"> Priorizar los servicios ecosistémicos más relevantes, con base en información secundaria o ejercicios de grupos focales con los actores involucrados. 	Corto plazo
Estimar los beneficios y co-beneficios asociados a servicios ecosistémicos de no mercado	<ul style="list-style-type: none"> Recopilar datos de procesos ecológicos, estructura del ecosistema y producción de servicios ecosistémicos. Una valiosa referencia para encontrar estos datos es aquella en las que está basado el desarrollo de InVEST. Construir y fortalecer capacidades de científicos sociales y naturales, ingenieros y formuladores de política, en temas de valoración económica, para mejorar el entendimiento y la conciencia de las necesidades y características de la información requerida para llevar a cabo este tipo de estudios. Promover la investigación multidisciplinaria. 	Mediano a largo plazo

Desafío	¿Cómo superarlo?	¿Qué tiempo lleva superarlo?
	<ul style="list-style-type: none"> • Promover la creación y mejorar el acceso a bases de datos y plataformas con información confiable y periódica sobre indicadores biofísicos y socioeconómicos relevantes. • Combinar métodos para la identificación de la provisión de servicios ecosistémicos y su valoración. 	

Los costos y beneficios de un proyecto generalmente se observan durante un largo período. En este caso, es importante convertir estos valores a una moneda común y descontar los flujos de costos y beneficios. La elección de la tasa de descuento social es uno de los elementos críticos en el ACB y se presenta como el segundo desafío. Particularmente para proyectos de infraestructura natural -o de conservación- la elección de una tasa de descuento tiene implicaciones importantes en el tiempo.

Por ejemplo, usar una tasa de descuento exponencial implica que, para la infraestructura natural y otros proyectos a largo plazo, el futuro se vuelve cada vez menos valioso, lo que los pone en desventaja frente a proyectos con horizontes de tiempo más cortos (como la infraestructura gris). Esto puede introducir distorsiones cuando se seleccionan alternativas (Campos et al., 2016). Drupp et al. (2015) recomiendan una tasa de descuento social promedio (mediana) a largo plazo del 2,25% (2%) o cualquiera dentro del intervalo del 1% al 3%; por su parte, la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, 2013) sugiere tasas entre 4% y 4.86%, mientras que Nordman et al. (2018) proponen una tasa de descuento del 3.5%. Recordemos que los ACB de los proyectos del BID aplican una tasa de descuento del 12%.

Un tercer desafío es la cuantificación de todos los costos y beneficios generados por el proyecto. Con respecto a los beneficios, los ecosistemas pueden proporcionar una gran cantidad de servicios y, a veces, no todos pueden incluirse en el análisis debido a limitaciones técnicas, de tiempo o de presupuesto. Es necesario capturar los valores relevantes seleccionando los servicios más importantes en cada contexto. Este ejercicio puede limitar el análisis a una serie de servicios que hacen que el ACB sea práctico. Esto puede hacerse con base en información secundaria y con la participación de los actores involucrados. En cuanto a los costos, también es importante considerar los precios sombra para capturar los costos sociales del proyecto.

Quizás el principal desafío que enfrenta el ACB de los proyectos de infraestructura natural es estimar los costos y beneficios de los servicios ecosistémicos que no son de mercado. Cuando algunos servicios tienen mercado, como es el caso de los servicios de provisión como el pescado o la madera, los beneficios de los ecosistemas pueden incluirse parcialmente en el ACB. Sin embargo, típicamente, la protección costera y otros servicios ecosistémicos no se comercializan en los mercados y, por lo tanto, sus precios no son observables. En tales circunstancias, la estimación de los beneficios directos y los cobeneficios proporcionados por la infraestructura natural constituye un desafío para el ACB. Al ignorar estos valores que no son de mercado, los beneficios de un proyecto de infraestructura natural se subvaloran y otras alternativas (como la infraestructura gris) pueden parecer más rentables. Por lo tanto, es necesario utilizar métodos de valoración económica apropiados para cada uno de los servicios ecosistémicos sobre los que tiene efecto un proyecto específico de infraestructura natural para la protección costera.

En la siguiente sección se discuten los principales desafíos que se enfrentan al usar la valoración económica como herramienta para estimar los beneficios de los servicios ecosistémicos que no son de mercado.

6.2 Desafíos e innovaciones de la valoración económica de los servicios ecosistémicos de protección costera

El propósito de una valoración económica de un proyecto de infraestructura natural es estimar los beneficios generados por los cambios en la protección costera y otros servicios ecosistémicos (cobeneficios) como la pesca, la recreación, los aumentos en los valores de las propiedades, etc. Dado que los proyectos de infraestructura natural probablemente se verán afectados por el cambio climático, la valoración económica enfrenta una serie de desafíos (Cuadro 9) asociados a la función de producción ecológica, como se muestra en la Figura 12.

El primer desafío es que el conocimiento disponible para establecer vínculos entre los cambios en la estructura del ecosistema y la producción de servicios ecosistémicos es insuficiente (Barbier, 2013). En otras palabras, a menudo no sabemos cómo las variaciones en la estructura, las funciones y los procesos del ecosistema (ya sea en términos de calidad o cantidad), como resultado de un proyecto de infraestructura natural, conducen a cambios en el flujo de los servicios ecosistémicos. Esta relación se establece típicamente a través de funciones de producción ecológica, que definen los cambios en los servicios del ecosistema (productos) como resultado de cambios en la estructura ecológica (insumos). El principal

desafío asociado con las funciones de producción ecológica es tener información precisa y confiable para establecer esta relación.

Cuadro 9. *Desafíos de la valoración económica aplicada a proyectos de infraestructura natural marino-costera*

Desafío	¿Cómo superarlo?	¿Qué tiempo lleva superarlo?
Relacionar los cambios en la estructura del ecosistema y la provisión de servicios ecosistémicos (función de producción ecológica)	<ul style="list-style-type: none"> • Recolectar información de procesos, estructura del ecosistema y servicios ecosistémicos para ajustar la función de producción ecológica. • Capacitar a los profesionales de las ciencias naturales en valoración económica para que comprendan las necesidades y características de la información que se requiere al conducir un estudio de valoración económica. • Promover la investigación multidisciplinaria. • Proveer capacitación en herramientas de modelamiento costero. 	Mediano a largo plazo
Incorporar la incertidumbre relacionada con las condiciones variables causadas por el cambio climático	<ul style="list-style-type: none"> • Promover la investigación multidisciplinaria. • Capacitar en herramientas de modelamiento costero y evaluación de modelos climáticos. 	Mediano plazo
Seleccionar y aplicar el método de valoración económica más apropiado de acuerdo con el servicio ecosistémico a valorar, el tipo de uso, la disponibilidad de información y los recursos disponibles	<ul style="list-style-type: none"> • Mejorar y proporcionar acceso a bases de datos con información confiable y actualizada. • Promover la creación y consolidación de bases de datos que incluyan información socioeconómica relevante con estándares mínimos de calidad. • Capacitar a los científicos para usar herramientas de modelamiento costero. • Reconocer y difundir información sobre bases de datos disponibles y requerimiento de datos. • Promover la participación de economistas capacitados en valoración económica para la ejecución de estos ejercicios. 	Mediano a largo plazo
Llevar a cabo valoraciones económicas para formulación de políticas	<ul style="list-style-type: none"> • Capacitar a los formuladores de políticas en la comprensión de los diferentes usos de los análisis económicos, para evaluar las estrategias de manejo y adaptación costeras. <ul style="list-style-type: none"> - Capacitar a los responsables de la formulación de políticas para que comprendan los diferentes usos de la valoración económica: - Justificar la elección entre intervenciones naturales y grises. 	Mediano plazo

Desafío	¿Cómo superarlo?	¿Qué tiempo lleva superarlo?
	<ul style="list-style-type: none"> - Apoyar solicitudes de financiamiento para intervenciones naturales. - Justificar aumentos en los impuestos o la distribución del presupuesto. - Apoyar el diseño de alternativas regulatorias adoptadas por las agencias. 	
Priorizar los servicios ecosistémicos	<ul style="list-style-type: none"> • Promover fuertemente la participación de los actores involucrados en los proyectos de infraestructura natural costera. 	Corto plazo
Considerar la conectividad de los ecosistemas (sinergias y <i>trade-offs</i>)	<ul style="list-style-type: none"> • Revisar las metodologías de valoración que permitan incluir valores de sinergias y <i>trade-offs</i> entre la provisión de servicios de los ecosistemas. 	Corto plazo

El uso de herramientas de modelamiento costero es útil para enfrentar este desafío. Estas ayudan a identificar los servicios ecosistémicos en relación con los cambios en la estructura del ecosistema. Por ejemplo, InVEST identifica las funciones ecológicas proporcionadas por los ecosistemas (*oferta*). Posteriormente, relaciona estas funciones con la demanda, al considerar a los beneficiarios de los servicios ecosistémicos (*servicio*). Finalmente, incluye las referencias sociales para estimar métricas económicas y sociales (*valor*) (Sharp *et al.*, 2018). En la sección 5.2.1 de este documento, se describen otras herramientas de modelación tales como ARIES; CHAMP, TESSA, XBeach y CLIMADA.

En este punto particular, es necesario considerar la no linealidad de las funciones ecológicas. Barbier *et al.* (2008) sugieren incorporar el concepto de función ecológica no lineal en la valoración económica, particularmente para los servicios de protección costera proporcionados por los ecosistemas de interfaz costera. Esta es una innovación importante ya que generalmente se supone que los servicios ecosistémicos cambian linealmente en relación con los cambios en el hábitat o las variables ambientales (Barbier *et al.*, 2008; Burkett *et al.*, 2005; Canadell, 2000). Además, permite la posibilidad de proponer estrategias de conservación intermedias coherentes con las estrategias de gestión basadas en el ecosistema (Barbier *et al.*, 2008). Estas últimas enfatizan la reconciliación entre el desarrollo económico y la conservación de los recursos y servicios críticos de los sistemas naturales; un enfoque que ha sido adoptado dentro del MIZC.

La incertidumbre causada por el efecto del cambio climático en la estructura y las funciones del ecosistema es el segundo desafío que se enfrenta. Algunas herramientas de

modelado se han utilizado para abordar la incertidumbre asociada al cambio climático. Por ejemplo, Arkema et al. (2013) utilizan el modelo de vulnerabilidad costera de InVEST en la costa de EE. UU para crear un índice de exposición, simulando cinco escenarios de aumento del nivel del mar. Con este modelo, identifican la vulnerabilidad futura en diferentes escenarios de aumentos del nivel del mar. Arkema et al. (2014) también utilizaron INVEST para estimar el riesgo al que se exponen los hábitats ante la presencia de múltiples presiones en Belice. El modelo evalúa el riesgo para los ecosistemas en términos de exposición y consecuencia. Además, CCRIF (2010) estima las pérdidas económicas por riesgos climáticos en ocho países del Caribe, evaluando la costo-efectividad de 20 medidas de adaptación. Para ello, utilizan un enfoque similar al utilizado por las compañías de seguros, considerando los módulos de riesgo, valor y vulnerabilidad como entradas.

Un tercer desafío es la selección del método de valoración económica que se utilizará en cada caso y la información disponible para su aplicación rigurosa. La selección del enfoque que se utilizará depende del tipo de servicio ecosistémico que se va a valorar y el tipo de valor que genera (valor de uso –directo o indirecto- o valor de no uso -opción o existencia-). Los métodos de preferencias reveladas sirven para capturar valores de uso, principalmente valores directos, pero también, en algunos casos, indirectos.

Como se presentó en la sección 5.3, los estudios de valoración a menudo usan métodos que se perciben como simples de ejecutar en contextos de poca información, como el enfoque de daño evitado, el método de costo de reemplazo y la transferencia de beneficios. Al respecto, varios puntos son importantes. El primero tiene que ver con el uso del método de costo de reemplazo. El método de costo de reemplazo supone que el costo de reemplazar una función de un sistema ecológico con un sistema de ingeniería humana es una medida del valor económico de la función misma. Sin embargo, Barbier (2015; 2007) explica cuatro razones teóricas y prácticas diferentes por las cuales este método debe usarse con precaución al estimar el valor de los servicios ecosistémicos de protección costera: i) el uso del costo como una medida de beneficio económico implica que la relación de costo-beneficio de un servicio ecológico siempre es igual a uno, lo que dificulta el uso de los resultados en un análisis de costo-beneficio; ii) este método no se basa en preferencias y, por lo tanto, no hay certeza de que estas actividades de reemplazo o tratamiento sean la mejor opción para las partes interesadas involucradas; por lo tanto, no puede usarse como una medida de valor económico (Barbier, 2007; NRC, 2005); iii) de la misma manera, la alternativa construida por el hombre (muros de contención, espigones y otras estructuras) rara vez es la más rentable

para proporcionar un servicio de protección costera; y iv) el método de costo de reemplazo usualmente sobreestima los beneficios netos de los servicios de protección costera.

Así, según WRI (2009), Sundberg (2004), Bockstael et al. (1995) y Shabman y Batie (1978), el costo de reemplazo puede ser una medida válida de valor económico solo si se cumplen las tres condiciones discutidas en la sección 5.3.1 de este documento. Alternativamente, Barbier (2007) propone considerar mejor el enfoque de la Función de Daño Esperado (FED), ya que proporciona una medida más sólida del valor de los servicios de protección costera, especialmente para evaluaciones a gran escala. La FED supone que el valor de un activo que produce un beneficio en términos de reducción de la probabilidad y la gravedad de algún daño económico se mide por la reducción del daño esperado o las muertes evitadas en las comunidades costeras (Barbier, 2007; Barbier y Enchelmeier, 2014). Según Barbier (2007), es útil cuando los servicios del ecosistema protegen las actividades económicas, la propiedad y la vida humana de posibles daños, como en el contexto de un ecosistema costero, donde dichos servicios brindan protección contra tormentas, mitigan inundaciones y realizan prevención de la erosión. Aunque es un método relativamente nuevo y en mejora continua, supera algunos de los desafíos relacionados con el conocimiento inadecuado en términos de vincular los cambios en la estructura del ecosistema con la producción de servicios (Barbier, 2013) e incorporan la incertidumbre relacionada con el cambio en las condiciones causadas por el cambio climático.

Por otra parte, en algunos casos cuando el tiempo es corto o los recursos son escasos, o como una primera aproximación a los ejercicios de valoración definidos, se utiliza el enfoque de transferencia de beneficios. Sin embargo, la transferencia de beneficios puede conducir a una interpretación errónea o inexacta de los resultados, por lo que la aplicación de esta técnica requiere el reconocimiento de sus limitaciones.

Es importante tener en cuenta que la valoración económica del servicio de protección costera tiene una condición importante en comparación con otros servicios ecosistémicos, ya que puede volverse contexto-específica. Esto significa que, dada la interdependencia de los sistemas naturales y, al mismo tiempo, su singularidad, los cambios en el nivel de protección costera no se asocian exclusivamente con un solo ecosistema (incluso si el cambio proviene de la modificación de uno solo de ellos), sino que puede provenir de varios, dependiendo de la diversidad e interacción entre ecosistemas en un área determinada. Además, como se discutió en la sección 1, los niveles de protección proporcionados por estos ecosistemas dependen de sus características. Dada la condición contexto-específica de

los estudios biofísicos, la transferencia de beneficios se convierte en un método aún más restringido para valorar los servicios de protección costera.

Como se mencionó en la sección 5.4, las estimaciones empíricas de los beneficios económicos derivados por cambios en el entorno costero se han centrado principalmente en los valores de recreación y el valor de las propiedades. Al respecto, se pueden identificar dos innovaciones en los procesos relacionados con la valoración de estos servicios.

La primera innovación implica el uso de variables instrumentales para el sesgo de endogeneidad en el precio hedónico. El relleno de las playas es una de las estrategias de control de erosión más frecuentes en todo el mundo. Por lo general, los métodos de precios hedónicos se aplican para estimar el valor del ancho de la playa que se refleja en los valores de las propiedades. Sin embargo, las valoraciones económicas generalmente ignoran la presencia de un sesgo de endogeneidad: los precios de las propiedades costeras están influenciados por el ancho de la playa, pero las decisiones de relleno (que influyen en el ancho de la playa) también dependen de los beneficios de aumentar el ancho; luego, el ancho de una playa se vuelve endógeno en el ejercicio. Para superar este desafío, Gopalakrishnan et al. (2011) utilizan variables instrumentales, como la distancia a la plataforma continental y los atributos de calidad de la playa para estimar el precio implícito del ancho de la playa.

La segunda innovación implica el uso de modelos geoeconómicos para el manejo de la erosión de las playas. Recientemente se han desarrollado modelos para explorar las interacciones de los procesos geomorfológicos con la toma de decisiones económicas sobre el manejo de la línea de costa (Gopalakrishnan et al., 2017; Gopalakrishnan et al., 2016). En estos modelos se considera que una población determinada quiere estabilizar su línea de costa y en ese proceso debe decidir si quieren implementar infraestructura para el manejo de playas, cuándo quieren implementarla y cuánto de esta infraestructura quieren implementar. Por lo tanto, la comunidad se enfrenta a varias decisiones (por ejemplo, con qué frecuencia rellenar la playa y la extensión de la misma) para maximizar un flujo de beneficios netos sujetos a la evolución del sistema geofísico y las restricciones institucionales.

Un cuarto desafío se relaciona con la dificultad de utilizar los resultados de los ejercicios de valoración económica en el diseño de políticas públicas. Parte de esta dificultad se debe a la forma en que los resultados de la valoración se comunican a los tomadores de decisiones, pero también a la falta de capacitación de éstos en esta área. En principio, es importante saber que los ACB pueden ayudar a los responsables de la toma de decisiones a asignar recursos escasos en demandas sociales competitivas, pero generalmente no tienen en

cuenta los beneficios proporcionados por los ecosistemas costeros. En este punto, la valoración económica juega un papel fundamental porque puede identificar los beneficios, los cuales generalmente se asocian con valores no de mercado (Waite et al., 2014).

La identificación de los interesados y su participación en el proceso representa otro desafío para la valoración económica de los servicios ecosistémicos. Las partes involucradas pueden o no influir en las decisiones; por lo tanto, al diseñar una valoración económica y realizar una intervención, es importante pensar en cómo podrían verse afectados cada uno de los actores relevantes (ganancias y pérdidas) e identificar posibles conflictos y *tradeoffs* (Schuster y Doerr, 2015; Waite et al., 2014). Hay algunos ejemplos en la literatura que han demostrado cómo los procesos iterativos de participación de los interesados combinados con el modelamiento de los servicios ecosistémicos han llevado a planes de gestión más informados de las zonas costeras. La idea detrás de este enfoque es la simulación de diferentes escenarios que representan diversos usos, visiones y configuraciones espaciales de las áreas costeras (Arkema et al., 2017; Vertures et al., 2017; Arkema et al., 2015; Guerry et al., 2012). Esta práctica es una innovación importante en el campo de la valoración económica de los servicios de los ecosistemas para la gestión costera.

Algunos trabajos también han considerado la participación de los agentes involucrados como un paso importante para la identificación, priorización y valoración de los servicios ecosistémicos (Lynam et al., 2007; Sheil & Liswanti, 2006). Estos estudios representan esfuerzos para considerar la importancia que los usuarios de recursos locales asignan a los ecosistemas y a los servicios que brindan. Por ejemplo, Moreno-Sánchez y Maldonado (2011) utilizan un enfoque denominado “valoración participativa”, que se basa en métodos de distribución de peso para evaluar la importancia que las comunidades locales asignan a diferentes unidades de paisaje y servicios ecosistémicos en el complejo hidrológico costero de Ciénaga Grande de Santa Marta en el Caribe colombiano. En otro estudio, Maldonado et al. (2019) aplican un enfoque similar donde combinan la valoración participativa y los experimentos de elección para evaluar las diferentes características de una política de conservación de manglares en Ecuador. Estos dos estudios representan una innovación para la valoración económica de los servicios de los ecosistemas con las comunidades locales. Aunque el primer caso no es un ejercicio de valoración económica en sí mismo, proporciona una metodología eficaz para involucrar a los principales interesados y comprender sus preferencias y prioridades sobre los servicios ecosistémicos. En el segundo caso, el enfoque participativo contribuye a facilitar la comprensión del ejercicio de valoración que se propone a las comunidades locales.

Finalmente, un último desafío para la valoración económica de los ecosistemas costeros está relacionado con la existencia de sinergias y *tradeoffs* entre los ecosistemas y entre los servicios de los ecosistemas. De acuerdo con Barbier et al. (2011) las interacciones entre los ecosistemas costeros podrían generar servicios que en conjunto son más altos que los proporcionados por los ecosistemas individuales. Esta capacidad se conoce como “conectividad de los ecosistemas costeros”, la cual produce sinergias que mejoran la provisión de servicios ecosistémicos con respecto a la que produciría un ecosistema aislado.

6.3 Desafíos e innovaciones de la evaluación de impacto de proyectos de conservación

A pesar de que la comunidad interesada en la conservación ambiental está cada vez más interesada en llevar a cabo EI de las intervenciones de conservación, persisten los desafíos para la aplicación de diseños de investigación rigurosos (Baylis et al., 2016). En el Cuadro 10, presentamos algunos de los desafíos más relevantes discutidos en la literatura.

El primer desafío considera las complejidades relacionadas con el entorno donde tienen lugar las intervenciones. En muchos casos, los proyectos de conservación se llevan a cabo en condiciones dinámicas caracterizadas por la incertidumbre (*v.g.* el cambio climático) y la alta complejidad (*v.g.* la integración de los sistemas biológicos y sociales) (Margoluis et al., 2009). Además, los ecosistemas son sistemas complejos con dinámicas no lineales a varias escalas espaciales y temporales (Baylis et al., 2016). La complejidad asociada con los sistemas socio-ecológicos y la falta de conocimiento sobre sus interacciones, dificulta el establecimiento de vínculos causales conceptuales entre las actividades de intervención, los resultados y los impactos. A veces incluso los requisitos de datos no están claros (Margoluis et al., 2009).

El segundo desafío en el proceso general de una EI se relaciona con el hecho de que las intervenciones de conservación usualmente se desarrollan a pequeña escala y con financiamiento limitado. Las intervenciones de conservación a menudo son implementadas por pequeñas organizaciones que agrupan múltiples fuentes de financiamiento, lo que conduce a intervenciones que se desarrollan gradualmente durante varios años. Adicionalmente, los cambios en las variables de resultado son pequeños o solo pueden ser evidentes en el largo plazo. Además, los escasos recursos asignados a los proyectos de conservación, así como las limitaciones de tiempo, restringen las posibilidades de utilizar fondos para diseñar y aplicar estudios de evaluación de impacto rigurosos (Baylis et al., 2016; Curzon & Kontoleon, 2016; Bottrill et al., 2011; Margoluis et al., 2009).

Cuadro 10. *Desafíos enfrentados al realizar evaluaciones de impacto para intervenciones de conservación*

Desafío	¿Cómo superarlo?	¿Qué tiempo lleva superarlo?
Complejidades relacionadas con el entorno donde tiene lugar la intervención	<ul style="list-style-type: none"> • Recopilar datos de procesos, estructura de ecosistemas y producción de servicios ecosistémicos, incluyendo el uso de fuentes de datos innovadores (sensores remotos, por ejemplo). • Capacitar a los profesionales de las ciencias naturales en evaluación de impacto a fin de mejorar su comprensión sobre los requerimientos de información. • Robustecer el conocimiento de las estrategias empíricas que se tienen a disposición para el análisis. • Capacitar a los responsables de la toma de decisiones (funcionarios gubernamentales, responsables de políticas, comunidad local) en la evaluación de impacto para que comprendan los requerimientos de información. 	Largo plazo
Iniciativas de pequeña escala y poca financiación para EI	<ul style="list-style-type: none"> • Asignar recursos para evaluar las intervenciones. • Capacitar a los responsables de la toma de decisiones (funcionarios gubernamentales, responsables de políticas, comunidad local) sobre la importancia de realizar evaluaciones rigurosas de las intervenciones. • Centrarse en los resultados a corto y mediano plazo para evaluar si el proyecto es efectivo a ese nivel, y promover evaluaciones a más largo plazo, es decir, unos años después de que la ejecución del proyecto haya finalizado. 	Mediano a largo plazo
Desafíos logísticos para la implementación de EI	<ul style="list-style-type: none"> • Incluir estudios de evaluación de impacto en el diseño de proyectos de infraestructura natural. • Identificar datos disponibles y brechas. • Indicar claramente los resultados esperados en proyectos de infraestructura natural. • Usar fuentes de datos innovadoras, como la teledetección. 	Corto plazo
Metodológicos: ubicación/selección no aleatoria de la intervención; resultados de la evaluación vs. unidades y escalas de intervención; factores distorsionantes; efectos colaterales o de rebosamiento espaciales	<ul style="list-style-type: none"> • Diseñar proyectos de infraestructura natural que incluyan variables socioeconómicas y biofísicas como resultados de la intervención. • Monitorear las variables socioeconómicas y biofísicas a lo largo del proyecto e incluso después del proyecto. • Capacitar a los evaluadores de impacto en la importancia del proceso, la aplicación correcta de las metodologías y el análisis de resultados. 	Mediano a largo plazo (depende de la intervención)

Desafío	¿Cómo superarlo?	¿Qué tiempo lleva superarlo?
	<ul style="list-style-type: none"> • Incorporar las prácticas de evaluación de impacto entre los responsables políticos y la importancia de los proyectos a implementar. • Diseñar enfoques metodológicos adecuados para estimar los efectos causales (utilizar una metodología de control sintético, por ejemplo). • Mejorar los métodos no experimentales disponibles. 	

En tercera instancia, comprender los requerimientos de planificación y datos es esencial para el desarrollo de una buena EI y superar los desafíos logísticos de implementar la evaluación de una manera rigurosa y oportuna. Por lo general, la ejecución de la EI no se incorpora dentro del diseño de la intervención; y cuando lo es, los desafíos de implementación y/o las modificaciones improvisadas del proyecto impiden la recopilación adecuada de datos de línea base (Banerjee et al., 2016; Bottrill & Presey, 2012; Margoluis et al., 2009). Muchas EI de las intervenciones de conservación surgen una vez que el proyecto ha finalizado, sin que se hayan recopilado datos de línea base (Banerjee et al., 2016; Bottrill et al., 2011; Ferraro, 2009; Margoluis et al., 2009). Además, los proyectos de conservación generan impactos ecológicos y socioeconómicos. Esto requiere la combinación de datos ecológicos, geográficos, demográficos y socioeconómicos para medir con precisión los efectos relevantes. Este desafío puede abordarse a corto plazo si la evaluación de impacto es parte del diseño de la intervención y si las bases de datos y las brechas se identifican previamente.

Una vez que se evalúa la complejidad del proyecto de conservación y se ha determinado la experiencia del equipo, se debe diseñar la EI teniendo en cuenta los desafíos metodológicos, relacionados entre otras cosas con las diferencias en los resultados de evaluación deseados y las unidades y escalas de intervención. Como se muestra en la Figura 12, este es uno de los dos componentes centrales del diseño metodológico de una EI. Las variables de resultado e impacto pueden ser físicas, biológicas, sociales o económicas. Al respecto, cuando una intervención se implementa a múltiples escalas y con múltiples objetivos, es difícil definir una teoría clara del cambio y una estrategia empírica para IE (Banerjee et al., 2016; Baylis et al., 2016). Además, las intervenciones de conservación pueden generar resultados de respuesta no lineales, como umbrales, que constituyen barreras para llevar a cabo evaluaciones de impacto (Ferraro, 2009). Por lo tanto, hacer la elección correcta de las variables socioeconómicas y biofísicas antes de la intervención es muy importante. Estos indicadores deben ser monitoreados durante y después del proyecto.

Por otra parte, dado que los procesos ecológicos están asociados con unidades espaciales, es necesario tener en cuenta la escala espacial adecuada al evaluar el impacto de las intervenciones de conservación. Sin embargo, incluso cuando la evaluación emplea una escala espacial adecuada, la medición de los impactos puede ser compleja debido a la presencia de efectos colaterales espaciales; es decir, que los resultados en algunas observaciones se ven afectados por intervenciones en unidades vecinas. Las repercusiones espaciales no solo afectan los resultados, sino que también producen estimadores de impacto sesgados. Los efectos indirectos pueden ser el resultado de procesos ecológicos y respuestas conductuales de comunidades objetivo en intervenciones de conservación (Baylis et al., 2016; Ferraro, 2009).

En este contexto, la identificación del diseño de evaluación más adecuado puede ser bastante difícil. Esta decisión depende de la existencia de un contrafactual válido. Si se puede identificar un grupo de control, se pueden utilizar metodologías experimentales o cuasi-experimentales. Sin embargo, los analistas deben estar al tanto de posibles efectos colaterales espaciales, los factores distorsionantes, la elección de controles y los límites de la aleatorización. El uso de técnicas de evaluación no tradicionales y fuentes de datos, como el método de control sintético o datos de detección remota, pueden representar una oportunidad para superar estos desafíos en el futuro.

Con respecto a la presencia de factores distorsionantes, la elección de los controles y los límites de la aleatorización, la principal dificultad reside en identificar grupos de control apropiados que descarten explicaciones rivales (Roe et al., 2013). A veces no es posible o deseable seleccionar y separar al azar los grupos de tratamiento y control (Banerjee et al., 2016; Baylis et al., 2016). La aleatorización es viable con muestras grandes y alta replicación; sin embargo, las muestras grandes y la replicación pueden ser difíciles de lograr cuando la intervención cubre un área geográfica grande o cuando la evaluación involucra unidades de tratamiento únicas sin unidades de comparación, como hábitats restringidos de especies endémicas (Ferraro, 2009). Además, en muchos casos no es ético o no es políticamente viable asignar aleatoriamente, por ejemplo, regulaciones de conservación, proyectos de restauración o incentivos económicos para la conservación. Un enfoque que puede ayudar a mitigar este riesgo es usar unidades geográficas para evaluar los impactos. Este enfoque es común en las EI de las intervenciones en entornos naturales (ver, por ejemplo: Corral & Schling, 2017 y Robalino et al., 2015).

En algunos casos, las unidades a partir de las cuales se medirá el resultado de una intervención son móviles (las personas afectadas por la intervención no necesariamente

residen en el sitio donde se implementa el proyecto) y, por lo tanto, es imposible garantizar su exposición a la intervención. Tal es el caso de los turistas en proyectos de restauración de playas (Banerjee et al., 2016). En otros casos, los factores distorsionantes no se observan fácilmente y el uso de variables instrumentales es limitado.

Cuando no es posible identificar un contrafactual adecuado, una evaluación basada en métodos no experimentales sigue siendo una opción. En este caso, una comparación de antes y después puede proporcionar información sobre los posibles impactos de una intervención, aunque no necesariamente atribuible al proyecto. En proyectos de conservación de grandes áreas, este puede ser el único medio posible de evaluación.

Otro desafío es el relativo al tiempo entre la implementación del proyecto y la manifestación de los efectos del programa. En los proyectos de conservación, el tiempo entre la implementación de la intervención y la observación de los impactos biológicos suele ser muy largo y se extiende más allá de la vida útil de la intervención en sí (Bottrill et al., 2011). Los cambios en las variables ecológicas y los efectos sobre el bienestar humano pueden ocurrir durante muchas décadas. Como resultado, las atribuciones a una intervención particular pueden ser difíciles de establecer (Ferraro, 2009; Margoluis et al., 2009; Ferraro & Pattanayak, 2006).

6.4 Recomendaciones de política

Dado el marco y los procedimientos discutidos, así como los desafíos y las innovaciones que identificamos en la literatura para los análisis económicos de las intervenciones costeras presentamos algunas recomendaciones a tener en cuenta al implementar estos análisis:

1. *Inicie la planificación del proceso de evaluación de impacto en la etapa de diseño del proyecto junto con la definición de un marco analítico.* El diseño de las intervenciones de infraestructura natural implica un trabajo multidisciplinario que involucra la identificación del contexto socioeconómico que se interviene, así como los ecosistemas y servicios que se alteran. Esta identificación requiere el compromiso y la participación de una diversidad de agentes. Muchas EI de las intervenciones de conservación surgen una vez que el proyecto ha finalizado y no tienen en cuenta los requisitos de evaluación al comienzo de la intervención. Este es un obstáculo para la recopilación adecuada de datos de línea base, que puede ser superado si el análisis económico se incorpora desde el diseño de la intervención.

2. *Establezca un equipo de apoyo en economía ambiental.* Un enfoque multidisciplinario es fundamental para la formulación, implementación y evaluación de intervenciones de infraestructura natural. Sin embargo, para la evaluación económica de la intervención, el equipo debe estar dirigido por economistas ambientales que tengan conocimiento y conciencia sobre los desafíos e innovaciones discutidos, y que puedan seguir los pasos definidos y propuestos en este documento para cada tipo de análisis económico en una forma rigurosa.
3. *Difunda los análisis económicos entre los actores relevantes.* Dado que este es un tema relativamente nuevo, es importante garantizar que los actores claves tengan acceso a toda la información relacionada con los análisis económicos, incluidos los enfoques y los resultados, tanto al inicio como al final del proyecto. De esta manera, es posible obtener retroalimentación y garantizar la validez de las intervenciones.
4. *Fortalezca los mecanismos y entidades a cargo de recopilar y poner a disposición datos relacionados con el MIZC.* Los sistemas de información socioeconómica, biofísica y ecológica en zonas marinas y costeras deben ser apoyados, consolidados y promovidos. La información proporcionada por estos sistemas es relevante para la identificación, el monitoreo y el modelamiento de los cambios en los servicios ecosistémicos y el bienestar de los agentes involucrados como resultado de las intervenciones relacionadas con el manejo costero, incluida la infraestructura natural. El éxito de estos sistemas de información depende de una articulación efectiva entre las agencias de estadística y otras unidades gubernamentales, así como las universidades y otras instituciones de investigación. Además del fortalecimiento de los sistemas de información, es importante garantizar el acceso adecuado y oportuno a los datos.
5. *Capacite a los formuladores de políticas y profesionales sobre la utilidad de las herramientas económicas para el análisis económico de los proyectos de infraestructura natural.* Las agencias y oficinas a cargo de formular e implementar proyectos, programas o planes relacionados con las zonas costeras y marinas, incluida la infraestructura natural, deben conocer los métodos para los análisis económicos, tanto *ex ante* (ACB) como *ex post* (IE), así como la valoración económica de los servicios ecosistémicos, su alcance, resultados, ventajas y desventajas.

5 Referencias

- Abadie, A., Gardeazabal, J. (2003). The economic cost of conflict: a case study of the Basque Country. *American Economic Review*, núm. 1, vol. 93, pp.113-132. <https://doi.org/10.1257/000282803321455188>.
- Alonso, D., Sierra-Correa, P., Arias-Isaza, F. M. Fontalvo, H. (2003). Conceptos y Guía Metodológica para el Manejo Integrado de Zonas Costeras en Colombia, manual 1: preparación, caracterización y diagnóstico. Serie de Documentos Generales de INVEMAR, núm. 12, p. 94.
- Alpizar, F., Carlson, F., Martinson, P. (2001). Using choice experiments for non-market valuation. *Economic Issues*, núm. 1, vol. 8, pp. 83-110.
- Anthony, A., Atwood, J., August, P., Byron, C., Cobb, S., Foster, C., Fry, C., Gold, A., Hagos, A., Heffner, L., Kellogg, D.Q., Lellis-Dibble, K., Opaluch, J.J., Oviatt, C., Pfeiffer-Herbert, A., Rohr, N., Smith, L., Smythe, T., Swift, J., Vinhateiro, N. (2009). Coastal Lagoons and Climate Change: Ecological and Social Ramifications in U.S. Atlantic and Gulf Coast Ecosystems. *Ecology and Society*, núm. 1, vol. 14.
- ARCH [Architecture and roadmap to manage multiple pressures on lagoons]. (2015). A Guide for Coastal Lagoon Manager.
- Arkema, K.K., Fisher, D., Wyatt, K. (2017). Economic valuation of ecosystem services in Bahamian marine protected areas. The Natural Capital Project, Stanford University.
- Arkema, K.K., Guannel, G., Verutes, G., Wood, S.A., Guerry, A., Ruckelshaus, M., Kareiva, P., Lacayo, M., Silver, J.M. (2013). Coastal habitats shield people and property from sea-level rise and storms. *Nature Climate Change*, núm. 10, vol. 3, pp. 913-918.
- Arkema, K.K., Verutes, G., Bernhardt, J.R., Clarke, C., Rosado, S., Canto, M., Wood, S.A., Ruckelshaus, M., Rosenthal, A., McField, M., de Zegher, J. (2014). Assessing habitat risk from human activities to inform coastal and marine spatial planning: a demonstration in Belize. *Environmental Research Letters*, núm. 11, vol. 9. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/11/114016>.
- Arkema, K.K., Verutes, G., Wood, S.A., Clarke, C., Rosado, S., Canto, M., Rosenthal, A., Ruckelshaus, M., Guannel, G., Toft, J., Fariesa, J., Silver, J.M., Griffin, R., Guerry, A.D. (Sin fecha). Improving the margins: Modeling ecosystem services leads to better coastal plans. Manuscript in preparation.
- Arkema, K.K., Verutes, G.M., Wood, S.A., Clarke-Samuels, C., Rosado, S., Canto, M., Rosenthal, A., Ruckelshaus, M., Guannel, G., Toft, J., Faries, J., Silver, J.M., Griffin, R., Guerry, A.D. (2015). Embedding ecosystem services in coastal planning leads to

- better outcomes for people and nature. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, núm. 24, vol. 112, pp. 7390-7395.
- Bagstad, K.J., Villa, F., Johnson, G.W., Voigt, B. (2011). ARIES – Artificial Intelligence for Ecosystem Services: A guide to models and data, version 1.0. ARIES report series n.1. The ARIES Consortium, 128 pages.
- Bahr, L.M., Lanier, W.P. (1981). The ecology of intertidal oyster reefs of the South Atlantic coast: a community profile (No. 81/15). US Fish and Wildlife Service.
- Banerjee, O., Boyle, K., Rogers, C.T., Cumberbatch, J., Kanninen, B., Lemay, M., Schling, M. (2018). Estimating benefits of investing in resilience of coastal infrastructure in small island developing states: An application to Barbados. *Marine Policy*, vol. 90, pp. 78-87.
- Banerjee, O., Boyle, K., Rogers, C.T., Cumberbatch, J., Kanninen, B., Lemay, M., Schling, M. (2016). An ecosystem services-based retrospective stated preference approach to assessing development interventions: An application to Barbados' Coastal Infrastructure Program. IDB Working Paper Series 727, Inter-American Development Bank, Washington, DC.
- Barbier, E.B. (1994). Valuing environmental functions: tropical wetlands. *Land Economics*, núm. 2, vol. 70, pp. 155–173.
- (2003). Habitat-fishery linkages and mangrove loss in Thailand. *Contemporary Economic Policy*, núm. 1, vol. 21, pp. 59–77.
- (2007). Valuing Ecosystem Services as Productive Inputs. *Economic Policy* núm. 49, vol. 22, pp. 177–229.
- (2013). Valuing Ecosystem Services for Coastal Wetland Protection and Restoration: Progress and Challenges. *Resources*, núm. 3, vol. 2, pp. 213-230.
- (2015). Valuing estuarine and coastal ecosystems for storm protection. En *Handbook of Research methods and Applications in Environmental Studies*. Edward Elgar Publishing.
- Barbier, E.B., Enchelmeyer, B.S. (2014). Valuing the storm surge protection service of US Gulf Coast wetlands. *Journal of Environmental Economics and Policy*, núm. 2, vol. 3, pp. 167-185.
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C., Silliman, B.R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological monographs*, núm. 2, vol. 81, pp. 169-193.

- Barbier, E.B., Koch, E.W., Silliman, B.R., Hacker, S.D., Wolanski, E., Primavera, J., Granek, E.F., Polasky, S., Aswani, S., Cramer, L.A., Stoms, D.M., Kennedy, C.J., Bael, D., Kappel, C.V., Perillo, G.M.E., Reed, D.J. (2008). Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *Science*, núm. 5861, vol. 319, pp. 321-323.
- Barbier, E.B., Strand, I. (1998). Valuing mangrove-fishery linkages: a case study of Campeche, México. *Environmental and Resource Economics*, núm. 2, vol. 12, pp. 151-166.
- 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*, núm. 4, vol. 21, pp. 343-365.
- Barrera, C.A., Maldonado, J.H. (2013). Valoración Económica del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas en Colombia: Un estudio enfocado a Turistas Especializados. Documento CEDE 2013-56, Uniandes, Bogotá.
- Baumol, W., Oates, W. (1988). *The Theory of Environmental Policy*. Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139173513>.
- Baylis, K., Honey-Rose's, J., Börner, J., Corbera, E., Ezzine-de-Blas, D., Ferraro, P., Lapeyre, R., Persson, M., Pfaff, A., Wunder, S. (2016). Mainstreaming Impact Evaluation in Nature Conservation. *Conservation Letters*, January/February 2016, núm. 1, vol. 9, pp. 58–64.
- Beck, M. (edit.). (2014). *Coasts at Risk: An Assessment of Coastal Risks and the Role of Environmental Solutions*. A joint publication of United Nations University - Institute for Environment and Human Security (UNU-EHS), The Nature Conservancy (TNC) and the Coastal Resources Center (CRC) at the University of Rhode Island Graduate School of Oceanography. pp. 80.
- Beck, M.W., Brumbaugh, R.D., Airoidi, L., Carranza, A., Coen, L.D., Crawford, C., Defeo, O., Edgar, G.J., Hancock, B., Kay, M., Lenihan, H., Luckenbach, M.W., Toropova, C.L., Zhang, G. (2009). *Shellfish Reefs at Risk: A Global Analysis of Problems and Solutions*. The Nature Conservancy. Arlington, VA. pp. 52.
- BirdLife International. (2018). How TESSA is different from other tools. [https://www.birdlife.org/worldwide/science/Toolkit for Ecosystem Service Site -Based Assessment/How TESSA is different from other tools](https://www.birdlife.org/worldwide/science/Toolkit%20for%20Ecosystem%20Service%20Site-Based%20Assessment/How%20TESSA%20is%20different%20from%20other%20tools)
- Boardman, A., Greenberg, D., Vining, A., Weimer, D. (2006). *Cost–benefit analysis. Concepts and Practice*. Third.

- Bockstael, N. (1995). Travel Cost Models. En D.W. Bromley (edit.), Handbook of Environmental Economics. Cambridge, MA: Basil Blackwell Ltd.
- Borsje, B.W., van Wesenbeeck, B.K., Dekker, F., Paalvast, P., Bouma, T.J., van Katwijk, M.M., de Vries, M. B. (2011). How ecological engineering can serve in coastal protection. *Ecological Engineering*, núm. 2, vol. 37, pp. 113-122.
- Bottrill, M., Cheng, S., Garside, R., Wongbusarakum, S., Roe, D., Holland, M.B., Edmond, J., Turner, W. (2014). What are the impacts of nature conservation interventions on human well-being: a systematic map protocol? *Environmental Evidence*, núm. 1, vol. 3, pp. 16.
- Bottrill, M.C., Hockings, M., Possingham, H.P. (2011). In Pursuit of Knowledge: Addressing Barriers to Effective Conservation Evaluation. *Ecology and Society*, núm. 2, vol. 16. <https://doi.org/10.5751/es-04099-160214>.
- Bottrill, M.C. Pressey, R.L. (2012). The effectiveness and evaluation of conservation planning. *Conservation Letters*, núm. 6, vol. 5, pp. 407–420.
- Bresch, D.N. (2015). Climada. <https://climate-adapt.eea.europa.eu/metadata/tools/climada>.
- Bresch, D.N., Aznar-Siguan, G., Eberenz, S., Mueller, L., Rösli, T. (2018). Climada Manual.
- Bridges, T., Wagner, P., Burks-Copes, K., Bares, M., Collier, Z., Fischenich, C., Gailani, J., Leuck, L., Piercy, C., Risati, J., Russo, E., Shafer, D., Suedel, B., Vuxton, E., Wamsley, T. (2015). Use of Natural and Nature-Based Features (NNBF) for Coastal Resilience. Final report. ERDC-SR-15-1. pp. 480.
- Bucaram, S.J., Hearn, A., Trujillo, A.M., Rentería, W., Bustamante, R.H., Morán, G., Reck, G., García, J.L. (2018). Assessing fishing effects inside and outside an MPA: The impact of the Galapagos Marine Reserve on the Industrial pelagic tuna fisheries during the first decade of operation. *Marine Policy*, vol. 87, pp. 212-225. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.10.002>.
- Burke, L., Greenhalgh, S., Prager, D., Cooper, E. (2008). Coastal capital: economic valuation of coral reefs in Tobago and St. Lucia. Coastal capital: economic valuation of coral reefs in Tobago and St. Lucia. Working Paper. Washington, DC: World Resources Institute.
- Burke, L., Maidens, J. (2004). Reefs at Risk in the Caribbean. World Resources Institute. ISBN 1-56973-567-0. pp. 84. http://pdf.wri.org/reefs_caribbean_full.pdf.
- Burkett, V., D. Wilcox, R. Stottlmyer, W. Barrow, D. Fagre, J. Baron, J. Price, J. Nielsen, C. Allen, D. Peterson, G. Ruggerone, T. Doyle. (2005). Nonlinear dynamics in

- ecosystem response to climatic change: Case studies and policy implications. *Ecological Complexity*, núm. 4, vol. 2, pp. 357- 394.
- Cambers, G. (1998). Coping with Beach Erosion. With Case Studies from the Caribbean. Environment and Development. UNESCO Publishing. pp. 119.
- (2009). Caribbean beach changes and climate change adaptation. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, núm. 2, vol. 12, pp. 168-176.
- Cambers, G., Diamond, P. (2010). *Sandwatch: Adapting to climate change and educating for sustainable development*. UNESCO.
- Campos, J., T. Serebrisky, A. Suárez-Alemán. (2016). Tasa de descuento social y evaluación de proyectos: algunas reflexiones prácticas para América Latina y el Caribe. IDB-MG-413. pp. 61.
- Canadell, P., (2000). Non-linear responses and surprises: a new Earth science initiative. Global Change Newsletter, The International Geosphere–Biosphere Programme (IGBP: A Study of Global Change of the International Council for Scientific Unions [ICSU]), núm. 43, pp. 1–2.
- CARSEA [Caribbean Sea Ecosystem Assessment]. (2007). Caribbean Sea Ecosystem Assessment (CARSEA). A sub-global component of the Millennium Ecosystem Assessment (MA). En J. Agard, A. Cropper, K. Garcia, (edits.). Caribbean Marine Studies, Special Edition.
- Carson, R. (2000). Contingent Valuation: A User's Guide. *Environ. Sci. Technol.* 34(8): 1413–1418. <https://doi.org/10.1021/es990728j>.
- CBD [Secretariat of the Convention on Biological Diversity]. (2015). Integrated Coastal Management for the Achievement of the Aichi Biodiversity Targets: Practical Guidance for Implementation Based on Experience and Lessons Learned from Coastal and Ocean Governance in the Seas of East Asia. Technical Series no. 76, Montreal, Canada, pp. 108.
- CCRIF [Caribbean Catastrophe Risk Insurance Facility]. (2010). Enhancing the Climate Risk and Adaptation Fact Base for the Caribbean, preliminary results of the ECA study. CCRIF's Economics of Climate Adaptation (ECA) Initiative Report. Caribbean Catastrophe Risk Insurance Facility.
- Cesar, H. S. J., Ohman, M., Espeut, P., Honkanen, M.L. (2000). Economic valuation of an integrated terrestrial and marine protected area: Jamaica's Portland Bight. En H. S. J. Dr Cesar (edit.), Collected essays on the economics of coral reefs (pp. 203-214).

- Kalmar/Sweden: CORDIO Kalmar University.
https://www.researchgate.net/publication/236628219_Economic_valuation_of_a_n_integrated_terrestrial_and_marine_protected_area_Jamaica's_Portland_Bight.
- Cesar, H., Burke, L., Pet-Soede, L., (2003). The Economics of Worldwide Coral Reef Degradation. Cesar Environmental Economics Consulting (CEEC). pp. 24.
- CGIES [Coastal Green Infrastructure and Ecosystem Services] Task Force. (2015). Ecosystem-Service Assessment: Research need for coastal green infrastructure. CGIES Task Force-Committee on Environment, Natural Resources, and Sustainability of the National Science and Technology Council.
- Chmura, G. L., Anisfeld, S. C., Cahoon, D. R., Lynch, J. C. (2003). Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global biogeochemical cycles*, núm. 4, vol. 17.
- Chong, J. (2005). Protective values of mangrove and coral ecosystems: a review of methods and evidence. *IUCN, Gland, Switzerland*.
- Christianen, M.J.A., van Belzen, J., Herman, P.M.J., van Katwijk, M.M., Lamers, L.P.M., van Leent, P.J.M., Bouma, T.J. (2013). Low-Canopy Seagrass Beds Still Provide Important Coastal Protection Services. *PLoS ONE*, núm. 5, vol. 8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062413>.
- Chua, T.E. (1993). Essential elements of integrated coastal zone management. *Ocean and Coastal Management*, núm. 1, vol. 21, pp. 81-109.
- CIMNE [International Centre for Numerical Methods in Engineering], INTEC S.A.S [Ingeniería Técnica y Científica], INGENAR LTDA [Ingenieros -Arquitectos, Consultores], EAI [Engineering Advice International]. (2013). Improving the Delivery of Comprehensive Disaster Management (TT-T1017). Country Disaster Risk Evaluation of Trinidad and Tobago (ATN/OC-12349-TT). Inter-American Development Bank. pp. 223.
- Clark, J.R. (1996). Coastal Zone Management Handbook. Lewis Publishers, London, pp. 694.
- Clarke, C., Canto, M., Rosado, S. (2013). Belize integrated coastal zone management plan. Belize City, Belize: Coastal Zone Management Authority and Institute.
- Coen, L.D., Brumbaugh, R.D., Bushek, D., Grizzle, R., Luckenbach, M.W., Posey, M.H., Powers, S.P., Tolley, S.G. (2007). Ecosystem services related to oyster restoration. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 341, pp. 303-307.

- Cooper, E., Burke, L., Bood, N. (2009). Coastal Capital: The Economic Contribution of Belize's Coral Reefs and Mangroves. World Resources Institute, Washington, D.C. http://pdf.wri.org/working_papers/coastal_capital_belize_wp.pdf.
- Corral, L.R., Schling, M. (2017). The impact of shoreline stabilization on economic growth in small island developing states. *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 86, pp. 210-228.
- Costanza, R., Pérez-Maqueo, O., Martínez, M.L., Sutton, P., Anderson, S.J., Mulder, K. (2008). The value of coastal wetlands for hurricane protection. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, núm. 4. vol. 37, pp. 241-248.
- Creed, J.C., Phillips, R.C., Van Tussenbroek, B.I. (2003). The Seagrasses of the Caribbean. En E. P. Green, F. T. Short, (edits.). World atlas of seagrasses (pp. 234-242). Berkeley: University of California Press.
- Cuervo-Sánchez, R., Maldonado, J.H., Rueda, M. (2018). Spillover from marine protected areas on the pacific coast in Colombia: A bioeconomic modelling approach for shrimp fisheries. *Marine Policy*, vol. 88, pp. 182-188.
- Curzon, H.F., Kontoleon, A. (2016). From ignorance to evidence? The use of programme evaluation in conservation: Evidence from a Delphi survey of conservation experts. *Journal of environmental management*, vol. 180, pp. 466-475.
- De Groot, R., Brander, L., Van Der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., ten Brink, P., Van Beukering, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem services*, núm. 1, vol. 1, pp. 50-61.
- De Groot, R. S., Wilson, M.A., Boumans, R.M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, núm. 3, vol. 41, pp. 393-408.
- Den Hartog, C., Kuo, J. (2006). Taxonomy and Biogeography of Seagrasses. En A. Larkum, R. J. Orth, C. M. Duarte. (edits.). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation* (pp. 1-23). Springer, Dordrecht.
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R.T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K.M.A., Baste, I.A., Brauman, K.A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P.W., van Oudenhoven, A.P.E., van der Plaats, F., Schröter, M., Lavorel, S., Aumeeruddy-Thomas, Y., Bukvareva, E., Davies, K., Demissew, S., Erpul, G., Failler, P., Guerra, C.A., Hewitt, C.L., Keune, H.,

- Lindley, S., Shirayama, Y. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, núm. 6373, vol. 359, pp. 270-272.
- Dixon, J.A., Scura, L., van't Hof, T. (1993). Meeting ecological and economic goals: marine parks in the Caribbean. *Ambio*, núm. 2-3, vol. 22, pp. 117–125.
- Doney, S., Ruckelshaus, M., Duffy, J., Barry, J., Chan, F., English, C., Galindo, H., Grebmeier, J., Hollowed, A., Knowlton, N., Polovina, J., Rabalais, N., Sydeman, W., Talley, L. (2012). Climate Change Impacts on Marine Ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, vol. 4, pp. 11–37.
- Drupp, M., Freeman, M., Groom, B., Nesje, F. (2015). Discounting disentangled: an expert survey on the determinants of the long-term social discount rate. Centre for Climate Change Economics and Policy Working Paper, pp. 195.
- Duarte, C.M. (1991). Seagrass depth limits. *Aquatic Botany*, núm. 4, vol. 40, pp. 363–377.
- Emerton, L. (1999). Economic Tools for the Management of Marine Protected Areas in Eastern Africa. IUCN — The World Conservation Union, Eastern Africa Regional Office. pp. 31.
- EPA [U.S. Environmental Protection Agency]. (2013). Case studies analyzing the economic benefits of low impact development and green infrastructure programs.
- Everard, M., Jones, L., Watts, B. (2010). Have we neglected the societal importance of sand dunes? An ecosystem services perspective. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, núm. 4, vol. 20, pp. 476- 487.
- Feeny, D., F. Berkes, B. J. McCay, J. M. Acheson. (1990). The Tragedy of the Commons: Twenty-Two Years Later. *Human Ecology*, núm. 1, vol. 18, pp. 1–19.
- FEMA [Federal Emergency Management Agency]. (2007). Coastal Hazard Analysis Modeling Program Version 2.0. U.S Department of Homeland Security.
- (2013). Coastal Hazard Analysis Modeling Program (CHAMP) Database Interpretation. U.S Department of Homeland Security.
- Ferrario, F., Beck, M. W., Storlazzi, C. D., Micheli, F., Shepard, C.C., Airoidi, L. (2014). The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction and adaptation. *Nature communications*, núm. 3794, vol. 5, pp. 1-9.
- Ferraro, P.J. (2009). Counterfactual thinking and impact evaluation in environmental policy. En M. Birnbaum, P. Mickwitz (edits.). *Environmental program and policy evaluation: Addressing methodological challenges* (pp. 75–84). *New Directions for Evaluation*, núm. 122.

- Ferraro, P., Hanauer, M.M. (2014). Advances in Measuring the Environmental and Social Impacts of Environmental Programs. *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 39, pp. 495–517.
- Ferraro, P.J., Pattanayak, S.K. (2006). Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. *PLoS Biol*, núm. 4, vol. 4.
- Ferraro, P.J., Sanchirino, J.N., Smith, M. (2018). Causal inferences in coupled human and natural systems. PNAS Colloquium Paper.
- Freeman III, A.M. (1991). Valuing environmental resources under alternative management regimes. *Ecological Economics*, núm. 3, vol. 3, pp. 247–56.
- (2003). The measurement of environmental and resource values: theory and methods. Second edition. Resources for the Future, Washington, D.C., USA.
- Gardner, T.A., Côté, I. M., Gill, J.A., Grant, A., Watkinson, A. R. (2003). Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science*, núm. 5635, vol. 301, pp. 958-960.
- Gertler, P.J., Martinez, S., Premand, P., Rawlings, L.B., Vermeersch, C.M.J. (2011). Impact Evaluation in Practice. Washington, DC: World Bank.
- Glover, D. (2010). Valorizar el medio ambiente; economía para un futuro sostenible. Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo, Ottawa. <https://idl-bnc-idrc.dspacedirect.org/handle/10625/44114>.
- Gopalakrishnan, S., C. Landry, M. Smith, J. Whitehead. (2016). Economics of Coastal Erosion and Adaptation to Sea Level Rise. *Annual Review of Resource Economics*, vol. 8, pp. 119–39.
- Gopalakrishnan, S., D. McNamara, M. Smith, B. Murray. (2017). Decentralized Management Hinders Coastal Climate Adaptation: The Spatial-dynamics of Beach Nourishment. *Environmental and Resource Economics*, núm. 4, vol. 67, pp. 761–787.
- Gopalakrishnan, S., M. Smith, J. Slott, B. Munrray. (2011). The value of disappearing beaches: A hedonic pricing model with endogenous beach width. *Journal of Environmental Economics and Management*, núm. 3, vol. 61, pp. 297–310.
- Grabowski, J.H., Brumbaugh, R.D., Conrad, R.F., Keeler, A.G., Opaluch, J.J., Peterson, C.H., Piehler, M.F., Powers, S.P., Smyth, A.R. (2012). Economic Valuation of Ecosystem Services Provided by Oyster Reefs. *BioScience*, núm. 10, vol. 62, pp. 900-909.
- Grabowski, J.H., Peterson, C.H. (2007). Restoring oyster reefs to recover ecosystem services. *Theoretical Ecology Series*, vol. 4, pp. 281-298.

- Green, E.P., Short, F.T. (2003). World atlas of seagrasses. Berkeley: University of California Press.
- Guannel, G., Guerry, A., Brenner, J., Faries, J., Thompson, M., Silver, J., Griffin, R., Proft, J., Carey, M., Toft, J., Verutes, G. (2014). Changes in the Delivery of Ecosystem Services in Galveston Bay, TX, under a Sea-Level Rise Scenario. Natural Capital Project, The Nature Conservancy.
- Guerry, A.D., Ruckelshaus, M.H., Arkema, K.K., Bernhardt, J.R., Guannel, G., Kim, C.K., Marsik, M., Papenfus, M., Toft, J.E., Verutes, G., Wood, S.A., Beck, M., Chan, F., Chan, K.M.A., Gelfenbaum, G., Gold, B.D., Halpern, B.S., Labiosa, W.B., Lester, S.E., Levin, P.S., McField, M., Pinsky, M.L., Plummer, M., Polasky, S., Ruggiero, P., Sutherland, D.A., Tallis, H., Day A., Spencer, J. (2012). Modeling benefits from nature: using ecosystem services to inform coastal and marine spatial planning. *International Journal of Biodiversity Science. Ecosystem Services and Management*, núm. 1-2, vol. 8, pp. 107-121.
- Haab, T.C., McConnell, K.E. (2003). Valuing Environmental and Natural Resources. Northampton: Edward Elgar.
- Haites, E., Pantin, D., Attzs, M., Bruce, J., MacKinnon, J. (2002). Assessment of the economic impact of climate change on CARICOM countries. World Bank. Washington, DC.
- Hanley, M.E., Hoggart, S.P., Simmonds, D.J., Bichot, A., Colangelo, M.A., Bozzeda, F., Heurtefeux, H., Ondiviela, B., Ostrowski, R., Recio, M., Trude, R., Zawadzka-Kahlau, E., Thompson, R.C. (2014). Shifting sands? Coastal protection by sand banks, beaches and dunes. *Coastal Engineering*, vol. 87, pp. 136-146.
- Hanley, N., Spash, C. L. (1993). Cost-benefit analysis and the environment. *Hampshire: Edward Elgar Publishing Ltd.*
- Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons. *Science*, núm. 3859, vol. 162, pp. 1243-1248. <https://doi.org/10.1126/science.162.3859.1243>.
- Hargreaves-Allen, V. (2008). The Economic Value of the Gladden Spit and Silk Cays Marine Reserve in Belize. Conservation Strategy Fund.
- (2010). The Economic Valuation of Natural Resources of Andros Island. Conservation Strategy Fund.
- Hunt, L., Sample, C., Sullivan, K. (2014). Evaluating Coastal Erosion Structures. <https://cpb-us-w2.wpmucdn.com/wp.wpi.edu/dist/e/127/files/2014/11/NRD-IQP-Final-Report.pdf>.

- Huybers, T. (2004). Destination choice modelling. To label or not to label? Tourism modelling and competitiveness: Implications for policy and strategic planning. Paphos, Cyprus.
- IDB [Inter-American Development Bank]. (1994). Informe sobre el octavo aumento general de los recursos del Banco Interamericano de Desarrollo. pp. 117.
- (2014). Disaster Risk Profile for Jamaica. Environment Rural Development and Disaster management Division- Technical Note No. IDB-TN-635.
- Imbens, G.W., Wooldridge, J.M. (2009). Recent Developments in the Econometrics of Program Evaluation. *Journal of Economic Literature*, núm. 1, vol. 47, pp. 5–86.
- IPCC [Intergovernmental Panel of Climate Change]. (2014). Intergovernmental Panel on Climate Change, Climate Change 2014 Impacts. Adaptation and Vulnerability: Regional Aspects. Cambridge University Press.
- Islam, M., Ikejima, K. (2010). Gear type, species composition and economic value of fisheries in the mangroves of Pak Phanang, Thailand. *Wetlands Ecology and Management*, núm.1, vol. 18, pp. 27-36.
- Jackson, J.B.C., Donovan, M.K., Cramer, K.L., Lam, V.V. (edits.), (2014). Status and Trends of Caribbean Coral Reefs, pp. 1970-2012. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Gland, Switzerland.
- Johns, G.M., Leeworthy, V., Bell, F.W., Bonn, M.A. (2001). Socioeconomic Study of Reefs in Southeast Florida. Final Report. Hazenand Sawyer Environmental Engineers and Scientists, Hollywood, Florida. <http://ourfloridareefs.org/wp-content/uploads/2013/06/management1-SocioeconomicStudy.pdf>.
- Kairo, J. G., Wanjiru, C., Ochiwo, J. (2009). Net pay: economic analysis of a replanted mangrove plantation in Kenya. *Journal of Sustainable Forestry*, núm. 3-5, vol. 28, pp. 395-414.
- Khandker, S.R., Koolwal, G.B. Samad, H.A. (2010). Handbook on Impact Evaluation: Quantitative Methods and Practices. World Bank Publications.
- Knecht, R.W., Archer, J. (1993). Integration in the US Coastal Zone Management Program. *Ocean and Coastal Management*, núm. 1-3, vol. 21, pp. 183-199.
- Kroeger, T., (2012). Dollars and Sense: Economic Benefits and Impacts from two Oyster Reef Restoration Projects in the Northern Gulf of Mexico. The Nature Conservancy, Arlington, VA, 110.

- La Peyre, M.K., Serra, K., Joyner, T.A., Humphries, A. (2015). Assessing shoreline exposure and oyster habitat suitability maximizes potential success for sustainable shoreline protection using restored oyster reefs. *PeerJ*, pp. 1-17.
- Landry, C. E., Allen, T. (2016). Hedonic property prices and coastal beach width. http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=2474276.
- Landry C.E., Hindsley, P. (2011). Valuing beach quality with hedonic property models. *Land Economics*, núm. 1, vol. 87, pp. 92–108.
- Landry, C.E., Keeler, A.G., Kriesel, W. (2003). An economic evaluation of beach erosion management alternatives. *Marine Resource Economics*, núm.2, vol. 18, pp. 105-127.
- Leeworthy, V.R., Wiley, P.C. (2000). Proposed Tortugas 2000 ecological reserve: socioeconomic impact analysis of alternatives: final.
- Lemay, M. (1998). Manejo de los recursos costeros y marinos en América Latina y el Caribe. Informe Técnico. No ENV-128. Washington DC.
- (2016). Capital natural: primera línea de defensa contra el cambio climático. Blogs IADB. <https://blogs.iadb.org/sostenibilidad/2016/03/14/capital-natural-primera-linea-de-defensa-contra-el-cambio-climatico/>.
- Leo, K., Newkirk, S., Heady, W., Cohen, B., Calil, J., King, P., McGregor, A., DePaolis, F., Vaughn, R., Giliam, J. (2016). Economic Impacts of Climate Adaptation Strategies for Southern Monterey Bay. The Nature Conservancy. pp. 232.
- Lynam, T., De Jong, W., Sheil, D., Kusumanto, T., Evans, K. (2007). A review of tools for incorporating community knowledge, preferences, and values into decision making in natural resources management. *Ecology and Society*, núm. 1, vol. 12, p. 5. <http://www.consecol.org/vol12/iss1/art5/>.
- Lynne, G.D., Conroy, P., Prochaska, F.J. (1981). Economic valuation of marsh areas for marine production processes. *Journal of Environmental Economics and Management*, núm. 2, vol. 8, pp. 175–186.
- Maldonado, J.H., Moreno-Sánchez, R.P. (2012). Servicios ecosistémicos y valoración de la biodiversidad. En: J.A. Sánchez, S. Madriñán. (edits.) Biodiversidad, conservación y desarrollo. Uniandes, Bogotá. Capítulo 12.
- Maldonado, J. H., Moreno-Sánchez, R., Henao-Henao, J. P., Bruner, A. (2019). Does exclusion matter in conservation agreements? A case of mangrove users in the Ecuadorian coast using participatory choice experiments. *World Development*, vol. 123, 104619.

- Margoluis, R., Stem, C., Salafsky, N., Brown, M. (2009). Design alternatives for evaluating the impact of conservation projects. En M. Birnbaum, P. Mickwitz. (edits.), *Environmental program and policy evaluation: Addressing methodological challenges* (pp. 85–96). *New Directions for Evaluation*, núm. 122.
- Martinez-López, J., Bagstad, K.J., Balbi, S., Magrath, A., Voigt, B., Athanasiadis, A., Pascual, M., Willco, S., Villa, F. (2019). Towards globally customizable ecosystem service models. *Science of The Total Environment*, vol. 650, Parte 2 , pp. 2325-2336.
- Mascia, M.B., Fox, H.E., Glew, L., Ahmadi, G.N., Agrawal, A., Barnes, M., Basurto, X., Craigie, I., Darling, E., Geldmann, J., Gill, D., Holst-Rice, S., Jensen, O.P., Lester, S.E., McConney, P., Mumby, P.J., Nenadovic, M., Parks, J.E., Pomeroy, R.S., White, A.T. (2017). A novel framework for analyzing conservation impacts: evaluation, theory, and marine protected areas. *Annals of the New York Academy of Sciences*, núm.1 , vol. 1399, pp. 93-115.
- McIvor, A.L., Möller, I., Spencer, T., Spalding, M. (2012a). Reduction of wind and swell waves by mangroves. *Natural Coastal protection Series: Report 1*. Cambridge Coastal Research Unit Working Paper 40. The Nature Conservancy and Wetlands International.
- McIvor, A.L., Spencer, T., Möller, I., Spalding, M. (2012b). Storm surge reduction by mangroves. *Natural Coastal Protection Series: Report 2*. Cambridge Coastal Research Unit Working Paper 41. The Nature Conservancy and Wetlands International.
- McKinnon, M.C., Mascia, M.B., Yang, W., Turner, W.R., Bonham, C. (2015). Impact evaluation to communicate and improve conservation non-governmental organization performance: the case of Conservation International. *Philosophical Transaction of the Royal Society Biological Sciences*, núm. 1681, vol. 370, <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2014.0282>.
- MEA [Millenium Ecosystem Assesment]. (2005). *Ecosystems and Human Well being: Synthesis*. Washington, D.C
- Mendoza-González, G., Martínez, M. L., Lithgow, D., Pérez-Maqueo, O., Simonin, P. (2012). Land use change and its effects on the value of ecosystem services along the coast of the Gulf of Mexico. *Ecological Economics*, vol. 82, pp. 23-32.
- Miteva, D.A., Murray, B.C., Pattanayak, S.K. (2015). Do protected areas reduce blue carbon emissions? A quasi-experimental evaluation of mangroves in Indonesia. *Ecological Economics*, vol. 119, pp. 127-135.

- Miteva, D.A., Pattanayak, S., Ferraro, P.J. (2012). Evaluation of biodiversity policy instruments: what works and what doesn't? *Oxford Review of Economic Policy*, núm. 1, vol. 28, pp. 69–92.
- Montañez-Gil, A.M., Maldonado, J.H. (2014). ¿Qué tanto los hogares colombianos conocen y valoran las áreas marinas protegidas? Valoración económica usando experimentos de elección. Documento CEDE 2014-11, Uniandes, Bogotá.
- Moreno-Casasola, P. (2006). Beaches and Dunes of the Gulf of Mexico: A View of the Current Situation. pp. 21.
- Moreno-Sánchez, R., Maldonado, J. H. (2011). Enfoques alternativos en la valoración de ecosistemas: explorando la participación de los usuarios locales. *Ambiente y desarrollo*, núm. 29, vol. 15, pp. 11-42.
- Nederhoff, M.C. (2015). Modeling the effects of hard structures on dune erosion and overwash - a case study of the impact of Hurricane Sandy on the New Jersey coast. Proceedings Coastal Sediments, San Diego, CA.
- Nordman, E. E., Isely, E., Isely, P., Denning, R. (2018). Benefit-cost analysis of stormwater green infrastructure practices for Grand Rapids. *Journal of Cleaner Production*, vol. 200, pp. 501–510. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.152>.
- NRC [National Research Council]. (2005). Valuing ecosystem services: toward better environmental decision-making. National Research Council of the National Academies. The National Academies Press, Washington, D.C., pp. 277.
- NSTC [National Science and Technology Council]. (2015). Ecosystem-Service Assessment: Research Needs for Coastal Green Infrastructure. Report by the Committee on Environment, Natural Resources, and Sustainability of the NSTC. Washington D.C.
- Ondiviela, B., Losada, I.J., Lara, J.J., Maza, M., Galvan, C., Bouma, T., van Belzen, J. (2014). The role of seagrasses in coastal protection in a changing climate. *Coastal Engineering*, vol. 87, pp. 158-168.
- Orth, R.J., Carruthers, T.J., Dennison, W.C., Duarte, C.M., Fourqurean, J.W., Heck, K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Olyarnik, S., Short, F.T., Waycott, M., Williams, S.I. (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience*, núm. 12, vol. 56, pp. 987-996.
- Ostrom, E. (1990). *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press, New York.

- Ostrom, E., Schlager, E. (1996). The formation of property rights. En S. Hanna, C. Folke, K-G. Maler. (edits.). *Rights to Nature: Ecological, Economic, Cultural and Political Principles of Institutions for the Environment*. Island Press, Washington. pp. 298.
- Palmquist, R.B. (1999). Hedonic Models. En: Jeroen C.J.M. van den Bergh (edits.), *Handbook of Environmental and Resource Economics*, chapter 53, Edward Elgar Publishing.
- (2005). Property Value Models. En: Karl-Gran Mler, Jeffrey R. Vincent (edits), *Handbook of Environmental Economics*, Chapter 16, Elsevier, Volume 2, pp. 763-819.
- Parsons, G.R., Chen, Z., Hidrue, M.K., Standing, N., Lilley, J. 2013. Valuing beach width for recreational use: combining revealed and stated preference data. *Marine Resource Economics*, núm. 3, vol. 28, pp. 221–41.
- Paulay, G. (1997). Diversity and distribution of reef organisms. En C. Birkeland (edits.). *Life and Death of Coral reefs* (pp. 198-129). Chapman & Hall. New York.
- Pearce, D. W. (edit.). (2006). *Environmental valuation in developed countries: case studies*. Edward Elgar Publishing.
- Pearce, D., Atkinson, G., Mourato, S. (2006). *Cost-benefit analysis and the environment: recent developments*. Organisation for Economic Co-operation and development.
- Pearce, D., Moran, D. (1994). The economic value of biodiversity. Eartshcan London. pp. 172.
- Pearce, D., Özdemiroglu, E. (2002). *Economic Valuation with Stated Preference Techniques; Summary Guide*. Department for Transport, Local Government and the Regions, Eland House, Bressenden Place, London.
- Pearl, J. (2009). *Causality*. Cambridge university press.
- Peh, K.S.H., Balmford, A.P., Bradbury, R.B., Brown, C., Butchart, S.H.M., Hughes, F.M.R., Stattersfield, A.J., Thomas, D.H.L., Walpole, M., Birch, J.C. (2013). *Toolkit for Ecosystem Service Site-based Assessment (TESSA)*. Cambridge, UK.
- Pendleton, L.H. (1995). Valuing coral reef protection. *Ocean and Coastal Management*, núm. 2, vol. 26, pp. 119–131.
- Piazza, B.P., Banks, P.D., La Peyre, M.K. (2005). The Potential for Created Oyster Shell Reefs as a Sustainable Shoreline Protection Strategy in Louisiana. *Ecological Restoration International*, núm. 3, vol. 13, pp. 499-506.
- Polasky, S., Segerson, K. (2009). Integrating ecology and economics in the study of ecosystem services: some lessons learned. *Annual Review of Resource Economics*, vol. 1, pp. 409–434.

- Pompe, J. (2008). The effect of a gated community on property and beach amenity valuation. *Land Economics*, núm. 3, vol. 84, pp. 423-433.
- Pontee, N. (2013). Defining coastal squeeze: A discussion. *Ocean and Coastal Management*, vol. 84, pp. 204-207.
- Post, J.C., Lundin, C.G. (edit.). (1996). Guidelines for Integrated Coastal Zone Management. Environmentally Sustainable Development Studies -ESD- and Monographs Series No. 9. The World Bank, Washington, D.C.
- Qiu, Y., Gopalakrishnan, S. (2018). Shoreline defense against climate change and capitalized impact of beach nourishment. https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=3117979.
- Ramsar Convention Secretariat. (2018). Ramsar Sites Information Service. <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/sitelist.pdf>.
- Regional Activity Centre for the SPAW Protocol and Réserve Naturelle Nationale de Saint-Martin. (2016). European overseas: Regional Ecosystem Profile Caribbean. pp. 261.
- Reimer, M.N., Haynie, A.C. (2018). Mechanisms matter for evaluating the economic impacts of marine reserves. *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 88, pp. 427-446.
- Rivera-Planter, M., Muñoz-Piña, C. 2005. Fees for reefs: economic instruments to protect Mexico's marine natural areas. *Current Issues in Tourism*, núm. 2-3, vol. 8, pp. 195–213.
- Robalino, J., Sandoval, C., Barton, D.N., Chacon, A., Pfaff, A. (2015). Evaluating interactions of forest conservation policies on avoided deforestation. *PloS one*, núm. 4, vol. 10, e0124910.
- Roe, D., Grieg-Gran, M., Mohammed, E.Y., (2013). Assessing the social impacts of conservation policies: rigour versus practicality. IIED Briefing Papers. International Institute for Environment and Development, London. <http://pubs.iied.org/pdfs/17172IIED.pdf>.
- Roelvink, D., van Dongeren, A., McCall, R., Hoonhout, B., van Rooijen, A., van Geer, P., de Vet, L., Nederhoff, K., Quataert, E. (2015). XBeach Technical Reference: Kingsday Release Model description and reference guide to functionalities. Deltares.
- Rönnbäck, P. (1999). The ecological basis for economic value of seafood production supported by mangrove ecosystems. *Ecological economics*, núm. 2, vol. 29, pp. 235-252.
- Ruckelshaus, M.H., Guannel, G., Arkema, K., Verutes, G., Griffin, R., Guerry, A., Silver, J., Faries, J., Brenner, J., Rosenthal, A. (2016). Evaluating the Benefits of Green

- Infrastructure for Coastal Areas: Location, Location, Location. *Coastal Management*, núm. 5, vol. 44, pp. 504-516.
- Saffache, P., Angelelli, P. (2010). Integrated Coastal Management in Small Islands: A Comparative Outline of some Islands of the Lesser Antilles. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, núm. 3, vol. 10, pp. 225-279.
- Saleh, F., Weinstein, M.P. (2016). The role of nature-based infrastructure (NBI) in coastal resiliency planning: A literature review. *Journal of Environmental Management*, vol. 183, pp. 1088-1098.
- Salem, M.E., Mercer, D.E. (2012). The economic value of mangroves: a meta-analysis. *Sustainability*, núm. 3, vol. 4, pp. 359-383.
- Sanchirico, J., Siikamaki, J., Lange G.M., Riddle, A. (2015). Approaches for Valuing Coastal Protection Services in a Natural Capital Accounting Framework. En M. W. Beck, G. M. Lange. (edits.). *Guidelines for Coastal and Marine Ecosystem Accounting: Incorporating the Protective Services of Coral Reefs and Mangroves in National Wealth Accounts*. Washington D.C.: World Bank.
- Sathirathai, S., Barbier, E.B. (2001). Valuing mangrove conservation, Southern Thailand. *Contemporary Economic Policy*, núm. 2, vol. 19, pp. 109-122.
- Scavia, D., Field, J. C., Boesch, D. F., Buddemeier, R. W., Burkett, V., Cayan, D. R., Fogarty, M., Harwell, M. A., Howarth, R. W., Manson, C., Reed, D. J., Royer, T. C., Sallenger, A. H., Titus, J. G. (2002). Climate change impacts on US coastal and marine ecosystems. *Estuaries*, núm. 2, vol. 25, pp. 149-164.
- Schuhmann, P.W. (2012). The Valuation of marine ecosystem goods and services in the Wider Caribbean Region. CERMES Technical Report No 63, pp. 57.
- Schuster, E., Doerr, P. (2015). A guide for incorporating ecosystem service valuation into coastal restoration projects. The Nature Conservancy, New Jersey Chapter. Delmont, NJ.
- Scyphers, S.B., Powers, S.P., Heck Jr, K.L., Byron, D. (2011). Oyster Reefs as Natural Breakwaters Mitigate Shoreline Loss and Facilitate Fisheries. *PLoS ONE*, núm. 8, vol. 6, pp. 1-12.
- Shabman, L.A., Batie, S.S. (1978). Economic value of natural Coastal wetlands: A critique. *Coastal Zone Management Journal*, núm. 3, vol. 4, pp. 231-247. <https://doi.org/10.1080/08920757809361777>.
- Sharp, R., Tallis, H.T., Ricketts, T., Guerry, A.D., Wood, S.A., Chaplin-Kramer, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Pennington, D., Mendoza,

- G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Arkema, K., Lonsdorf, E., Kennedy, C., Verutes, G., Kim, C.K., Guannel, G., Papenfus, M., Toft, J., Marsik, M., Bernhardt, J., Griffin, R., Glowinski, K., Chaumont, N., Perelman, A., Lacayo, M. Mandle, L., Hamel, P., Vogl, A.L., Rogers, L., Bierbower, W., Denu, D., Douglass, J. (2018). InVEST 3.5.0.post384+nb2e488829ee7 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.
- Sheil, D., Liswanti, N. (2006). Scoring the importance of tropical forest landscapes with local people: Patterns and insight. *Environmental Management*, vol. 38, pp. 126-136.
- Shepard, C.C., Crain, C.M., Beck, M.W. (2011). The Protective Role of Coastal Marshes: A Systematic Review and Meta-analysis. *PloS ONE*, núm. 11, vol. 6, pp. 1-11.
- Silva, R., Lithgow, D., Esreves, L.S., Martinez, M.L., Moreno-Casasola, P., Martell, R., Pereira, P., Mendoza, E., Campos-Cascaredo, A., Winckler-Grez, P., Osorio, A.F., Osorio-Cano, J.D., Rivillas, G.D. (2017). Coastal risk mitigation by green infrastructure in Latin America. Proceeding of the Institution of Civil Engineers. *Maritime Engineering*, núm. 2, vol. 170, pp. 39-54.
- Smith, M.D., Zhang, J., Coleman, F.C. (2006). Effectiveness of marine reserves for large-scale fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, núm. 1, vol. 63, pp. 153-164.
- Sorensen, J. (1993). The International Proliferation of Integrated Coastal Zone Management Efforts. *Ocean and Coastal Management*, núm. 1-3, vol. 21, pp. 45-80. Elsevier Science Publishers Ltd., England.
- Sorensen, J., McCreary, S.T. (1990). Institutional Arrangements for Managing Coastal Resources and Environments, Coastal Management Publication No. 1, NPS/US AID Series, national Park Service, Office of International Affairs, Washington, D.C. pp. 194.
- Spalding, M., Kainuma, M., Collins, L. (2010). World Atlas of mangroves. New York: Earthscan.
- Spalding, M., McIvor, A., Tonnejck, F., Tol, S., van Eijk, P. (2014b). Mangroves for coastal defense. Guidelines for coastal managers and policy makers. Wetlands International and The Nature Conservancy, pp. 42.
- Spalding, M., Ruffo, S., Lacambra, C., Meliane, I., Hale, L.Z., Shepard, C.C., Beck, M.W. (2014a). The role of ecosystems in coastal protection: Adapting to climate change and coastal hazards. *Ocean and Coastal Management*, vol. 90, pp. 50-57.

- Spalding, M., Spalding, M. D., Ravilious, C., Green, E. P. (2001). *World atlas of coral reefs*. Univ of California Press.
- Spalding, M., Taylor, M., Ravilious, C., Short, F.T., Green, E. (2003). The Distribution and Status of Seagrasses. In Green, E. P., Short, F. T. 2003. *World atlas of seagrasses* (pp. 5-26). Berkeley: University of California Press.
- Stricklin, A.G., Peterson, M.S., Lopez, J.D., May, C.A., Mohrman, C.F., Woodrey, M.S. (2010). Do Small, Patchy, Constructed Intertidal Oyster Reefs Reduce Salt Marsh Erosion As Well As Natural Reefs? *Gulf and Caribbean Research*, núm. 1, vol. 22, pp. 21-27.
- Sundberg, S. (2004). Replacement costs as economic values of environmental change: A review and an application to Swedish sea trout habitats. Beijer International Institute of Ecological Economics, The Royal Swedish Academy of Sciences, Stockholm, Sweden.
- Sutton-Grier, A.E., Wowk, K., Bamford, H. (2015). Future of our coasts: The potential for natural and hybrid infrastructure to enhance the resilience of our coastal communities, economies and ecosystems. *Environmental Science and Policy*, vol. 51, pp. 137-148.
- Swallow, S.K. (1994). Renewable and nonrenewable resource theory applied to coastal agriculture, forest, wetland and fishery linkages. *Marine Resource Economics*, núm. 4, vol. 9, pp. 291–310.
- TEEB [The Economics of Ecosystems and Biodiversity]. (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington.
- Temmerman, S., Meire, P., Bouma, T.J., Herman, P.M., Ysebaert, T., de Vriend, H.J. (2013). Ecosystem-based coastal defense in the face of global change. *Nature*, núm. 7478, vol. 504, pp. 79- 83. <https://doi.org/10.1038/nature12859>.
- The Horinko Group. (2015). *The Role of Green Infrastructure Nature, Economics, and Resilience*. Conservation Leadership Council.
- Thur, S.M. (2010). User fees as sustainable financing mechanisms for marine protected areas: an application to the Bonaire National Marine Park. *Marine Policy*, núm. 1, vol. 34, pp. 63–69.
- TNC [The Nature Conservancy]. (2016). Coastal Resilience Fact Sheet.

- Trejo, J. E. (2005). Valuing Marine Protected Areas (MPAs) in Belize: A Case Study Using Contingent Valuation Methodology (CVM) to determine tourists' willingness to pay (WTP). Ohio University. Athens, Ohio.
- UNEP [United Nations Environment Programme]. (2006). Marine and Coastal Ecosystem and Human Well-Being.
- (2008). Climate Change in the Caribbean and the Challenge of Adaptation. Regional Office for Latin America and the Caribbean, Panama City, Panama. ISBN: 978-92-807-2963-4.
- (2014). Wider Caribbean. <https://www.unenvironment.org/explore-topics/oceans-seas/what-we-do/working-regional-seas/regional-seas-programmes/Wider>.
- U.S. Army Corps of Engineers (USACE), (2015): Ecological Production Functions. Environmental Benefits Analysis (EBA) program. <http://cw-environment.usace.army.mil/eba/framework.cfm?Option=Functions>.
- Uyarra, M.C., Gill, J.A., Côté, I.M. (2010). Charging for nature: marine park fees and management from a user perspective. *Ambio*, núm. 7, vol. 39, pp. 515–523.
- van Beukering, P., Brander, L., van Zanten, B., Verburugge, E., Lems, K., (2011). The Economic Value of the Coral Reef Ecosystems of the United States Virgin Islands. Final Report. Institute for Environmental Studies, VU University Amsterdam.
- Van der Nat, A., Vellinga, P., Leemans, R., Slobbe, E. (2016). Ranking coastal flood protection designs from engineered to nature based. *Ecological Engineering*, vol. 87, pp. 80-90.
- Van Rooijen, A.A., van Thiel de Vries, J.S.M., McCall, R.T., van Dongeren, A.R., Roelvink, J.A., Reniers, H.M. (2015). Modeling of wave attenuation by vegetation with XBeach. E-proceedings of the 36th IAHR World Congress 28 June – 3 July 2015, The Hague, The Netherlands.
- Vaslet, A., Renoux, R. (2016). Regional ecosystem profile – Caribbean Region. BEST, European Commission. http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/best/regions/index_en.htm
- Verutes, G.M., Arkema, K.K., Clarke-Samuels, C., Wood, S.A., Rosenthal, A., Rosado, S., Canto, M., Bood, N., Ruckelshaus, M. (2017). Integrated planning that safeguards ecosystems and balances multiple objectives in coastal Belize. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, núm. 3, vol. 13, pp. 1-17.

- Waite, R., Burke, L., Gray, E., van Beukering, P., Brander, L., Mackenzie, E., Pendleton, L., Schuhmann, P., Tompkins, E.L. (2014). Coastal capital: ecosystem valuation for decision making in the Caribbean. World Resources Institute.
- Waite, R., Kushner, B., Jungwiwattanaporn, M., Gary, E., Burke, L. (2015). Use of coastal valuation in decision making in the Caribbean: enabling conditions and lessons learned. *Ecosystem Services*, vol. 11, pp. 45-55.
- White, H. (2006). Impact evaluation: the experience of the Independent Evaluation Group of the World Bank. University Library of Munich, Germany. https://mpa.ub.unimuenchen.de/1111/1/MPRA_paper_1111.pdf.
- Wielgus, J., Cooper, E., Torres, R., Burke, L. (2010). Coastal Capital: Dominican Republic. Case Studies on the Economic Value of Coastal Ecosystems in the Dominican Republic. World Resources Institute, Washington, D.C. pp. 50. http://pdf.wri.org/working_papers/coastal_capital_dominican_republic.pdf.
- Woodhouse, E., de Lange, E., Milner-Gullan, E.J. (2016). Evaluating the impacts of conservation interventions on human wellbeing. Guidance for practitioners. IIED. London, UK.
- World Bank. (2016). Managing Coasts with Natural Solutions: Guidelines for Measuring and Valuing the Coastal Protection Services of Mangroves and Coral Reefs. Wealth Accounting and Valuation of Ecosystem Services, WAVES Technical Report. World Bank: Washington D.C.
- WRI [World Resources Institute]. (2009). Value of Coral Reefs and Mangroves in the Caribbean: Economic Valuation Methodology V3.0. Washington, DC.
- (2011). Coastal Capital Literature Review: Economic Valuation of Coastal and Marine Resources in Jamaica. pp. 32.
- Wright, M.G., (1995). An economic analysis of coral reef protection in Negril, Jamaica. Working Paper 11, Centre for Environment and Development, University of the West Indies at Mona, Kingston, Jamaica.
- Zarate-Barrera, T.G., Maldonado, J.H. (2015). Valuing blue carbon: carbon sequestration benefits provided by the marine protected areas in Colombia. *PloS One*, núm. 5, vol. 10, e0126627.