

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-05-06

Artículos

**Importancia biofísica y económica del servicio
ecosistémico de regulación de inundaciones sobre el
sector agrícola: cuenca Ameca-Mascota, Jalisco, y
Cuenca Jamapa, Veracruz**

**Biophysical and economic importance of the ecosystem
service of flood regulation on the agricultural sector:
Ameca-Mascota Basin, Jalisco, and Jamapa Basin,
Veracruz**

Daniel Revollo-Fernández¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6350-0924>

Debora Lithgow², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5740-9980>

Juan José von Thanden³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6560-752X>

María del Pilar Salazar-Vargas⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5183-1275>

Aram Rodríguez de los Santos⁵, ORCID: <https://orcid.org/0009-0000-2102-2848>

¹Área de Crecimiento y Medio Ambiente, Departamento de Economía, Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco / Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología, Ciudad de México, México, darevollof@secihti.mx

²Red de Ambiente y Sustentabilidad, Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, México, debora.lithgow@inecol.mx

³Laboratorio de Planeación Ambiental, Departamento El Hombre y su Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Ciudad de México, México, jvonthaden@correo.xoc.uam.mx

⁴Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, Unidad de Posgrado, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, pilar.salazar@comunidad.unam.mx

⁵Dirección de Economía Ambiental y de Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Ciudad de México, México, aram.rodriguez@inecc.gob.mx

Autor para correspondencia: Daniel Revollo-Fernández, darevollof@secihti.mx

Resumen

El servicio ecosistémico (SE) de regulación de inundaciones es un beneficio que se obtiene de la capacidad de los ecosistemas para retener agua y disminuir la velocidad de las corrientes que se forman durante y después de un evento de precipitación. Este servicio se puede evaluar desde los puntos de vista biofísico y económico. En ambos casos, la

valoración busca dimensionar el impacto de las inundaciones en términos físicos y monetarios sobre el bienestar de la sociedad. En ese sentido, el presente trabajo evaluó este SE bajo dos escenarios de precipitación (máxima registrada en un día con y sin evento hidrometeorológico extremo) sobre el sector agrícola para dos cuencas en México. En Ameca-Mascota, se inundarían entre 231 y 557 km², lo cual afectaría entre 120 y 332 km² de cultivos. En Jamapa, se inundarían entre 926 y 1 370 km², que afectaría entre 481 y 548 km² de cultivos y pastizales. En términos económicos, las inundaciones originarían pérdidas anuales en la producción entre USD\$8.3 millones y USD\$67 millones, y entre USD\$11 millones y USD\$88 para dichas cuencas, respectivamente. Los resultados de este tipo de estudios tanto biofísicos como económicos son un insumo valioso para fortalecer el manejo de las cuencas mediante la implementación de acciones de conservación y usos sostenibles de los servicios ecosistémicos.

Palabras clave: valoración biofísica, valoración económica, regulación de inundaciones, sector agrícola, cuencas.

Abstract

The ecosystem service of flood regulation is a crucial benefit derived from the inherent capacity of ecosystems to retain water and mitigate the velocity of currents that occur during and after precipitation events. In this study, we assessed flood regulation service from biophysical and economic perspectives, focused on the impacts on the agricultural sector within two distinct watersheds in Mexico: Ameca-Mascota, which drains into the Pacific, and Jamapa, which drains into the Gulf of Mexico. In the

Ameca-Mascota watershed, an estimated area ranging from 231 to 557 km² would be flooded, affecting agricultural land between 120 and 332 km². Similarly, within the Jamapa watershed, an area of approximately 926 to 1 370 km² would face inundation, leading to the potential loss of crops across an area of 481 to 548 km². Then, the annual production losses for each watershed were calculated to understand the economic implications of these flood events. In the case of Ameca-Mascota, the projected losses ranged from US\$ 8.3 million to US\$ 67 million, while the Jamapa watershed was expected to suffer losses between US\$ 11 million and US\$ 88 million. These results underscore the significant vulnerability of these regions to flood-related disturbances, including the substantial economic burden that flood-induced damages pose to the agricultural sector. Also, the outcomes provide valuable insights that can inform and strengthen watershed management practices.

Keywords: Economic valuation, flood regulation, agricultural sector, watersheds.

Recibido: 20/03/2024

Aceptado: 05/09/2024

Publicado *ahead of print*: 23/09/2024

Versión final: 01/09/2025

Introducción

El acelerado deterioro de los ecosistemas naturales debido a acciones antrópicas, así como los efectos observados por el cambio climático, están originando una pérdida de la capacidad de los ecosistemas para brindar diversos servicios ecosistémicos (SE), definidos como las funciones que resultan de las distintas combinaciones de los procesos físicos, químicos y biológicos, que contribuyen al automantenimiento de los ecosistemas (De-Groot, Fisher, & Christie, 2010). A su vez, las distintas combinaciones de dichas funciones resultan en beneficios tangibles e intangibles que sostienen y satisfacen el bienestar de las sociedades humanas (Daily et al., 2009). Sin embargo, la intensificación de las actividades antrópicas y el cambio en el uso de suelo asociado han afectado a los ecosistemas naturales, y la cantidad y calidad de los SE (Manson, 2004; Da-Silva-Anjinho et al., 2022; Teng et al., 2022).

A pesar de la trascendencia/valor y amplia variedad de SE proporcionados por los bosques y selvas, la deforestación en México alcanzó una de las tasas más altas en América Latina entre los años 1976 y 2000. Para 2014, el 68.55 % de la vegetación natural se conservaba en estado primario; esta vegetación primaria es de suma importancia por su biodiversidad y por sus SE. En cambio, el 31.45 % restante de la vegetación natural presentaba algún grado de perturbación. Se debe subrayar que la provisión y regulación de los SE están disminuyendo indudablemente debido a la deforestación y degradación de los ecosistemas. Esto contribuye a que los desastres asociados con fenómenos hidrometeorológicos, por ejemplo, las inundaciones, sequías, deslaves y tormentas, se presenten de manera más recurrente, con

mayor o menor gravedad, dependiendo del sector económico que se analice (Teng et al., 2022).

Si bien las causas de los cambios en la provisión de SE pueden deberse a eventos naturales y/o antrópicos, se ha documentado que la conversión de ecosistemas naturales a sistemas de aprovechamiento intensificados, como los agropecuarios y las zonas urbanas, son la principal causa de degradación (Wang, Lin, Chen, Megharaj, & Naidu, 2014; Zhang, Zhao, Voss, & Zhu, 2016; Schirpke et al., 2017). Entre las consecuencias del cambio en el uso del suelo se encuentran la pérdida de la biomasa forestal y conectividad del paisaje, que conduce a la fragmentación de hábitats, la erosión de suelos, la disminución en la calidad y cantidad de agua, el aumento en la escorrentía superficial y afectaciones al turismo, así como la emisión de dióxido de carbono (CO₂) y, con ello, a la modificación de las condiciones climatológicas (Briner, Elkin, & Huber, 2013; Turner, Janetos, Verbug, & Murray, 2013; Fu, Li, Hou, Bi, & Zhang, 2017). En ese sentido, la valoración biofísica (VB) —ya sea de calidad y/o cantidad— de los SE es crucial para el diseño de políticas públicas. Sin embargo, esa cuantificación biofísica debe ir acompañada de otras herramientas, por ejemplo, económicas, para evidenciar la vital importancia de los ecosistemas y, por ende, de los SE. Una de estas herramientas es la valoración económica (VE) con base en una valoración biofísica.

El objetivo de la VE radica en determinar el valor económico de los SE que generan un beneficio para la sociedad, así como ser una herramienta de evaluación de las compensaciones. Es decir, el valor de los SE refleja los elementos que la sociedad está dispuesta a intercambiar para conservar los recursos naturales. Particularmente, la VE pretende

visibilizar que los SE son escasos, y que su depreciación o degradación tiene costos sociales y económicos asociados. A diferencia de los indicadores que se miden, por lo general, en unidades físicas, la valoración económica se mide en términos monetarios (Polasky, 2012). Para realizar una VE, es crucial entender: a) cómo diferentes acciones, por lo general antrópicas, impactan positiva o negativamente en las condiciones ecológicas o funciones ecosistémicas; b) cómo los cambios en condiciones ecológicas conllevan a la modificación en el uso directo o indirecto de un SE; y c) cómo estas variaciones afectan directa o indirectamente el bienestar de las personas. Es decir, cómo los cambios en la cantidad y calidad de SE repercuten de manera positiva o negativa el bienestar humano (De-Groot et al., 2010; Polasky, 2012; Olander et al., 2015).

Principalmente, al realizar un ejercicio de VE se desea ofrecer mayores herramientas económicas para la toma de decisiones que deben ejecutar los actores vinculados con el manejo de los ecosistemas que proveen dichos SE, incluyendo iniciativas relacionadas con acciones de mitigación y adaptación al cambio climático. Además de contar con valoraciones biofísicas de los SE, tener una medición económica provee información crítica que fortalece argumentos que permiten la toma de mejores decisiones, así como la intervención oportuna en los ecosistemas. Esta herramienta económica puede servir para la toma de decisiones en diferentes tipos de proyectos, lugares geográficos, contextos y problemáticas, que incluyen iniciativas ligadas con acciones de mitigación y adaptación al cambio climático, entre otras.

En ese sentido, el presente artículo tiene como objetivo identificar y medir la importancia, desde el punto de vista biofísico y económico, del

servicio ecosistémico de regulación de inundaciones para el sector agrícola de dos cuencas mexicanas prioritarias para la producción de alimentos. La primera es Ameca-Mascota y está situada en la vertiente del Pacífico mexicano. La segunda es Jamapa y se localiza en la vertiente del Golfo de México. Se espera que la información obtenida sirva de referencia para enriquecer la toma de decisiones, la formulación de acciones y políticas que favorezcan la recuperación verde, así como la implementación de acciones climáticamente inteligentes.

Fundamento conceptual

Impacto de las inundaciones en la sociedad

Las inundaciones pueden ser de aparición lenta o súbita. Las primeras, cuando ocurren en grandes áreas de poca pendiente, pueden presentarse en cuestión de días dando oportunidad de evacuar. Las segundas suceden en cuestión de minutos, como consecuencia de lluvias intensas que caen sobre una superficie pequeña con fuerte pendiente (Cenapred, 2018). Las inundaciones se convierten en un riesgo cuando se produce la interacción entre un elemento natural excepcional y las actividades humanas (Cenapred, 2004). Sin embargo, la vegetación natural puede desempeñar un papel clave en estas clasificaciones. Por ejemplo, en las inundaciones de aguas pluviales, la vegetación reduce la escorrentía, ralentiza los flujos superficiales y crea espacio para el agua (Cenapred, 2018).

Aunado a lo anterior, las inundaciones tienen efectos a nivel económico, social y ecológico. A nivel económico, las inundaciones provocan la pérdida de grandes cantidades de bienes materiales, a la que hay que sumar el costo de la reconstrucción de la infraestructura. De acuerdo con el Centro Nacional de Prevención de Desastres (Cenapred) (Cenapred, 2020), se estima que para el año 2020, los daños y las pérdidas materiales y económicas de los desastres asociados con eventos hidrometeorológicos en todo México ascendieron a unos USD\$1 680 millones. A nivel social, las inundaciones pueden originar enfermedades, dado el acumulamiento de agua y el exceso de humedad, y la interrupción de servicios básicos de salud pública, entre otros (Teng et al., 2022). A nivel ecológico, la fuerza del agua arrastra parte del sustrato y de la vegetación, así como las semillas poco profundas, lo que puede afectar la capacidad de rebrotar y, por tanto, de colonización de las especies (Pickup, McDougall, & Whelan, 2003). Otro de los efectos sobre el medio ambiente que pueden tener las inundaciones es la dispersión de contaminantes cuando se producen en zonas en las que hay tales sustancias (Da-Silva-Anjinho et al., 2022).

Sin embargo, no todos los efectos de las inundaciones en el entorno, especialmente el vegetal, son negativos. Según Folch (1993), los cambios en el régimen hídrico dan lugar a ambientes con una elevada diversidad biológica. En el caso de los bosques ribereños, las crecidas modelan su estructura, por ejemplo, en los ríos con cursos permanentes y caudalosos dominan los árboles caducifolios. La mayoría de los árboles y arbustos de estas comunidades tienen la capacidad de rebrotar, que es una adaptación a la posible destrucción de las partes aéreas por crecidas violentas.

Valoración biofísica y económica de la regulación de inundaciones

La valoración de los SE relacionados con funciones hídricas sirve de insumo para el establecimiento de mecanismos o incentivos para su conservación y recuperación. Asimismo, la valoración es útil para mostrar a la sociedad —y principalmente a los usuarios de los SE— la importancia de participar en acciones enfocadas en evitar cambios en la calidad o cantidad de SE que pueden afectar el bienestar de la sociedad. Por lo tanto, es primordial establecer una ruta de valoración que puede estar basada en los siguientes pasos: a) identificación, caracterización y priorización de los SE de un ecosistema; b) VB de los SE priorizados; c) VE de los SE valorados biofísicamente, y d) diseño del mecanismo o incentivo de conservación de dichos SE y, por ende, del ecosistema, para el diseño de políticas públicas.

En el mundo existen al menos 80 herramientas para valorar de manera biofísica los SE. Algunas de las más usadas para espacializar son InVEST, SWAT, ARIES, FIESTA, MIMES, EcoAIM, EcoMetrix y Gumbo (Ochoa-Cardona, 2015). Por otro lado, la VE se define como el intento de asignar valores cuantitativos, por lo general en términos monetarios, a los SE que generan un beneficio a la sociedad (De-Groot et al., 2010; Polasky, 2012; Olander et al., 2015). Con la VE se trata de analizar algún componente del valor económico total (VET), que pretende estimar el valor de los recursos en la medida en que afectan el bienestar humano. La VE se puede llevar a cabo para estimar los valores de uso directo e indirecto de los SE. Estos valores incluyen tanto beneficios planeados

como posibles usos a futuro. A su vez, pueden identificarse los valores de no uso, los cuales son activos que no son utilizados directamente por las personas, pero que se quieren preservar para futuras generaciones o por su valor de existencia (Olander et al., 2015). Cuando se realiza un ejercicio de VE no es posible estimar todos los valores debido a su dificultad (porque no se cuenta con información disponible para la estimación) o para evitar el problema de la doble contabilidad. Existen diferentes métodos para realizar una VE (INECC, 2020), los cuales se clasifican usualmente de tres maneras: los de preferencias reveladas (precios de mercado, costo de viaje, entre otros); los de preferencias declaradas (la valoración contingente y modelos de elección, entre otros), y los de transferencia de beneficios. Cada uno tiene ventajas y desventajas, y su uso depende del SE a analizar y del contexto. Para el caso del SE de regulación de inundaciones, al tratarse de un valor de uso indirecto, se puede recurrir principalmente a los métodos de precios de mercado, costo de oportunidad y costos evitados. Además, para realizar una VE es necesario partir del hecho de que se tiene información biofísica del SE analizado.

El incremento en la frecuencia e intensidad de las inundaciones, así como los efectos de las pérdidas provocadas en el bienestar de las comunidades y la economía de los países en desarrollo resaltan la trascendencia de utilizar la valoración del servicio de regulación de estos fenómenos en sectores críticos, como el agrícola. Esta información es necesaria para la toma de decisiones enfocada en la elección de estrategias que permitan reducir las pérdidas y focalizar las inversiones.

Método

Sitio de estudio

Se consideraron dos cuencas mexicanas para valorar el SE de regulación de inundaciones: Ameca-Mascota en Jalisco y Jamapa en Veracruz (Figura 1). Por un lado, la cuenca Ameca-Mascota tiene cinco municipios y se localiza en la vertiente del Pacífico tropical, dentro de la provincia fisiográfica de la Sierra Madre del Sur, y se extiende sobre 2 745 km², en donde se encuentran un total de 334 localidades. Del total de la extensión de la cuenca, casi un 90 % se ubica en los municipios de Mascota (37 %), Talpa de Allende (19.7 %), San Sebastián del Oeste (19 %) y Puerto Vallarta (13.8 %).

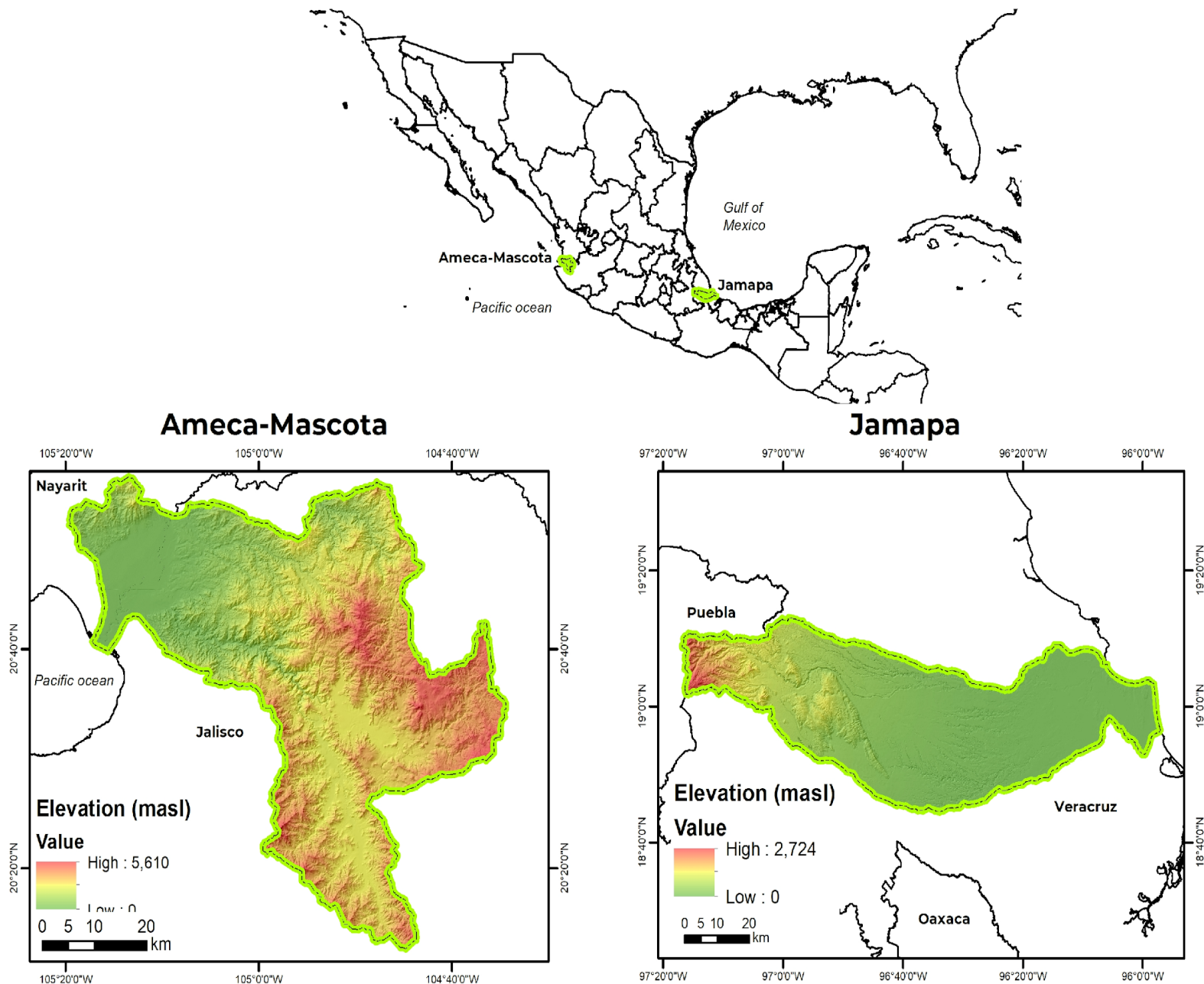


Figura 1. Cuencas Ameca-Mascota y Jamapa, México.

Por el otro lado, la cuenca Jamapa, con 31 municipios, se localiza en la vertiente del Golfo de México, dentro de las provincias fisiográficas de Chiconquiaco, lagos y volcanes del Anáhuac, y llanura costera veracruzana. En los 3 921 km² sobre los que se extiende esta cuenca se encuentra un total de 1 527 localidades. Más de la mitad de la extensión de la cuenca (52.8%) se ubica en los municipios de Cotaxtla (11.6 %), Paso del Macho (10.2 %), Medellín del Bravo (8.7 %), Carrillo Puerto (6.4 %), Soledad de Doblado (6 %), Huatusco (5 %) y Alvarado (4.9 %).

De acuerdo con la Comisión Nacional para el Uso y Conservación de la Biodiversidad (Conabio), y la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp) de México, en ambas cuencas existen zonas consideradas como prioritarias a nivel nacional para la conservación debido a la importancia socioeconómica de sus diferentes ecosistemas y sus SE. En el caso de la cuenca de Ameca-Mascota, para 2014, el principal uso del suelo es la agricultura, con 426.73 km² de superficie, mientras que la principal cobertura de vegetación es el bosque de pino-encino. Entre 2002 y 2014, el principal cambio que se dio fue el incremento de las zonas urbanas (de 8.6 km² en 2002 a 18.26 km² en 2014) y la recuperación del pastizal natural (de 27.42 km² en 2002 a 55.45 km² en 2014). En este sentido, la cobertura de vegetación con mayor pérdida de superficie fue la vegetación secundaria de selva mediana (de 238.64 km² en 2002 a 195.69 km²). En el caso de la cuenca de Jamapa para 2014, el principal uso del suelo fue la agricultura, con 2 286.9 km² de superficie, mientras que la principal cobertura de vegetación era el bosque de pino-encino, con 154.76 km². Siguiendo la tendencia de las otras dos cuencas, entre 2002 y 2014, el principal cambio fue el crecimiento de la zona urbana (de 38.07 km² en 2002 a 69.5 km² en 2014). Sin embargo, en

este caso resaltó la recuperación del matorral (de 0.17 km² a 2.01 km² en 2014). Por su parte, la cobertura de vegetación con mayor pérdida de superficie fue el bosque mesófilo de montaña (de 47.16 km² en 2002 a 16.22 km² en 2014). Es relevante señalar lo que tienen en común las dos cuencas: la agricultura es el tipo de uso de suelo predominante, lo cual resalta la importancia de esta actividad en términos económicos, sociales y biofísicos. Asimismo, en las dos cuencas el principal cambio de uso de suelo es el crecimiento de las zonas urbanas. En el caso de la cobertura vegetal, Ameca-Mascota y Jamapa comparten que su principal tipo de vegetación es el pino-encino.

VB del SE de regulación de inundación

La VB se realizó a través del modelo InVEST Urban Flood Risk Mitigation model, que calcula la reducción de la esorrentía. Es decir, el modelo evalúa la cantidad de agua que se puede acumular en una zona con base en las características del suelo. Se recurrió al programa InVEST, ya que es el más usado y recomendado en la literatura para estos casos, y dentro del Programa se recurrió a dicho modelo, pues es el que permite modelar este tipo de servicio ecosistémico (Ruiz-Agudelo, Hurtado-Bustos, & Parrado-Moreno, 2020).

Esta estimación se llevó cabo a partir de cinco insumos principales:

1. Delimitación de cuenca hidrográfica.
2. Profundidad de lluvia (en mm), valor proporcionado por el usuario del modelo InVEST, que simula la cantidad de lluvia hipotética para un evento de tormenta. En este caso se eligieron dos valores en el análisis en el caso de las cuencas Ameca-Mascota y Jamapa. El

- primer escenario se basó en la máxima lluvia registrada por estaciones meteorológicas de la Comisión Nacional del Agua (Conagua) en 24 horas, cuyos valores fueron de 280 y 230 mm, respectivamente. Para el segundo escenario se consideraron valores de 560 y 355 mm, respectivamente, esto debido a lluvias registradas en 1968, cuando el huracán Naomi impactó en el Pacífico mexicano y el huracán Karl en 2010 en el Golfo de México.
3. Mapa de uso de suelo y vegetación oficial (Serie VII, INEGI).
 4. El Grupo Hidrológico de Suelos HYSOGs250m, con una resolución proyectada de 250 m.
 5. Valores de número de curva (CN) para cada tipo de cobertura vegetal y los usos del suelo.

VE del SE de regulación de inundación

Una vez obtenida la superficie inundable bajo los dos escenarios de precipitación considerados en cada cuenca, se desarrollaron diferentes escenarios de producción afectada. Esto se llevó a cabo debido a que con el modelo biofísico se obtuvo un valor máximo de superficie inundada, pero no existe certeza de que toda la producción de esas hectáreas se pierda si ocurriera una inundación. En ese sentido, para la valoración económica se recurrió al método de daños evitados; es decir, lo que se podría dejar de producir en caso que se presente inundaciones. Para lo cual se usaron los siguientes insumos:

1. Superficie afectada por inundaciones bajo cada uno de los escenarios de precipitación y proporción de la superficie ocupada por agricultura.
2. Producción agrícola por cuenca. Calculada a partir de la información más actualizada para México sobre producción agrícola total de los municipios dentro de cada cuenca. Se consideraron las siguientes variables: superficie sembrada y cosechada, volumen de producción y precio por tonelada local.
3. Producción agrícola por superficie considerada como la producción promedio de cada producto agrícola por hectárea.
4. Valor de la producción. Se estimó con la producción promedio por hectárea y el valor económico de una tonelada de cada producto. Esta información sirvió para calcular el valor total de la producción que se podría perder a consecuencia de las inundaciones.

Resultados

VB del SE de regulación de inundación

En el caso de la cuenca Ameca-Mascota se obtuvo que 23 136 hectáreas (ha) tienen el potencial de ser inundadas en el escenario de 280 mm. En este caso, poco más de la mitad del área afectada está considerada como agricultura (Tabla 1) y más del 40 % correspondería a zonas urbanas. Esta superficie incrementaría a 55 668 hectáreas bajo el escenario de 560 mm, la cual sería casi un 60 % agricultura y 20 % zona urbana (Tabla 1).

Tabla 1. Superficie de uso de suelo y vegetación que puede ser afectada por inundaciones en el caso de las cuencas Ameca-Mascota y Jamapa (ha = hectárea).

Tipo de uso de suelo y vegetación	Ameca-Mascota				Jamapa			
	Escenario 280 mm		Escenario 560 mm		Escenario 230 mm		Escenario 355 mm	
	Superficie (ha)	Superficie (%)	Superficie (ha)	Superficie (%)	Superficie (ha)	Superficie (%)	Superficie (ha)	Superficie (%)
Agricultura	12 059	52.12	33 193	59.63	4 785 604	52.04	4 812 020	35.34
Agua	1	0	2	0	18 546	0.20	19 050	0.14
Bosque de encino-pino	3	0.01	1 204	2.16	416	0	131 630	0.97
Bosque de pino-encino	3	0.01	2 079	3.73	821	0.01	820	0.01
Bosque mesófilo de montaña	1	0	115	0.21	149	0	210 960	1.55
Bosque secundario de encino-pino	4	0.02	1 675	3.01	-	0	-	0
Bosque secundario de mesófilo de montaña	1	0	1	0	1 348	0.01	788 180	5.79
Bosque secundario de pino-encino	1	0	586	1.05	169	0	170	0
Bosque secundario de selva alta	-	0	-	0	934	0.01	205 460	1.51
Bosque secundario de selva baja	1	0	860	1.54	4 331	0.05	834 200	6.13
Bosque secundario de selva mediana	2	0.01	1 511	2.71	-	0	-	0
Manglar	7	0.03	15	0.03	860	0.01	50 040	0.37
Matorral	-	0	-	0	361	0	14 530	0.11

Tipo de uso de suelo y vegetación	Ameca-Mascota				Jamapa			
	Escenario 280 mm		Escenario 560 mm		Escenario 230 mm		Escenario 355 mm	
	Superficie (ha)	Superficie (%)	Superficie (ha)	Superficie (%)	Superficie (ha)	Superficie (%)	Superficie (ha)	Superficie (%)
Pastizal inducido	8	0.03	1 014	1.82	3 399 927	36.97	5 450 970	40.03
Pastizal natural	12	0.05	566	1.02	98 088	1.07	124 490	0.91
Selva baja	1	0	136	0.24	-	0	-	0
Selva mediana	2	0.01	1 463	2.63	-	0	-	0
Sin vegetación aparente	-	0	-	0	6 583	0.07	6 790	0.05
Vegetación en zonas arenosas	-	0	-	0	323	0	59 680	0.44
Vegetación secundaria en zonas arenosas	-	0	-	0	427	0	20 280	0.15
Vegetación secundaria de bosque de galería	-	0	-	0	198	0	4 050	0.03
Vegetación secundaria de manglar	-	0	-	0	80	0	5 180	0
Zona urbana	11 031	47.68	11 248	20.21	877 098	9.54	878 550	6.45
Total	23 136	100	55 668	100	9 196 263	100	13 617 050	100

En la cuenca Jamapa se estimó que 9 196 263 hectáreas tienen el potencial de ser afectadas por inundaciones de 230 mm. De esta superficie, poco más de la mitad está considerada como agricultura y la tercera parte como pastizal inducido (Tabla 1). El área afectada incrementaría hasta llegar a 13 617 050 hectáreas bajo el escenario de 355 mm, que incluiría poco más de la tercera parte del uso de suelo agrícola y 40 % de pastizal inducido (Tabla 1).

VE del SE de regulación de inundación

En el caso de la cuenca Ameca-Mascota, para el escenario de 280 mm, suponiendo que solo un 10 % del total del área de cultivo se inundara, las pérdidas en producción agrícola ascenderían a más de USD\$3 millones; si la afectación fuera de un 80 % de las hectáreas, las pérdidas alcanzarían USD\$24 millones (Tabla 2). Estas pérdidas incrementan en el escenario de 560 mm, donde si un 10 % del total de las hectáreas de agricultura es inundado, las pérdidas ascenderían a más de USD\$8 millones y si el 80 % de las hectáreas fueran afectadas, las pérdidas serían cercanas a los USD\$67 millones (Tabla 2).

Tabla 2. Valor económico del SE de regulación de inundaciones para la cuenca Ameca-Mascota y Jamapa (USD/año).

Porcentaje de afectación	AMECA-MASCOTA				JAMAPA			
	Hectáreas afectadas	Pérdidas estimadas con respecto al valor de la producción	Hectáreas afectadas	Pérdidas estimadas con respecto al valor de la producción	Hectáreas afectadas	Pérdidas estimadas con respecto al valor de la producción	Hectáreas afectadas	Pérdidas estimadas con respecto al valor de la producción
	280 mm	USD	560 mm	USD	230 mm	USD	355 mm	USD
5 %	603	\$1 513 360	1 660	\$4 165 599	239 280	\$5 486 031	240 601	\$5 509 338
10 %	1 206	\$3 026 720	3 319	\$8 331 198	478 560	\$10 972 063	481 202	\$11 018 676
15 %	1 809	\$4 540 080	4 979	\$12 496 797	717 841	\$16 458 094	721 803	\$16 528 014

Porcentaje de afectación	AMECA-MASCOTA				JAMAPA			
	Hectáreas afectadas	Pérdidas estimadas con respecto al valor de la producción	Hectáreas afectadas	Pérdidas estimadas con respecto al valor de la producción	Hectáreas afectadas	Pérdidas estimadas con respecto al valor de la producción	Hectáreas afectadas	Pérdidas estimadas con respecto al valor de la producción
	280 mm	USD	560 mm	USD	230 mm	USD	355 mm	USD
20 %	2 412	\$6 053 440	6 639	\$16 662 396	957 121	\$21 944 125	962 404	\$22 037 352
25 %	3 015	\$7 566 800	8 298	\$20 827 996	1 196 401	\$27 430 156	1 203 005	\$27 546 690
30 %	3 618	\$9 080 160	9 958	\$24 993 595	1 435 681	\$32 916 188	1 443 606	\$33 056 029
35 %	4 221	\$10 593 520	11 618	\$29 159 194	1 674 961	\$38 402 219	1 684 207	\$38 565 367
40 %	4 824	\$12 106 881	13 277	\$33 324 793	1 914 242	\$43 888 250	1 924 808	\$44 074 705
45 %	5 427	\$13 620 241	14 937	\$37 490 392	2 153 522	\$49 374 282	2 165 409	\$49 584 043
50 %	6 030	\$15 133 601	16 597	\$41 655 992	2 392 802	\$54 860 313	2 406 010	\$55 093 381
55 %	6 632	\$16 646 961	18 256	\$45 821 591	2 632 082	\$60 346 344	2 646 611	\$60 602 719
60 %	7 235	\$18 160 321	19 916	\$49 987 190	2 871 362	\$65 832 375	2 887 212	\$66 112 057
65 %	7 838	\$19 673 681	21 575	\$54 152 789	3 110 643	\$71 318 407	3 127 813	\$71 621 395
70 %	8 441	\$21 187 041	23 235	\$58 318 388	3 349 923	\$76 804 438	3 368 414	\$77 130 733
75 %	9 044	\$22 700 401	24 895	\$62 483 988	3 589 203	\$82 290 469	3 609 015	\$82 640 071
80 %	9 647	\$24 213 761	26 554	\$66 649 587	3 828 483	\$87 776 500	3 849 616	\$88 149 409
85 %	10 250	\$25 727 121	28 214	\$70 815 186	4 067 763	\$93v262 532	4 090 217	\$93 658 748
90 %	10 853	\$27 240 481	29 874	\$74 980 785	4 307 044	\$98 748 563	4 330 818	\$99 168 086
95 %	11 456	\$28 753 841	31 533	\$79 146 384	4 546 324	\$104 234 594	4 571 419	\$104 677 424
100 %	12 059	\$30 267 201	33 193	\$83 311 984	4 785 604	\$109 720 626	4 812 020	\$110 186 762

En la cuenca Jamapa, para el escenario de 230 mm, suponiendo que solo un 10% del área total de agricultura se inundara, las pérdidas ascenderían a casi USD\$11 millones (Tabla 2). Si las inundaciones afectaran al 80 % de las hectáreas con cobertura agrícola, las pérdidas serían de más de USD\$87 millones al año. En el caso del escenario de 355 mm, suponiendo que solo un 10 % de las hectáreas agrícolas se inundaran, las pérdidas ascenderían a más de USD\$3.5 millones al año, y si las inundaciones afectaran a un 80 % de las hectáreas, las pérdidas serían de alrededor de USD\$88 millones al año (Tabla 2).

Discusión

En el presente estudio se valoró económicamente el SE de regulación de inundaciones en dos cuencas de México mediante el método de daños evitados a la producción agrícola, que incluyó como insumo una modelación biofísica de la superficie inundada en cada cuenca bajo dos escenarios de precipitación. Los resultados obtenidos indican que el SE de regulación de inundaciones se sitúa entre USD\$8.3 millones y USD\$67 millones al año para la cuenca Ameca-Mascota, y entre USD\$11 millones y USD\$88 millones al año para la cuenca Jamapa.

Se espera que esta información favorezca el establecimiento de una ruta para la inclusión de la valoración biofísica y económica del servicio de regulación de inundaciones en políticas públicas enfocadas en la conservación y recuperación de los ecosistemas que los proveen y, por ende, que minimicen las afectaciones socioeconómicas de estos fenómenos. Por ejemplo, en el caso de las cuencas Ameca-Mascota y Jamapa, los resultados de las VB y VE sirven de insumo para tomar

decisiones de inversión para lograr el manejo integrado del paisaje a través, entre otras cosas, de promover prácticas productivas climáticamente inteligentes, y prevenir el riesgo de inundación con medidas de adaptación adecuadas a cada contexto local.

Estas acciones son diseñadas, implementadas y evaluadas a través del proyecto "Conectando la salud de las cuencas con la producción ganadera y agroforestal sostenible" (CONECTA). Este esfuerzo es ejecutado por varias instituciones, incluyendo el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza (FMCN), el Banco Mundial como la agencia implementadora del Fondo Global para el Medio Ambiente (GEF), y con la supervisión técnica del Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC).

Además, la información generada en este tipo de valoraciones puede servir como insumo para fortalecer el manejo integrado de cuencas. En el caso de México, pueden ser utilizados en los Planes de Acción para el Manejo Integral de Cuencas (PAMIC), acompañados con ordenamientos ecológicos.

Finalmente, la revisión de literatura —llevada a cabo a través de una serie de buscadores en línea tomando en cuenta palabras clave— permite evidenciar que la valoración del SE de regulación de inundaciones aplicado a temas agrícolas todavía es limitada. Por ejemplo, Brander, Brouwer y Wagtendonk (2013), por medio de un metaanálisis, establecieron que el valor del SE de regulación de inundaciones que ofrece un humedal asciende a aproximadamente USD\$427/hectárea/año. Otras investigaciones, con metodologías similares al presente estudio (daño evitado) y para el mismo ecosistema, establecen un valor igual a USD\$60/hectárea/año (Watson, Ricketts, Galford, Polasky, & O'Niel-

Dunne, 2016) y USD\$77/hectárea/año (Lawrence, Pindilli, & Hogan, 2019). Por el contrario, Woodland Trust (2017) estimó un valor entre USD\$4.5 y USD\$5/hectárea/año proporcionado por los bosques en el Reino Unido; mientras que Smithers, Korkeala, Whiteley, Brace y Holmes (2016) estimaron un valor entre USD\$27 y USD\$33/hectárea/año. De manera contrastante, Barth y Döll (2016) calcularon valores más elevados del SE proporcionado por un bosque ribereño, estimado entre USD\$2 050 y USD\$4 600/hectárea/año. En el caso de la cuenca Jamapa, dicho valor es igual a USD\$2 300/hectárea/año; mientras que para la cuenca Ameca Mascota, USD\$2 500/hectárea/año. La causa de las diferencias entre los casos de estudio podría ser, además de las distintas capacidades de provisión del SE de regulación de inundaciones de los diferentes ecosistemas, el contexto de valoración, condicionado por factores geográficos, hidrológicos, tipo de producción agrícola afectada y aspectos socioeconómicos (Brander *et al.*, 2013; Lawrence *et al.*, 2019; Mitsch & Gosselink, 2000), así como las metodologías utilizadas en cada caso (Smithers *et al.*, 2016; Martínez-García, Martínez-Paz, & Alcon, 2022).

Conclusiones y recomendaciones

Los resultados obtenidos en este caso de estudio indican que en caso de presentarse inundaciones en la cuenca Ameca-Mascota, el total de terreno afectado podría ascender entre 23 136 y 55 668 hectáreas, donde casi un 59.6 % corresponde a zonas con presencia de agricultura. En el caso de la cuenca Jamapa, el total de terreno afectado ascendería entre 9.1 y 13.6 millones de hectáreas, y donde a la agricultura le corresponde entre un 35.3 y 52.1 %. Desde un punto de vista del impacto económico, el servicio

ecosistémico de regulación de inundaciones se sitúa entre USD\$8.3 millones y USD\$67 millones al año para el caso de la cuenca Ameca-Mascota, y entre USD\$11 millones y USD\$88 millones al año para el caso de la cuenca Jamapa. Es decir, es lo que como sociedad se dejaría de producir, desde un punto de vista del valor de la producción, a consecuencia de inundaciones. En tal sentido, esta cuantificación de dicho SE sirve para demostrar la viabilidad, tanto financiera como social, de diferentes acciones de conservación que se pueden llevar a cabo, y para lo cual se deben tener mediciones monetarias para buscar inversiones verdes sostenibles e impulsar en mayor medida soluciones de adaptación basadas en ecosistemas (AbE).

Asimismo, en el caso de la producción agrícola en las cuencas de estudio, la regulación de inundaciones es un servicio ecosistémico prioritario, porque su afectación significa grandes daños para la economía de las comunidades y del país. La valoración de este servicio ecosistémico es un insumo valioso para la toma de decisiones en torno a su conservación y uso sostenible. Esto es cada vez más relevante debido a la necesidad tanto de implementar medidas de defensa contra inundaciones que pueden afectar la producción agrícola como de dimensionar el valor de los servicios ecosistémicos sobre el bienestar social e incluirlos en políticas públicas. Finalmente, en el campo del aporte a la literatura, este estudio trata de llenar en cierta medida la falta de estimaciones donde se combinen modelaciones biofísicas con modelaciones económicas. De igual forma, se recomienda para futuros estudios considerar incertidumbre y probabilidades para los diferentes modelos, tanto para la estimación biofísica como económica, y realizar los

análisis por tipo de producto agrícola para identificar cuál es el más sensible a inundaciones.

Agradecimientos

Los resultados aquí presentados son parte de la donación "Economic Valuation of Ecosystem Services to Strengthen Integrated Landscape Management in Selected Watersheds in Mexico" financiada por el Global Program for Sustainability Trust Fund del Banco Mundial y bajo el proyecto "Connecting Watershed Health with Sustainable Livestock and Agroforestry Production-CONECTA". Se agradece a Citlalli A. González Hernández por su apoyo en la edición del manuscrito.

Referencias

- Barth, N. C., & Döll, P. (2016). Assessing the ecosystem service flood protection of a riparian forest by applying a cascade approach. *Ecosystem Services*, 21(Part A), 39-52. DOI: 10.1016/j.ecoser.2016.07.012
- Brander, L., Brouwer, R., & Wagtendonk, A. (2013). Economic valuation of regulating services provided by wetlands in agricultural landscapes: A meta-analysis. *Ecological Engineering*, 56, 89-96. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2012.12.104
- Briner, S., Elkin, C., & Huber, R. (2013). Evaluating the relative impact of climate and economic changes on forest and agricultural ecosystem services in mountain regions. *Journal of Environmental Management*, 129(15), 414-422. DOI: 10.1016/j.jenvman.2013.07.018

Cenapred, Centro Nacional de Prevención de Desastres. (2018). *Informe de actividades 2018*. Recuperado de <https://www.cenapred.unam.mx/es/Publicaciones/archivos/406-INFORMEDEACTIVIDADES2018.PDF>

Cenapred, Centro Nacional de Prevención de Desastres. (2004). *Inundaciones*. Recuperado de <https://www.cenapred.unam.mx/es/Publicaciones/archivos/42.pdf>

Cenapred, Centro Nacional de Prevención de Desastres. (2020). *Impacto socioeconómico de los principales desastres ocurridos en México*. Recuperado de <https://www.cenapred.unam.mx/es/Publicaciones/archivos/455-RESUMENEJECUTIVOIMPACTO2020.PDF>

Daily, G. C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Mooney, H. A., Pejchar, L., Ricketts, T. H., Salzman, J., & Shallenberger, R. (2009). Ecosystem services in decision making: Time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 21-28. DOI: 10.1890/080025

Da-Silva-Anjinho, P., Takaku, L. Y. R. B., Barbosa, C. C., Periotto, N. A., Hanai, F. Y., & Mauad, F. F. (2022). Analysis of susceptibility to degradation of water ecosystem services as a tool for land use planning: A case study in a small Brazilian watershed. *Environmental Management*, 70(6), 990-1003. DOI: 10.1007/s00267-022-01710-y

- De-Groot, R., Fisher, B., & Christie, M. (2010). Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In: TEEB (eds). *The economics of ecosystems and biodiversity: The ecological and economic foundations*. London, UK: Earthscan, Routledge.
- Folch, R. (ed.). (1993). *Mediterrànies*, Volum 5. En: *Enciclopèdia Catalana*. España: Grup Enciclopèdia.
- Fu, Q., Li, B., Hou, Y., Bi, X., & Zhang, X. (2017). Effects of land use and climate change on ecosystem services in Central Asia's arid regions: A case study in Altay Prefecture, China. *Science of the Total Environment*, 607-608, 633-646. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.06.241
- INECC, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. (2020). *Catálogo y revisión de metodologías de análisis económico para la adaptación al cambio climático*. Documento de trabajo. Ciudad de México, México: Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/599904/74_20_20_Catalogo_y_revision_de_metodologias_AEA_DEARN.pdf
- Lawrence, C. B., Pindilli, E. J., & Hogan, D. M. (2019). Valuation of the flood attenuation ecosystem service in difficult run, VA, USA. *Journal of Environmental Management*, 231, 1056-1064. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.10.023
- Manson, R. H. (2004). Los servicios hidrológicos y la conservación de los bosques de México. *Madera y Bosques*, 10(1), 3-20. DOI: 10.21829/myb.2004.1011276

- Martínez-García, V., Martínez-Paz, J. M., & Alcon, F. (2022). The economic value of flood risk regulation by agroecosystems at semiarid areas. *Agricultural Water Management*, 266, 107565. DOI: 10.1016/j.agwat.2022.107565
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2000). The value of wetlands: Importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics*, 35(1), 25-33. DOI: 10.1016/S0921-8009(00)00165-8
- Olander, L., Johnston, R. J., Tallis, H., Kagan, J., Maguire, L., Polasky, S., Urban, D., Boyd, J., Wainger, L., & Palmer, M. (2015). *Best practices for integrating ecosystem services into federal decision making*. Durham, UK: National Ecosystem Services Partnership, Duke University. Recuperado de https://nicholasinstitute.duke.edu/sites/default/files/publications/es_best_practices_fullpdf_0.pdf
- Ochoa-Cardona, V. (2015). *Herramientas para el análisis y modelado de servicios ecosistémicos tendencias espacio-temporales y desafíos futuros*. Recuperado de <https://repository.javeriana.edu.co/handle/10554/17165>
- Polasky, S. (2012). Valuing nature: Economics, ecosystems services, and decision-making. In: *Measuring nature balance sheet of 2011 ecosystem services seminar series*. Palo Alto, USA: Gordon and Betty Moore Foundation. Recuperado de <https://www.moore.org/materials/Ecosystem-Services-Full-Seminar-Series.pdf>

- Pickup, M., McDougall, K. L., & Whelan, R. J. (2003). Fire and flood: Soil-stored seed bank and germination ecology in the endangered Carrington Falls Grevillea (*Grevillea rivularis*, *Proteaceae*). *Austral Ecology*, 28(2), 128-136. DOI: 10.1046/j.1442-9993.2003.01255.x
- Ruiz-Agudelo, C. A., Hurtado-Bustos, S. L., & Parrado-Moreno, C. A. (2020). Modelling interactions among multiple ecosystem services. A critical review. *Ecological Modelling*, 429, 109103. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2020.109103
- Schirpke, U., Kohler, M., Leitinger, G., Fontana, V., Tasser, E., & Tappeiner, U. (2017). Future impacts of changing land-use and climate on ecosystem services of mountain grassland and their resilience. *Ecosystem Services*, 26(Part A), 79-94. DOI: 10.1016/j.ecoser.2017.06.008
- Smithers, R., Korkeala, O., Whiteley, G., Brace, S., & Holmes, B. (2016). *Valuing flood-regulation services for inclusion in the UK ecosystem accounts*. Ricardo Energy & Environment for UK Office for National Statistics. Recuperado de <https://www.ons.gov.uk/file?uri=/economy/environmentalaccounts/methodologies/naturalcapital/valuingforfloodregulation.pdf>
- Teng, Y., Zhan, J., Liu, W., Chu, X., Zhang, F., Wang, C., & Wang, L. (2022). Spatial heterogeneity of ecosystem services trade-offs among ecosystem service bundles in an alpine mountainous region: A case-study in the Qilian Mountains, Northwest China. *Land Degradation & Development*, 33(11), 1846-1861. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/ldr.4266>

- Turner, B. L., Janetos, A. C., Verbug, P. H., & Murray, A. T. (2013). Land system architecture: Using land systems to adapt and mitigate global environmental change. *Global Environmental Change*, 23(2), 395-397. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2012.12.009
- Wang, T., Lin, J., Chen, Z., Megharaj, M., & Naidu, R. (2014). Green synthesized iron nanoparticles by green tea and eucalyptus leaves extracts used for removal of nitrate in aqueous solution. *Journal of Cleaner Production*, 83(15), 413-419. DOI: 10.1016/j.jclepro.2014.07.006
- Watson, K. B., Ricketts, T., Galford, G., Polasky, S., & O'Neil-Dunne, J. (2016). Quantifying flood mitigation services: The economic value of Otter Creek wetlands and floodplains to Middlebury, VT. *Ecological Economics*, 130, 16-24. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2016.05.015
- Woodland Trust. (2017). *The economic benefits of woodland*. Recuperado de <https://www.woodlandtrust.org.uk/publications/2017/01/economic-benefits-of-woodland/>
- Zhang, M., Zhao, X., Voss, C., & Zhu, G. (2016). Innovating through services, co-creation and supplier integration: Cases from China. *International Journal of Production*, 171(Part 2), 289-300. DOI: 10.1016/j.ijpe.2015.09.026