



**Centro de Investigación en Alimentación y
Desarrollo, A.C.**

**VALOR SOCIAL DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE
LOS HUMEDALES DE LA COSTA SUR DE SINALOA, MÉXICO**

Por:

Mayra Isabel de la Rosa Velázquez

TESIS APROBADA POR LA

COORDINACIÓN EN ACUICULTURA Y MANEJO AMBIENTAL

Como requisito parcial para obtener el grado de

DOCTORA EN CIENCIAS

APROBACIÓN

Los miembros del comité designado para la revisión de la tesis de Mayra Isabel de la Rosa Velázquez la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Doctora en Ciencias.



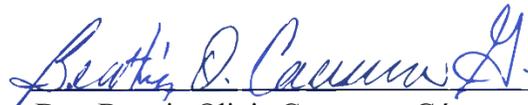
Dr. Arturo Ruiz Luna
Director de tesis



Dr. César Alejandro Berlanga Robles
Integrante de comité de tesis



Dr. Miguel Berancourt Lozano
Integrante de comité de tesis



Dra. Beatriz Olivia Camarena Gómez
Integrante de comité de tesis



Dra. Vera Camacho Valdez
Integrante de comité de tesis

DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

La información generada en la tesis "Valor Social de los Servicios Ecosistémicos de los Humedales de la Costa Sur de Sinaloa, México" es propiedad intelectual del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD). Se permiten y agradecen las citas breves del material contenido en esta tesis sin permiso especial de la autora Mayra Isabel de la Rosa Velázquez, siempre y cuando se dé crédito correspondiente. Para la reproducción parcial o total de la tesis con fines académicos, se deberá contar con la autorización escrita de quien ocupe la titularidad de la Dirección General del CIAD.

La publicación en comunicaciones científicas o de divulgación popular de los datos contenidos en esta tesis, deberá dar los créditos al CIAD, previa autorización escrita del director(a) de tesis.



CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN
ALIMENTACIÓN Y DESARROLLO, A.C.
Coordinación de Programas Académicos

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Graciela Caire Juvera', is written over a horizontal line.

Dra. Graciela Caire Juvera
Directora General

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (CONAHCYT) por la beca de posgrado.

Al Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C., (CIAD) Unidad Mazatlán por forjarme en el doctorado.

Al proyecto “Fortalecimiento de comunidades costeras en el golfo de California para su adaptación ante el cambio global”, financiado por la David and Lucile Packard Foundation (Grant #2022-73257).

Al comité tutorial: Dr. Arturo Ruiz Luna, Dr. Miguel Betancour Lozano, Dr. César Alejandro Berlanga Robles, Dra. Beatriz Olivia Camarena Gómez y Dra. Vera Camacho Valdez, por el acompañamiento académico.

A las personas de las localidades en El Rosario, Escuinapa y Mazatlán que amablemente participaron en las actividades de este proyecto.

Al personal del Laboratorio de Manejo Ambiental del CIAD unidad Mazatlán, al P. Bio. Mar. Ember Naín Aybar Méndez, al M en C. Rodrigo Rodríguez Varela y M en C. Claudia Peraza Durán por la colaboración en la aplicación de encuestas y facilitación de talleres.

A mis padres Flor y Gilberto, y a mis hermanas, Anabel y Flor Suceli, por su amor incondicional, bendición y cuidado.

Al Dr. Omar Calvario Martínez por las recomendaciones y ánimos que me impulsaron a concluir.

A Diana J. Cisneros de la Cruz, Corina Rodríguez Ortíz y Arely J. Zárate Villagomez, quienes se convirtieron en una red de apoyo especial.

A la Dra. Grecia Cruz Paz, acompañante en desvelos y días de optimismo. Valiosa mujer y amiga.

A Dora Nidia Ávila Soto, Emir de la Rosa López, Elba Eloísa Bermúdez (Oli), Ludím Vences Macedo, Isaac A. Flores Martínez y Naím Manríquez García, por sus amistades, escucha amorosa y abrazos.

A la Dra. Danay Carrillo Nieves mentora del programa “Mentorías por la Ciencias” del British Council- México quien me brindó herramientas y sugerencias estratégicas para solucionar aspectos de esta etapa.

DEDICATORIA

A mí:

Por ser perseverante,
por el esfuerzo dedicado a alcanzar esta meta,
por transformar el miedo en fortaleza.

A mis padres:

Flor Velázquez Pérez y Gilberto de la Rosa Paz
por ser mis ejemplos de fe ante la adversidad y
de fuerza de voluntad en la vida.

CONTENIDO

APROBACIÓN	2
DECLARACIÓN INSTITUCIONAL	3
AGRADECIMIENTOS	4
DEDICATORIA	5
CONTENIDO	6
LISTA DE FIGURAS	8
LISTA DE CUADROS	9
RESUMEN	10
ABSTRACT	11
1. SINOPSIS	12
1.1. Introducción.....	12
1.2. Antecedentes.....	18
1.3. Valoración Social en el Manejo de Humedales.....	18
1.4. Hipótesis	23
1.5. Objetivo General.....	23
1.6. Objetivos Específicos	23
2. VALORACIÓN SOCIAL DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE HUMEDALES COSTEROS: ESTADO ACTUAL Y PERSPECTIVAS	26
3. EFECTOS DEL CAMBIO DE USO DEL SUELO EN EL APORTE DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS HUMEDALES COSTEROS DE SINALOA, MÉXICO	38
3.1. Resumen	38
3.2. Introducción.....	38
3.3. Metodología.....	40
3.4. Resultados y Discusión.....	46
3.5. Conclusiones.....	56
3.6. Referencias	56
4. VALORACIÓN SOCIAL DE HUMEDALES COSTEROS EN EL NOROESTE DE MÉXICO	62
5. MAPEO DEL VALOR SOCIAL DE LOS HUMEDALES COSTEROS: UNA PERSPECTIVA LOCAL	114
5.1. Resumen	114
5.2. Introducción.....	114
5.3. Metodología.....	117
5.3.1. Área de Estudio.....	117
5.3.2. Delimitación de las Unidades de Provisión y de Zona de Beneficio.....	118

CONTENIDO (continuación)

5.3.4. Mapeo del Valor Social	120
5.3.5. Codificación Cualitativa	122
5.3.6. Análisis de la Información.....	122
5.4. Resultados y Discusión.....	123
5.5. Conclusiones.....	128
5.6. Referencias	129
6. DISCUSIONES GENERALES	133
7. CONCLUSIONES GENERALES	138
8. RECOMENDACIONES	139
9. REFERENCIAS	140
10. ANEXOS	147
10.1 Hoja de Respuestas para Mapeo Participativo	147

LISTA DE FIGURAS

Figura	Página
1. Ruta metodológica de análisis de paisaje y de Servicios Ecosistémicos.....	41
2. Humedales costeros de Sinaloa identificados por clasificación de imágenes Landsat y OLI, a) marzo 2010, b) noviembre 2010, c) marzo 2019, d) noviembre 2019.....	47
3. Localización del área de estudio. UR. Uriás; IP. Isla de la Piedra; AV. Agua Verde; TN. Teacapán.....	118
4. Marco conceptual de mapeo participativo y valoración social.....	119
5. Nube de palabras de los grupos focales a) mujeres, b) hombres.....	127

LISTA DE CUADROS

Cuadro	Página
1. Imágenes de satélite usadas en este estudio.....	42
2. Sistema de clasificación de humedales.....	43
3. Exactitud de los mapas temáticos calculados a partir de las matrices de error.....	48
4. Superficie (ha), proporción respecto al total (%) y tasa de cambio anual (ha año-1) por cobertura y año.....	49
5. Matriz de cambio y cambio neto entre el año 2010 y 2019.....	51
6. Perfil de beneficiarios y frecuencia de mención de humedales.....	124
7. Numero de etiquetas por valor social y el género de los beneficiarios.....	125

RESUMEN

El análisis del valor de servicios ecosistémicos intenta generar conciencia sobre la relación entre el bienestar humano y el medio ambiente; por lo tanto, es un instrumento que debe incluirse en la formulación de políticas públicas y en el manejo sustentable de los ecosistemas. Así, es fundamental comprender la dinámica del paisaje físico como la base del aporte de los SE y su relación con la acción de impulsores de cambio, así como caracterizar la demanda social por parte de los beneficiarios. El objetivo de este trabajo fue analizar el valor social de los servicios ecosistémicos aportado por los humedales de la zona costera del sur de Sinaloa, México, e identificar los factores sociales y ambientales que determinan el nivel de valor y su distribución espacial. Para ello se analizaron las variaciones espaciotemporales de los humedales a partir de la clasificación de imágenes satelitales de los años 2010 y 2019 y la subsecuente estimación de indicadores de cambio; y asimismo, se caracterizó la demanda social con un enfoque participativo a partir de encuestas e identificó la distribución del valor social con grupos focales de mapeo local. Se encontró que las playas, marismas y manglares han registrado tasas de cambio negativo y por lo tanto una reducción de superficie. La demanda social recae en dichos humedales como fuentes de medios de vida que se valoran por la utilidad percibida y la provisión de recursos como la pesca. Se registraron diferencias asociadas al municipio y el género, y la percepción del estado de conservación se define en deterioro, sin embargo, los beneficiarios no se definieron como responsables de dicha condición debido a que su disposición a participar en acciones locales se acota a la vigilancia de las acciones de contaminación por parte de turistas y visitantes.

Palabras Clave: Paisaje, sustentabilidad, manejo.

ABSTRACT

The analysis of the value of ecosystem services aims to raise awareness about the relationship between human well-being and the environment. Therefore, it is a tool that should be included in the formulation of public policies and in the sustainable management of ecosystems. Thus, it is essential to understand the dynamics of the physical landscape as the basis for the provision of ecosystem services and their relationship with drivers of change, as well as to characterize the social demand from beneficiaries. The objective of this study was to analyze the social value of ecosystem services provided by wetlands in the coastal area of southern Sinaloa, Mexico, and to identify the social and environmental factors that determine the level of value and its spatial distribution. The spatial-temporal variations of the wetlands were analyzed using satellite image classification from the years 2010 and 2019, and subsequent estimation of change indicators. The social demand was characterized, and the distribution of social value was identified through a participatory approach involving surveys and focus groups for local mapping. It was found that beaches, marshes, and mangroves have experienced negative rates of change and, consequently, a reduction in their surface area. The social demand revolves around these wetlands as sources of livelihood valued for their perceived utility and provision of resources such as fishing. Differences were recorded based on municipality and gender, and the perception of the conservation status was described as deteriorating. However, the beneficiaries did not consider themselves responsible for this condition, as their willingness to participate in local actions is limited to monitoring pollution caused by tourists and visitors.

Keywords: Landscape, sustainability, management.

1. SINOPSIS

1.1. Introducción

A pesar del conocimiento disponible y los esfuerzos internacionales por lograr la conservación ambiental, se mantiene la crisis socio ecológica mundial y con ello, el riesgo sobre el bienestar de las poblaciones humanas. Tales implicaciones han sido razones de peso para crear estrategias multidisciplinarias cuyo objetivo sea prevenir, responder o en su caso, mitigar los efectos negativos y pérdidas sociales, económicas y ambientales esperadas (IPBES, 2019).

Uno de los logros más importantes para propósitos de manejo o gestión ambiental es el establecimiento de marcos conceptuales diseñados para conectar a distintos sectores y actores sociales que históricamente han tenido intereses opuestos o en el mejor de los casos, dispares (ej. conservación vs. Economía), y que al mismo tiempo visibilicen la relación entre el deterioro ambiental y el bienestar humano. Entre estos puentes teóricos se encuentran los Servicios Ecosistémicos (SE), un concepto que surgió en la década de los 80 y que tomó relevancia internacional en 2005 con la iniciativa denominada Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA, por sus siglas en inglés) (Chaudhary *et al.*, 2015).

Los SE hacen referencia a los procesos y componentes derivados de los ecosistemas que son usados, consumidos o disfrutados (pasiva o activamente) y generan beneficios o bienestar a las personas (Boyd y Banzhaf, 2007; Fisher *et al.*, 2009). Para su estudio, los SE han sido clasificados en distintas categorías, siendo la propuesta de la MEA (2005) la de mayor difusión a nivel internacional, en la que se distinguen los servicios de provisión para referirse a aquellos bienes y servicios tangibles (ej. madera, alimentos y bienes con mercado de venta); los de regulación que mantienen las funciones naturales básicas para las condiciones de la vida humana y de la biota asociada (regulación climática, control de erosión e inundaciones, polinización); los servicios culturales que se experimentan a través de patrimonio cultural, recreación, turismo, enriquecimiento espiritual y experiencias estéticas (Ridding *et al.*, 2018) y finalmente los de soporte (producción primaria, ciclos biogeoquímicos, formación de suelos) que mantienen a todos los servicios ya mencionados (Wallace, 2007).

A lo largo de los años el concepto de SE se ha enfrentado a múltiples desafíos teóricos y empíricos; sin embargo, se ha posicionado de manera estable en la toma de decisiones internacionales gracias a la creación de plataformas de política ambiental como la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (2005), la Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad (TEEB, por sus siglas en inglés; <https://teebweb.org/>) y el Panel Intergubernamental de Biodiversidad (IPBES, <https://www.ipbes.net/>). De igual manera se dispone de enfoques como el CICES (V5.1) que ilustran la conexión espacial entre los componentes, procesos y resultados finales de los ecosistemas desde un modelo en cascada para mostrar la cadena de producción en niveles de organización jerárquica (Haines-Young y Potschin-Young, 2018); además el CICES establece la importancia de proteger y conservar los ecosistemas como la base física del parte de SE, y de manera indirecta, reconoce diferentes niveles de injerencia social sobre la toma de decisiones y el impacto desigual que pueden ocasionar estresores físicos y sociopolíticos (Potschin y Haines-Young, 2011; Potschin-Young *et al.*, 2018).

Sin duda el estudio de los SE resulta de utilidad en el manejo ambiental ya que conlleva objetivos y acciones específicas como comunicar, cuantificar el valor de los ecosistemas y evaluar el alcance sobre el bienestar humano a través de métodos y ejercicios de valoración física, económica y social con salidas de información específicas. Así la valoración es una estrategia útil para operativizar el concepto de los SE, que debe explicitar la importancia del SE y definirla en función de “para quién” y “para qué”, y mostrar la conexión entre las estructuras, los procesos ecológicos y el bienestar humano (Balvanera y Cotler, 2007).

En la actualidad la mayor parte de información disponible es resultado de valoraciones económicas que se centran en los SE de provisión y expresan el valor de la naturaleza en unidades monetarias (IPBES, 2022). En segundo término, se ubica la valoración [bio]física que se enfoca en conocer las condiciones de los elementos abióticos que sostienen la cadena de provisión de SE, particularmente identificando la condición de los ecosistemas y su estado de degradación para entender las características y las tendencias de cambio a nivel de paisaje y comunicar información clara durante la toma de decisiones (Layke *et al.*, 2012).

Este tipo de valoración emplea variables como el cambio de uso de suelo y métricas del paisaje para visualizar a las unidades de aporte de SE en forma espacialmente explícita, a distintas escalas (espaciales y temporales) y revelar las amenazas que podría impactarlos (Maes *et al.*, 2016). De hecho, la Unión Europea a través de la Estrategia de Biodiversidad 2020 (Objetivo 2) y el marco

de Mapeo y Evaluación de Servicios Ecosistémicos (MAES, por sus siglas en inglés), han establecido al cambio de uso de suelo como un indicador formal para la cuantificación de SE.

El tercer tipo de valoración corresponde al análisis del valor social– también llamado valor sociocultural, valor ambiental, valor del paisaje y valor social para servicios ecosistémicos (Brown, 2013) – en el que se estudia los significados y cualidades que los individuos, grupos sociales y comunidades perciben sobre su medio ambiente así como de los elementos psicológicos que lo modifican, en particular, los pensamientos, sentimientos, memorias y motivaciones vinculados a un sitio particular (Kati y Jari, 2016). El análisis del valor social se distingue por ampliar la visión del valor a partir de conceptos relacionales como la identidad y sentido de pertenencia e integrar el papel de las narrativas culturales, usos y tradiciones de un sitio, caracterizar a los beneficiarios de los SE (Mara *et al.*, 2020) mapear servicios culturales a nivel local (Plieninger *et al.*, 2013; Peña *et al.*, 2015) y analizar la percepción, demanda y preferencias de SE por los beneficiarios (Casado-Arzuaga *et al.*, 2013).

De esta manera la información de una valoración social adquiere igual peso analítico que las valoraciones económicas y biofísicas, y profundiza en mayor medida en la información sobre la demanda por SE.

En términos generales, las valoraciones se caracterizan por objetivos específicos; sin embargo, no deben verse como instrumentos mutuamente excluyentes o competidores, sino como enfoques complementarios y vinculantes entre diferentes niveles de organización que ofrecen la posibilidad de construir un enfoque holístico en la conservación de los ecosistemas (Gómez-Baggethun *et al.*, 2014). Por lo anterior, los esfuerzos de investigación deben procurar la integración entre distintos enfoques de valoración e incorporar las fortalezas a fin de profundizar en el conocimiento de la oferta (valor económico y biofísico) y de la demanda (valor social) y dar paso a estrategias integrales de manejo que incluyan los sistemas de conocimiento indígena, la cosmovisión y de saberes locales que conciben a la naturaleza más allá del valor utilitario (Díaz *et al.*, 2015).

En ese sentido, iniciativas internacionales como el IPBES (Pascual *et al.*, 2017) y el Manual de Evaluación del Bienestar y de Ecosistemas (Ash *et al.*, 2010), han provisto de marcos teóricos que se basan en una amplia visión de sistemas socio-ecológicos, desde la cual los componentes adquieren igual importancia y se consideran dentro de esquemas de valoración integral. En particular el IPBES se ha vuelto una guía dentro del análisis de SE debido a los componentes y conceptos que lo integran: el valor, los beneficios de la naturaleza, la acción y presencia de

impulsores de cambio del ecosistema (naturales o antropogénicos), el conocimiento sobre los elementos del estilo de vida de los beneficiarios y los sistemas de gobernanza e instituciones vigentes (Pascual *et al.*, 2017).

Asimismo, en la EU se cuenta con la plataforma OpenNESS (<http://www.openness-project.eu/>), un compendio de 27 casos de estudio dirigidos a promover la comprensión conceptual y empírica de los SE, el capital natural y establecer recomendaciones para consolidar un marco integral de valoración (Gómez-Baggethun *et al.*, 2014).

Lo anterior es de especial importancia en el estudio de ambientes dinámicos y de múltiples valores como los humedales (Agouridis *et al.*, 2016), definidos como superficies cubiertas o saturadas de agua, de manera temporal o permanente, que naturalmente actúan como zonas de transición entre los sistemas terrestres y acuáticos cuya duración y frecuencia de inundación es suficiente para mantener la presencia de vegetación y disponer de un espejo de agua próximo a la superficie o zonas de baja profundidad (Mitsch y Gosselink, 2015).

Los humedales cuentan con una extensión superior a los 15 millones de km² que representan el 12% de la superficie del planeta (Davidson y Finlayson, 2019). Son ambientes altamente productivos y una fuente importante de aporte de SE, responsables del 40.6% del valor económico total estimado para los SE del mundo, cifra equivalente a 26.4 trillones USD por año y que excede la contribución de ecosistemas con mayor superficie, por ejemplo, los bosques (Costanza *et al.*, 2014). Entre los SE tangibles de los humedales se encuentran la recarga de mantos freáticos, la disposición de alimento para consumo directo, la regulación de desechos y detoxificación de contaminantes, mientras que entre los SE intangibles se destacan el disfrute de sitios con belleza estética, cultural o espiritual y oportunidades para la recreación y el turismo (MEA, 2005). En gran parte los SE representan los medios de vida de las poblaciones locales (Aheto *et al.*, 2016) y algunos SE específicos como la regulación del volumen de agua durante inundaciones y la captura de carbono, tienen especial relevancia en la construcción de resiliencia ante el cambio climático (Montoya y Raffaelli, 2010).

Pese a su importancia ecológica se estima que se ha perdido entre el 50% y 64% de superficie de humedales en zonas tropicales en el mundo, con relación a las estimaciones de 1950 (Ricaurte *et al.*, 2014), y se espera que la tendencia continúe debido a los cambios en el uso de suelo, la destrucción de hábitats y alteración en las condiciones climáticas (Davidson y Finlayson, 2019), así como a la creciente degradación ambiental y pérdida de biodiversidad *in situ*.

Ante dicho escenario, el aporte de SE y la biodiversidad de los humedales así como el bienestar de las poblaciones se encuentra bajo amenaza (Torres-Lima *et al.*, 2018), por lo tanto, se ha propiciado la valoración biofísica para caracterizar a los humedales como unidades de provisión de SE e identificar el efecto que producen los impulsores de cambio, por ejemplo, los cambios de uso de suelo, la desecación y la ampliación de la frontera agrícola sobre la estructura del paisaje y la función ecológica (Bagstad *et al.*, 2013). Sin embargo la toma de decisiones basada únicamente en los resultados de estudios ambientales o ecológicos puede ser limitada, ya que es frecuente que el objetivo de estudio sea el establecimiento de vínculos unidireccionales entre los componentes o se limite a aspectos ambientales, por ejemplo, la extensión y distribución; en ambos casos se pasa por alto que los SE establecen bucles de retroalimentación con factores socioeconómicos que son determinantes para explicar el estado de conservación (programas y proyectos agrícolas, desarrollo turístico, urbanización).

Asimismo, se asume de manera errónea que las unidades de medida biofísicas (ej., metros cúbicos de madera, volumen de captura por pesca, captura de carbono, etc.), califican automáticamente la importancia de los SE o en sí mismo son valores, pasando por alto que los valores surgen únicamente cuando se ponen en relación con alguna contribución social, lo cual involucra convertir a los indicadores ecológicos en escalas de ranking que van desde muy bajo a muy alto (Gómez-Baggethun *et al.*, 2014).

Finalmente se desplaza el entendimiento de la percepción pública que denomina a ciertos humedales como los pantanos y esteros, como espacios con bajo valor intrínseco y sin utilidad, visualmente desagradables o insalubres, que deben aprovecharse con la construcción de infraestructura física, por ejemplo la canalización con fines de riego o la desecación para ganar terreno, a pesar que ambas actividades afectarían negativamente el nivel hídrico y con ello la permanencia de estos ambientes (Bas Ventín *et al.*, 2015; Farber *et al.*, 2002; Heink *et al.*, 2016). Por las limitaciones descritas surge la necesidad de implementar un marco que conjunte la información biofísica de las unidades de provisión, en este caso, de las características físicas del paisaje en el que se encuentran inmersos los humedales, y que otorgue igual peso analítico a la perspectiva social para profundizar en el estado de conservación percibido e identificar los elementos que determinan la demanda y el valor social de los SE a nivel local.

1.2. Justificación

Los estudios que incorporan variables sobre conservación de los humedales en el proceso de valoración social son escasos pero necesarios, especialmente en países en desarrollo, algunos de los cuales se caracterizan por una alta biodiversidad y una presión constante de transformación ambiental. Por lo tanto, la información cualitativa y cuantitativa contribuye a estimar los efectos del deterioro ambiental sobre los sistemas económicos, ecológicos y sociales (de Groot *et al.*, 2002; Klain y Chan, 2012; Cabral *et al.*, 2016; Cunha *et al.*, 2018) y de ser necesario, direccionar las acciones de conservación a sitios de importancia biológica y/o con alto grado de vulnerabilidad (Ghermandi *et al.*, 2013).

Un marco de análisis del valor social y del estado del paisaje conlleva a la operativización de los SE dentro de la gestión de la zona costera, espacio caracterizado por un dinamismo natural y diversidad de ecosistemas como los humedales sobre los cuales convergen diversos usos, intereses sociopolíticos y sectores (Brown y Weber, 2012; van Riper *et al.*, 2017; de la Rosa-Velázquez y Ruiz-Luna, 2020). Con este enfoque se abre el manejo adaptativo, al incluir múltiples sistemas de conocimiento (local, científico, legal), actitudes ambientales y actores sociales, y se reconocen las asimetrías de participación entre beneficiarios, puesto que, quienes presentan una alta dependencia no necesariamente logran participar en la gestión de SE.

Por ello se amplía la comprensión sobre las diferencias en los puntos de vista, así como las razones detrás de las acciones y decisiones individuales o grupales, lo cual posibilita abordar de manera eficiente los desacuerdos en lugar de generar conflictos a largo plazo (Arévalo-Valenzuela *et al.*, 2021).

Por otro lado, la integración de la dimensión ambiental dentro de la valoración social coadyuva en la planificación del paisaje costero al estimar la provisión y pérdida de SE a partir de elementos como el análisis espaciotemporal en distintos años, y caracterizar su demanda social a nivel local (Scholes *et al.*, 2013). La aplicación de un marco metodológico centrado en elementos intangibles tales como los significados, creencias y percepciones de quienes se benefician directamente de los SE y habitan a los alrededores de los humedales, contribuye a crear un puente conceptual entre aspectos ecológicos y cualitativos en el mismo nivel de importancia como parte de los sistemas socio-ecológicos de la zona costera. De igual forma el análisis de fuentes de información primaria

conlleva a una caracterización *in vivo* de los beneficios sociales como factores que influyen en el consumo del capital natural, por lo tanto, se espera una comprensión profunda de las circunstancias locales que determinan la demanda social y las percepciones de los individuos y con ello, enriquecer la discusión colectiva en torno al uso deseable de los SE.

En México, y en especial en Sinaloa, la valoración social armoniza con instrumentos de manejo enfocados en la planeación y gestión territorial como el Ordenamiento Ecológico Territorial y en particular, tiene el potencial de contribuir en la actualización del Programa de Ordenamiento Ecológico Marino del Golfo de California (DOF, 2006) durante la fase de caracterización (Fase 1) en la que se necesita información sobre los actores y sectores involucrados, SE e intereses, y en la de evaluación-modificación (Fase 4), donde se requiere facilitar el arbitraje de conflictos ante la elección de la política de manejo final (aprovechamiento, conservación, protección y restauración) (Espinoza- Tenorio *et al.*, 2014).

1.3. Antecedentes

1.3.1. Valoración Social en el Manejo de Humedales

La valoración social es un proceso clave para el estudio de la demanda social y también un enfoque clave para sistematizar la percepción sobre la importancia que diferentes actores sociales tienen sobre los SE (Reed *et al.*, 2009), se centra en aspectos intangibles e inherentes a la condición humana como las percepciones y las emociones que, aunque carecen de valor de mercado (valor de intercambio y unidades de medida), poseen un rol protagónico en el comportamiento social y el surgimiento de juicios de aquello considerado “correcto” (de la Rosa-Velázquez y Ruiz-Luna, 2020).

Aunque se trata de un campo en consolidación, la valoración social propicia cambios positivos en el manejo integrado de la zona costera y de sus recursos, a través del análisis de actores sociales desde el cual se identifican los intereses y motivaciones, pragmáticas o normativas, grados de influencia y roles específicos (beneficiarios, afectados o reguladores) (Reed *et al.*, 2009).

De igual manera, provee insumos de información para disminuir la disparidad entre conocimientos y valores entre actores sociales, según lo ejemplifican Arévalo-Valenzuela y colaboradores (2021), quienes documentaron que a partir de la valoración social de dunas costeras en la Araucanía (Chile) se crearon escenarios de manejo basado en usos y costumbres del pueblo indígena Mapuche, cuyos integrantes asignaron valor espiritual y recreativo a dichas estructuras naturales, y que en esquemas tradicionales de “arriba- abajo” quedarían fuera de los estatutos de protección gubernamentales.

Asimismo, la realización de una valoración social puede crear condiciones preliminares para implementar acciones de restauración y aumentar la probabilidad de adopción social una vez que los proyectos han sido puesto en marcha, por ejemplo, Scholte y colaboradores (2016) evaluaron el costo social de la restauración de humedales en la isla Persin (Bulgaria), un área protegida y sitio Ramsar tomando en cuenta la disponibilidad para participar, el tipo de actitudes dominantes (antro o eco céntricas) y las diferencias entre el valor, el reconocimiento y el interés por los SE expresado por granjeros, pescadores y habitantes sin dependencia directa.

Los autores encontraron que los granjeros apoyaron la restauración si identificaban beneficios adicionales y no existían costos adicionales, en cambio los pescadores reconocieron que los ecosistemas aportan múltiples SE sin mostrar preferencias por la restauración; los residentes apoyaron la restauración como parte de una acción de protección de la naturaleza más allá de una acción de conservación específica para humedales. A partir de los hallazgos se crearon estrategias comunicativas específicas al tipo de audiencias y se aludieron a la experiencia y las emociones como factores transversales para la aceptación social de la restauración.

Si bien el producto final, es decir, el valor social es un elemento clave para la gestión ambiental debe entenderse como un elemento específico asociado al tipo de actores sociales y SE bajo estudio, que resulta altamente dinámico y sensible a escalas espaciales, temporales y de decisión, ya que un mismo ecosistema o SE puede valorarse de forma distinta entre sociedades e individuos de la misma sociedad o grupo a lo largo de periodos de tiempo (Dalu *et al.*, 2022).

Por otro lado, el valor social se percibe de manera individual y se configura según el perfil de los beneficiarios a partir de la edad, género, ingresos, ocupación y procedencia, entre otros, debido a que dichas variables conforman en gran medida la historia y experiencias de vida, el tipo de conocimiento y las necesidades e intereses específicos (Dalu *et al.*, 2022). Por ejemplo, en la valoración de humedales de montaña, Zoderer y colaboradores (2016) encontraron que el nivel de importancia y tipo de SE elegidos por los beneficiarios dependieron del género, la ocupación y el

nivel de educación de los informantes; en cambio, Mara y colaboradores (2020) identificaron que el número de SE percibidos por grupos de granjeros en la región pampeana en Argentina, se relacionó directamente con el tiempo de residencia y los años que estuvieron en contacto con el sitio bajo estudio, por lo tanto quienes expresaron mayor familiaridad con las parcelas percibieron un número más elevado de SE.

Por otra parte, Lau y colaboradores (2019) aplicaron un enfoque socialmente diferenciado en comunidades costeras de Papua, Nueva Guinea, a partir del estudio de variables indicadores de salud y pobreza comunitaria a partir de un enfoque de métodos mixtos con modelos lineales generalizados, pruebas de peso (rating – ranking) y codificación cualitativa; con estos elementos se identificó que las personas asignaron altos niveles de importancia a las pesquerías (SE provisión) por su relación directa con los medios de vida, en cambio los beneficiarios con alto nivel educativo asignaron mayor importancia a los sistemas de conocimiento ecológico/tradicional (SE culturales), la presencia de hábitats (SE de soporte) y en menor medida a las pesquerías.

Sin embargo, a pesar del peso de la información sobre la demanda social que se basa en el perfil de los beneficiarios, los estudios emergentes sobre valoración social deben tomar en cuenta las percepciones y elecciones finales en torno al qué, cómo y porqué un sitio o SE es importante socialmente y se modelan por decisiones políticas, culturales y ambientales ajenas a la dimensión individual (Schotle *et al.*, 2013). Asimismo, existe una fuerte relación entre el valor social y otros elementos del contexto físico, entre ellas, las condiciones de conservación percibidas de los ecosistemas, la presencia de atributos naturales como los cuerpos de agua, la accesibilidad y distancia entre los asentamientos humanos (zona de beneficio) y los humedales (unidades de aporte) (Ridding *et al.*, 2018).

Lo anterior ha sido objeto de un menor número de estudios que han incorporado el análisis de las características espaciales del paisaje en la valoración social, tales como Blake y colaboradores (2021), quienes analizaron la relación entre la ubicación de sitios con SE culturales (recreación y belleza estética), la cercanía a carreteras y asentamientos humanos, las preferencias ambientales asociados a la proximidad a sitios de observación de aves, de alta biodiversidad o con estatus de conservación y siete variables sociodemográficas individuales (edad, género, nivel educativo, ocupación, país de nacimiento, tiempo de residencia, localidad) en las Islas Falkland (también denominadas Malvinas) en el océano Atlántico.

Según los modelos de regresión multinomial y matrices de sobreposición espacial, existieron tres

grupos de usuarios que disfrutaban de sitios con SE recreativos y, cinco con SE estéticos. Los SE recreativos se explicaron por la edad, lugar de nacimiento y educación en 68.4%, en cambio los SE estéticos se explicaron en 72% por la edad, ocupación y género, siendo ésta última la variable con menor capacidad explicativa.

Los agricultores jóvenes fueron más propensos a elegir áreas cercanas a carreteras y asentamientos, a diferencia de las personas mayores a 50 años con alto nivel educativo, que prefirieron sitios lejanos. En cuanto a la preferencia ambiental los grupos prefirieron hábitats “desnudos” similares a playas, con presencia de cuerpos de agua o sitios antrópicos con bajo nivel de infraestructura y la presencia de colonias de aves.

Tomando en cuenta los hallazgos previos, se establece que la información sobre las condiciones del ambiente y el perfil socioeconómico de los beneficiarios es de gran utilidad para la valoración social pero es necesario trascender a estudios relacionales e interdisciplinarios entre las características socioeconómicas, del paisaje y las valoraciones sociales para aportar al conocimiento sobre los intereses de los actores sociales, cerrar el vacío entre los elementos del sistema y diseñar propuestas de manejo y gestión que sean aceptadas y entendidas por los beneficiarios (Lau *et al.*, 2019).

1.3.2. Humedales Costeros en Sinaloa, México

México representa un área de estudio pertinente por su amplia representatividad de humedales costeros, muchos de los cuáles han sido registrados en la Lista de Humedales de Importancia Internacional de la Convención Ramsar, siendo el segundo miembro con mayor número (144 sitios) de humedales inscritos (Convención de Ramsar, 2023). No obstante, el país enfrenta fuertes desafíos para conservar estos ecosistemas y predominan esquemas de valoración monetarios en las estrategias de manejo. En la revisión documental realizada por Pérez-Verdín y colaboradores (2016) se encontró que, de 43 estudios científicos publicados en materia de valoración de recursos naturales en México, solo el 30% se realizó en algún ecosistema costero, siendo Baja California Sur, el estado con mayor número de publicaciones (8). Asimismo, todos los estudios adolecen de procesos participativos y han utilizado enfoques de valoración económica, particularmente

métodos de valoración contingente. También ha sido escasa la incorporación de la dimensión espacial y temporal (Mendoza-González *et al.*, 2012; Camacho-Valdez *et al.*, 2014).

Tal situación justifica generar estudios desde una perspectiva transdisciplinar orientados a analizar las condiciones ecológicas de los ecosistemas que integren al conocimiento ecológico disponible, los usos, costumbres y las preferencias sociales como modeladores de las actitudes de los beneficiarios.

Específicamente para Sinaloa, donde se ubica el área de interés de esta investigación, el estudio de los SE de los humedales costeros posee especial relevancia debido a los atributos ecológicos y biofísicos presentes en la costa de poco más de 650 km, donde se localiza una serie de estos ecosistemas con alta riqueza biológica, importancia económica y valor cultural, recreativo y científico (Alonso-Pérez *et al.*, 2003; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2008; Camacho-Valdez *et al.*, 2014).

Estudios realizados con apoyo de técnicas de percepción remota han encontrado que los humedales costeros han enfrentado una tendencia de deterioro en las últimas cuatro décadas, una condición atribuible a la expansión y crecimiento de infraestructura física, turismo, vertimiento de aguas residuales, conversión de uso de suelo para actividades acuícolas y el desplazamiento demográfico hacia municipios como Mazatlán (Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2002, 2011; Alonso-Pérez *et al.*, 2003; Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 2003; Brito Rodríguez y Cánoves-Valiente, 2019).

Junto con el análisis de los cambios del paisaje costero se han desarrollado estudios de valoración económica de los SE en la costa sur de Sinaloa (Camacho-Valdez *et al.*, 2014, 2016), y en menor medida se cuenta con experiencias de valoración social que han sido aprovechadas para identificar la importancia relativa de los humedales y los SE que estos proveen (Escobar *et al.*, 2023).

Si bien cada estudio ha aportado información relevante para el manejo costero, representan intervenciones aisladas que describen elementos de distinta naturaleza (ambiental vs. social) dentro de escalas espaciales distintas, por ejemplo, paisaje vs. localidad, por tal razón se dificulta la generación de estrategias integrales con una visión de socio-ecosistema.

Con tales elementos se decidió aplicar un enfoque de valoración social en la zona costera de los municipios de Mazatlán, El Rosario y Escuinapa en el sur de Sinaloa, región que se caracteriza por la dependencia social y económica hacia los humedales debido a la realización de actividades como la pesca, el turismo y el desarrollo inmobiliario. Asimismo, esta zona alberga tres sitios Ramsar: Laguna Huizache-Caimanero, Playa Tortuguera El Verde Camacho y Marismas Nacionales (Sinaloa), esta última un área de interés para declararse Reserva de Biosfera en el Estado. Para ello,

en este estudio se identificaron las relaciones entre las características físicas de los humedales costeros, incluyendo el grado de conservación y el perfil socioeconómico de los beneficiarios, con base en diez variables que combinaron aspectos de procedencia, el nivel de escolaridad, ocupación, edad, género y conocimiento en torno a los humedales.

1.4. Hipótesis

El valor social asignado a los SE de los humedales costeros, varía en función del perfil socioeconómico de los beneficiarios y las características físicas del sitio, en particular el grado de conservación percibido y la cercanía, por lo tanto, a los humedales en sitios conservados se les asigna un mayor valor social.

1.5. Objetivo General

Analizar el valor social de los servicios ecosistémicos aportado por los humedales de la zona costera del sur de Sinaloa (México) e identificar los factores sociales y ambientales que determinan el nivel de valor y su distribución espacial.

1.6. Objetivos Específicos

1. Identificar el grado de conservación de los humedales costeros del sur de Sinaloa para el periodo 2010-2019.
2. Identificar los SE aportados por los humedales costeros del sur de Sinaloa y caracterizar el perfil socioeconómico de los beneficiarios en zonas cercanas.
3. Estimar el valor social asignado por los beneficiarios en zonas cercanas a los humedales y

establecer su distribución espacial en la costa sur de Sinaloa a través de un enfoque participativo.

4. Determinar la relación entre el valor social de los humedales y el perfil socioeconómico de los beneficiarios ubicados en zonas cercanas a los humedales y las características físicas de los humedales.

1.7. Sección Integradora del Trabajo

La presente tesis está compuesta por cuatro artículos que en conjunto abordaron los objetivos específicos y general: analizar el valor de los servicios ecosistémicos aportado por los humedales de la zona costera del sur de Sinaloa (México) y la identificación de los factores sociales y ambientales que determinaron su distribución espacial.

El primer artículo “Valoración social de los servicios ecosistémicos de humedales costeros: Estado actual y perspectivas”, que se encuentra publicado se trata de una revisión del estado del conocimiento sobre el valor social de los SE aportados por los humedales en la zona costera a nivel mundial y los elementos geográficos involucrados en un proceso participativo. El artículo establece la relevancia del trabajo en el contexto internacional, las áreas de oportunidad dentro del estudio de humedales costeros y ofrece una definición original del valor social útil para la investigación local y participativa. Lo anterior también se aprovechó para seleccionar las metodologías de la colecta, sistematización y el análisis de datos.

El segundo artículo “Efectos del cambio de uso del suelo en el aporte de servicios ecosistémicos de los humedales costeros de Sinaloa, México” (por someterse), corresponde al análisis del cambio en la distribución y extensión de los humedales costeros, una variable aproximada a la variable de interés, en este caso el estado de conservación de las unidades de provisión. Los hallazgos indican que los humedales se han situado dentro de procesos de cambio de uso de suelo lo cual compromete el aporte de SE en la costa sur de Sinaloa, principalmente los de regulación y de provisión.

Con el tercer artículo titulado “Valoración social de humedales costeros en el noreste de México”, aceptado para su publicación, se estima el valor social de los humedales desde un enfoque disgregado que contempla el perfil socioeconómico de los beneficiarios, la identificación de SE y

los cambios percibidos en los humedales a nivel local, con base en resultados de un cuestionario aplicado a través del procedimiento de encuesta. Esto permitió identificar los aspectos sociales y ambientales que influyen en la asignación de valor social.

El cuarto artículo (por someterse) presenta, desde una perspectiva espacialmente explícita y participativa, la distribución del valor social y los factores que determinan el conocimiento de los beneficiarios, utilizando herramientas como el mapeo, el grupo focal y análisis del discurso. Además, se exploró cualitativamente la disposición a participar en la conservación futura de los ecosistemas ante los impulsores de cambio identificados. Adicionalmente, se presentan dos secciones que corresponden a la Discusión General y Conclusiones, que integraron los resultados y generaron recomendaciones orientadas a la consecución en torno al objetivo general de la tesis.

2. VALORACIÓN SOCIAL DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE HUMEDALES COSTEROS: ESTADO ACTUAL Y PERSPECTIVAS

ARTÍCULO DE REVISIÓN / REVIEW ARTICLE

Social valuation of the ecosystem services from coastal wetlands: current status and perspectives.

Running title: Valor social de servicios ecosistémicos en humedales costeros

Mayra Isabel de la ROSA-VELAZQUEZ^{1a}, Arturo RUIZ-LUNA^{2b*}

¹ Programa de Doctorado en Ciencias, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C. Av. Sábalo-Cerritos s/n, C. P. 82112, Mazatlán, Sinaloa, México.

² Laboratorio de Manejo Ambiental, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C., Unidad Mazatlán, Av. Sábalo-Cerritos s/n, C. P. 82112, Mazatlán, Sinaloa, México.

^a ORCID: orcid.org/0000-0002-0738-7602

^b ORCID: orcid.org/0000-0001-6878-0929

**For correspondence:* arluna@ciad.mx

Received: 13th June 2019. **Returned for revision:** 28th August 2019. **Accepted:** 23rd September 2019.

Artículo publicado: <https://doi.org/10.15446/abc.v25n3.80387>

Acta biol. Colomb (2020); 26(1): 403-413

DOI: <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v26n1.80387>

Disponible en línea: <http://www.revistas.unal.edu.co/index.php/actabiol>

VALORACIÓN SOCIAL DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE HUMEDALES COSTEROS: ESTADO ACTUAL Y PERSPECTIVAS

Social valuation of the ecosystem services from coastal wetlands: current status and perspectives

Mayra Isabel de la ROSA-VELAZQUEZ¹, Arturo RUIZ-LUNA²*

¹Programa de Doctorado en Ciencias, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C. Av. Sábalo-Cerritos s/n, C. P. 82112, Mazatlán, Sinaloa, México

²Laboratorio de Manejo Ambiental, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C., Unidad Mazatlán, Av. Sábalo-Cerritos s/n, C. P. 82112, Mazatlán, Sinaloa, México

*For correspondence: arluna@ciad.mx

Received: 13th June 2019, Returned for revision: 28th August 2019, Accepted: 23rd September 2019.

Associate Editor: Sergi Sabater.

Citation/Citar este artículo como: de la Rosa-Velázquez MI, Ruiz-Luna A. Valoración social de los servicios ecosistémicos de humedales costeros: estado actual y perspectivas. Acta Biol Colomb. 2020;25(3):403-413. Doi: <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v25n3.80387>

RESUMEN

Los Servicios Ecosistémicos (SE) son bienes y servicios que la humanidad obtiene de la naturaleza y a los que se asigna valor ecológico, económico y social, aunque se ha brindado menor atención al estudio de este último. Esta deficiencia es más notable en el caso de los humedales costeros, que proveen importantes SE, escasamente explorados desde la perspectiva social y espacial, pese a su pertinencia en la planificación territorial. Para conocer el estado del arte relativo a la valoración social de SE de humedales costeros y la importancia del análisis espacial en el proceso, se realizó una revisión documental sistemática (2005-2018) que permitió observar una tendencia positiva en el número de publicaciones, en especial en el último trienio. Se identificó que el valor social carece de una definición estandarizada y se ha enfocado a servicios sin valor de mercado, mientras que en lo relativo a dimensión espacial, se encontró que se ha venido incorporando con esquemas de mapeo participativo, dirigido a determinar la accesibilidad a sitios de provisión de SE y a la identificación de sitios de valor social dentro de los humedales, sin que la producción de mapas sea relevante. No se encontraron elementos para determinar si la valoración social es complementaria o alternativa a la económica, pero se requiere crear un marco conceptual para la valoración integral basado en la pluralidad de valores de los SE como una estrategia de conservación de los humedales.

Palabras clave: Cartografía social, ecosistemas costeros, indicadores sociales, servicios ambientales.

ABSTRACT

Ecosystem Services (ES) include goods and benefits that people obtain from nature and to which ecological, economic and social values are assigned, although less attention has been given to the study of the latter. This deficiency is particularly notable for coastal wetlands, which provide important ES, rarely studied from a social and spatial perspective, despite their relevance in territorial planning. To define the state-of-the-art about social assessment of SE in coastal wetlands and the importance of spatial analysis in that process, a systematic documentary review (2005-2018) was carried out, finding a positive trend in the number of publications, with a notable increase in the last three years. It was found that social value lacks clear definition and has focused on services without market value, while in terms of spatial dimension it has been included with participatory mapping schemes, aimed at determining the accessibility to SE provision sites and the identification of social value sites within the wetlands, but with a little relevant map production. No elements were found to conclude if social valuation is complementary or alternative to the economic one, but it is necessary to create a conceptual framework for the integral valuation, based on the plurality of values of the SE as a strategy for the conservation of wetlands.

Keywords: Coastal ecosystems, environmental services, social indicators, social mapping.

INTRODUCCIÓN

La pérdida de biodiversidad mundial es evidencia de la crisis ambiental y del fracaso de diversos enfoques antropocéntricos de conservación, perfilándose como la principal razón para la búsqueda de distintos esquemas que promuevan la protección de la diversidad y la adaptación al cambio. En ese sentido se han desarrollado enfoques adaptativos basados en ecosistemas y en comunidades, con objetivos similares y planificación espacial participativa, aunque con distintas prioridades (Reid, 2016). Dichos enfoques buscan modificar la visión utilitarista de la naturaleza y fomentar los procesos de gobernanza en el manejo de los recursos naturales (Blake *et al.*, 2017; Nahuelhual *et al.*, 2017). Dentro de esa tendencia, la inclusión de los Servicios Ecosistémicos (SE), considerados como los bienes y servicios que se derivan de los ecosistemas para beneficio de la humanidad, ocupa un papel trascendental al relacionar el papel de la naturaleza con diversas dimensiones del bienestar humano (MEA, 2005).

A partir de la iniciativa denominada MEA (MEA por las siglas en inglés de Millennium Ecosystem Assessment), iniciada por la ONU en 2001, se incrementó el interés por conceptualizar y valorar los SE con metodologías de adopción universal. Destacan las propuestas de The Common International Classification of Ecosystem Services (CICES), The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) y The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES), orientadas a evidenciar la dependencia entre los activos sociales y naturales y a coadyuvar en el uso de la valoración de los SE durante la toma de decisiones (Chaudhary *et al.*, 2015).

A pesar de su orientación social, la mayoría de las iniciativas para valorar los SE han aplicado enfoques económicos, con prevalencia del valor de mercado (precio, costo evitado, costo de reemplazo), orientados al aprovechamiento inmediato de los recursos (Gómez-Baggethun *et al.*, 2010). Esta situación ha generado consecuencias importantes, como la exclusión en el análisis de los servicios con valores de uso no directo o sin precio, lo que reduce las posibilidades de ser tomados en cuenta y de incluirlos en la toma de decisiones (Munro *et al.*, 2017).

Además, el tema se ha abordado escasamente para algunos ecosistemas que son fundamentales por la cantidad e importancia de los SE que proporcionan, como los humedales costeros (Davidson *et al.*, 2014; Thorslund *et al.*, 2017). A pesar de su relevancia, estimaciones recientes han identificado que, a nivel global, el 33 % de los humedales se han perdido o transformado por la expansión agrícola y el desarrollo de centros urbanos (Hu *et al.*, 2017), en tanto que a nivel local se han estimado tasas de cambio similares o aún mayores para humedales costeros (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 2003; Jiang *et al.*, 2015).

Por otra parte, la valoración de los SE asociados a estos ecosistemas se ha planteado como un elemento de apoyo

en la toma de decisiones y aunque lentamente, ha seguido una tendencia progresiva, principalmente con un enfoque económico (Camacho-Valdez *et al.*, 2014; Perez-Verdin *et al.*, 2016). Solo recientemente se han fortalecido el análisis y la valoración social (Scholte *et al.*, 2015; van Riper *et al.*, 2017).

El valor social de los SE se ha abordado desde distintas disciplinas, por lo que no se ha consolidado un concepto funcional y universal. Se define en algunos casos como el grado de importancia que los SE tienen para las personas (Aheto *et al.*, 2016) y en otros como un subtipo de valor relacional que vincula a los seres humanos con un sitio específico, natural o no, a partir de las creencias, significados y motivaciones de los individuos y las relaciones socio-ecológicas que se establecen (Kobryn *et al.*, 2018). Así, se ha comprobado que aspectos como el sentido de pertenencia y la apreciación sobre la relación individual con el medio ambiente, proveen información con confiabilidad equiparable a la evaluación económica (Brown, 2013).

Es importante precisar que la valoración social de los SE ha venido reforzándose de manera evidente, con la inclusión del componente espacial, que provee cierta precisión en la ubicación de los SE, por lo que, en conjunto con el uso de programas especializados y metodologías de cartografía participativa, ha sido posible mapear el aporte de los SE e inclusive modelar tendencias de cambio a mediano y largo plazo, lo cual hace factible su aplicación en la construcción de políticas públicas (Ochoa y Urbina-Cardona, 2017).

Con estas consideraciones, el presente análisis busca contextualizar la valoración social de los SE, particularmente los ofrecidos por humedales costeros, a través de una revisión sistemática de la literatura especializada, a fin de identificar los avances en la materia y los vacíos de información. También se pretende proporcionar elementos de juicio para determinar si la valoración social es alternativa o complementaria a la valoración económica y definir así sus perspectivas a futuro. Por la importancia que tiene la dimensión espacial en la determinación del valor y sus flujos, se incluye este componente en el análisis.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para los propósitos del presente análisis, se recolectó la información científica reciente (2005 – 2018) con el modelo sistemático de búsqueda, revisión y elegibilidad denominado PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses), propuesto por Moher *et al.* (2010), bajo criterios de selección específicos que permiten reducir la redundancia e incluir solo documentos relevantes para este estudio.

Solo se incluyeron artículos publicados en idioma inglés, procedentes de revistas indizadas, cuyo objetivo fuera la valoración social de SE, particularmente en zonas costeras, con inclusión de estudios de caso y con aplicación de métodos que permitieran un análisis espacialmente explícito (sistemas de información geográfica-SIG, métodos cartográficos, SIG participativo, mapeo).

Se inició la identificación de las publicaciones contenidas en los repositorios Web of Science y ScienceDirect, conforme a una serie de expresiones de búsqueda y un posterior proceso de depuración de registros. Las expresiones booleanas de búsqueda fueron: “socio-cultural valuation AND ecosystem services”, “socio-cultural values AND ecosystem services”, “social valuation AND ecosystem services”, “ecosystem services AND participatory mapping”, “ecosystem services AND participatory GIS”, “integrated valuation AND ecosystem services”, “geographic information system AND ecosystem services”.

Una vez identificados los documentos con los requerimientos señalados, se continuó el proceso de filtrado para eliminar la duplicidad en las referencias, para posteriormente proceder a la lectura del resumen de cada documento y reconocer los posibles aspectos de interés, tales como objetivo, área geográfica, ecosistemas estudiados y la inclusión de aspectos relacionados con el mapeo, con la finalidad de excluir los registros que no cumplieran con los criterios mencionados. De esta manera se obtuvo la muestra definitiva, que se organizó por década y región para facilitar el análisis del avance en el tema de interés y asociarlo con el ámbito geográfico dentro del cual se han dado dichas publicaciones.

Con la muestra final de documentos, se construyó una base general de almacenamiento o unidad hermenéutica en el software ATLAS.ti 8, un programa de análisis cualitativo de datos asistido por computadora (CAQDAS), que permite organizar y revisar de forma concisa el contenido de cada documento sin comprometer la integridad de los datos (Hwang, 2008; Ang *et al.*, 2016).

Para el análisis de contenido se aplicaron los principios de la Teoría Fundamentada (Glaser y Strauss, 1967), metodología inductiva que propone que la colecta y análisis de datos cualitativos puede generar teorías que expliquen el fenómeno estudiado. El proceso de análisis permite la identificación de los datos y su posterior integración en categorías teóricas usando un método de comparación constante, cuyas relaciones generan las teorías. El análisis parte de la fragmentación de los datos en unidades condensadas llamadas códigos, cuyo fin es capturar la esencia de un atributo a través de frases cortas, enunciados extensos, imágenes o cualquier otra manifestación del lenguaje, que pueden etiquetarse simbólicamente por medios electrónicos o selección manual.

El proceso de codificación se caracteriza porque los datos adquieren significado con la reinterpretación y redacción de notas en lugar de ajustarse a marcos conceptuales preconcebidos, como ocurre con las hipótesis. De igual manera contempla el principio de serendipia, entendido como la posibilidad de descubrir nuevos datos que emergen de forma inesperada y permiten redireccionar las preguntas de investigación o generar nuevos planteamientos (Saldaña, 2013).

En este caso se aplicó la codificación axial, un proceso sistemático, ordenado y reiterativo, tendiente a identificar y

seleccionar frases, enunciados abstractos y frases simbólicas que hacen referencia a aspectos centrales del valor social de los SE, por ejemplo, la definición del fenómeno o las características y las necesidades de estudio. Una vez identificado cada código, se establecieron las relaciones teóricas entre los códigos a partir de la comparación entre documentos, prestando especial atención a la designación explícita en la literatura como elementos vinculados por algún tipo de relación (asociación, dependencia, causalidad), el empleo de conectores textuales y el hallazgo de patrones lógicos en memos analíticos (Saldaña, 2013).

Al concluir la codificación, en el software se generó de forma automática una lista ordenada con el número de apariciones de cada código (frecuencia) y de relaciones teóricas con otros códigos (densidad) registrados. Posteriormente la lista se exportó a una hoja de cálculo para determinar el total de cada criterio y seleccionar los códigos con los valores de frecuencia y densidad más altos.

Una vez seleccionados, los códigos se agruparon en categorías superiores o familias que funcionaron de manera similar a una carpeta contenedora, a fin de evidenciar los tópicos principales y los aspectos relevantes en torno a los cuales se contextualiza el valor social. El proceso de codificación y por tanto la construcción de categorías, se dio por finalizado al llegar a un punto de saturación teórica cuando los datos no aportaron información nueva o los elementos en las categorías se hicieron repetitivos.

RESULTADOS

Características de la unidad hermenéutica

La muestra inicial superó los 4000 documentos, mismos que se redujeron a poco más del 1.0 % después del filtrado, depuración y el proceso de elegibilidad, con lo cual se obtuvo un total de 46 artículos de investigación disponibles para el análisis (Fig. 1).

En función de su representación geográfica, la mayoría de los artículos seleccionados correspondió a estudios de caso realizados en América (13), principalmente en EUA, así como en Europa (13), que en conjunto representaron el 57 % del total, con lo cual se establecen como centros geográficos de publicación sobre valoración social en humedales costeros. El resto de los casos de estudio provino de Oceanía (20 %), Asia (11 %) y África (9 %), mientras que una proporción mínima (4 %) correspondió a dos meta-análisis, que se consideraron de manera independiente al resto de las regiones geográficas (Fig. 2).

Todos los documentos analizados se publicaron en fechas recientes, particularmente en el periodo 2016-2018, en el que se acumuló más de la mitad (57 %) de la muestra. El resto de los artículos examinados (43 %) también se publicaron en la presente década (2011-2015), mientras que para el periodo previo (2005-2010) no se registraron documentos.

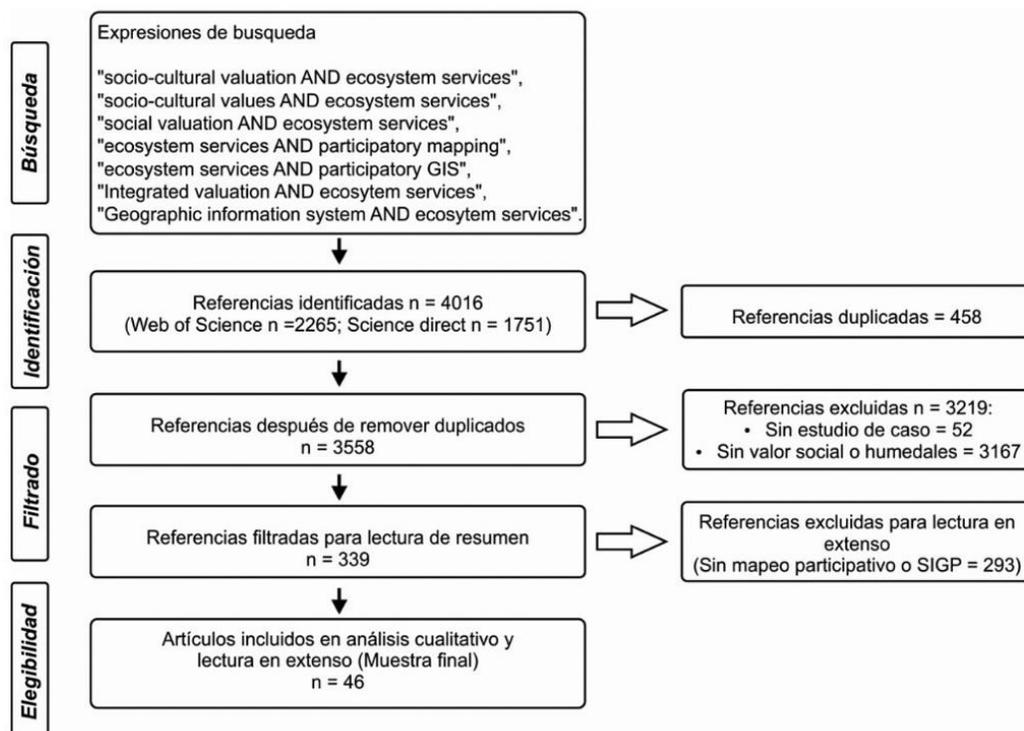


Fig. 1. Diagrama de búsqueda y selección de información según el modelo PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses). Modificado de Moher *et al.* (2010).

Como resultado de la codificación cualitativa se identificaron nueve códigos que concentraron el mayor número de relaciones conceptuales en torno a la valoración social de los SE y que por sus características se pudieron agrupar en cinco categorías centrales de información (Tabla 1). De los anteriores, se destacaron los códigos Sentido de pertenencia y Planificación espacial, ambos de la categoría serendipia, es decir, los hallazgos no previstos o elementos no buscados al iniciar el análisis. Ambos códigos obtuvieron los mayores valores de densidad, lo cual sugiere un nivel elevado de interacción simbólica entre los códigos relativos al valor social, ya sea por la reinterpretación de significados o por la redefinición de los conceptos por parte de los autores (Paulus y Lester, 2016).

Sentido de pertenencia se presentó como el código de mayor densidad, aunque con baja frecuencia (12/3), lo que indica que los artículos se centraron en enfatizar la relevancia de conceptos asociados a esta dimensión psicológica y cognitiva, que vincula directamente al sujeto con el sitio donde se encuentra, en lugar de presentar una definición explícita del mismo. Por otra parte, el código Planificación espacial obtuvo el segundo valor más alto en densidad y uno de los más elevados en frecuencia (10/15), indicio de que los esfuerzos de investigación realizados buscan posicionar a la valoración social dentro de un enfoque de planificación espacial marino-costera. Por el valor de densidad de

ambos códigos se sugiere que existe un nivel elevado de interacción simbólica en torno al valor social, ya sea por la reinterpretación de significados propuestos desde distintas disciplinas, la redefinición de los conceptos por parte de los autores, o bien por la inclusión del valor social en marcos conceptuales asociados a componentes espaciales (Paulus y Lester, 2016).

De esa manera, entre 2012 y 2017 se publicaron cinco estudios de valoración social en Oceanía, como parte de proyectos de planificación y ordenamiento territorial, con el objetivo de analizar las implicaciones sociales, ecológicas y económicas esperadas por la creación de áreas naturales protegidas y para identificar zonas de conflicto potencial por el uso o administración de recursos naturales entre gobierno y grupos indígenas (Brown *et al.*, 2017; Moore *et al.*, 2017; Munro *et al.*, 2017; Ramm *et al.*, 2017; Kobryn *et al.*, 2018).

En otra categoría importante, la denominada Valor social, se agruparon y analizaron las expresiones empleadas en la literatura a fin de construir una definición base del mismo y establecer diferencias con el valor económico. Como parte de esa categoría, el código del mismo nombre (Valor social) se situó en una jerarquía intermedia en cuanto a densidad y frecuencia y compartió valores similares con los códigos de Accesibilidad e Identificación de hotspots, que integraron la categoría Análisis espacial.

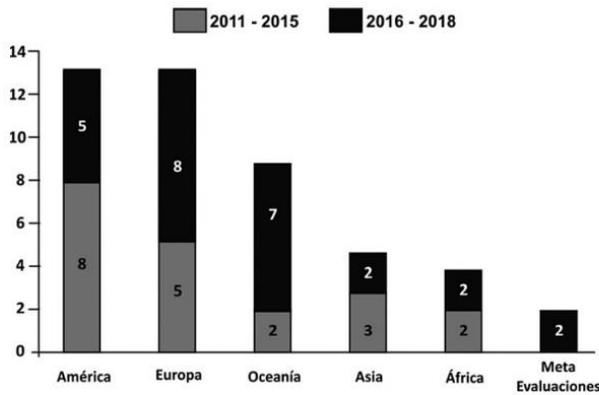


Fig. 2. Distribución temporal y geográfica de publicaciones sobre valor social. No se encontraron registros en el periodo 2005 a 2010, también considerado dentro del estudio.

De la anterior categoría destacó el código Accesibilidad, ya que registró los valores más altos de frecuencia (9/16) como consecuencia del número de investigaciones que evalúan el impacto derivado de obras físicas, como las vías de acceso (carreteras, puertos de embarque o caminos disponibles), sobre la condición y el grado de conservación de los humedales. Así, se establecen en lo posible las relaciones entre los cambios ocurridos en el paisaje con la capacidad de aporte de ciertos SE y la movilidad de los beneficiarios para acceder a ellos (*in situ* o por proximidad). Por otro lado, la relación existente entre características del paisaje y la provisión de SE se considera como uno de los principales vacíos de información que enfrenta la valoración social; sin embargo, retomar el análisis del conocimiento ecológico local puede atender este vacío y ser un factor positivo durante la valoración.

Finalmente, el código Identificación de hotspots obtuvo una densidad intermedia, pero hubo coincidencia al indicar que la identificación de sitios que concentran mayor cantidad de valores sociales y que poseen elevada riqueza biológica, favorece la vinculación entre la perspectiva ecológica y

social, así como la creación de un esquema de valoración integral (Davis *et al.*, 2016; van Ripper *et al.*, 2017).

El valor social de los servicios ecosistémicos

Desde cualquier perspectiva, la valoración de SE representa un proceso analítico que provee información sobre componentes de los ecosistemas y coadyuva a promover cambios de conducta social, al ampliar la conciencia sobre los beneficios derivados de la naturaleza y contribuir al diseño de incentivos gubernamentales que internalicen las externalidades ambientales (Ghermandi *et al.*, 2013). Sin embargo, es evidente que los esfuerzos por armonizar las distintas dimensiones del problema no son relevantes hoy, dado que se enfocan solo en una de ellas (económica, ecológica o social), a pesar de que posean igual importancia para el desarrollo humano. Una prueba de ello surge del análisis documental, en el que la mayoría de los estudios (80 %) aplicó exclusivamente el enfoque de valoración social, mientras que solo el 13 % intentó complementarlo con la valoración económica, mediante la combinación de metodologías de valoración contingente (cuantitativo), con encuestas de percepción, para así evaluar la opinión de las personas a través de un rango de valores, como es el caso de valoración cualitativa con escala de Likert. Adicionalmente, se observó la aplicación empírica de protocolos mixtos que pretendieron establecer un marco integral. El 7 % restante (tres artículos), correspondió a casos que analizaron preferencias sociales para seleccionar áreas de conservación, estimar la disposición a contribuir en acciones de reforestación y evaluar las condiciones físicas del humedal por eventos hidrometeorológicos.

Estos resultados indican que ambas metodologías se siguen abordando de forma aislada, principalmente por el tipo de SE que analizan y el sector social que pretenden movilizar. Así, los casos de valoración económica buscaron estimar la disposición de aceptar el precio por la transformación de humedales en otras coberturas antrópicas, ej. acuacultura, y atraer la atención del gobierno, empresas y desarrolladores

Tabla 1. Densidad y frecuencia de los códigos asociados con la valoración social de Servicios Ecosistémicos (SE) en humedales costeros.

Códigos individuales	Categoría central	Densidad / Frecuencia
1 Sentido de pertenencia		12 / 3
2 Planificación espacial	Serendipia	10 / 15
3 Valor social	Valor	9 / 17
4 Accesibilidad		9 / 16
5 Identificación de hotspots	Análisis espacial	5 / 11
6 Preferencia social		9 / 11
7 Conocimiento Ecológico Local / Tradicional	Factor cambio	7 / 14
8 Desconocimiento de la relación paisaje y SE		8 / 7
9 No inclusión de SE culturales en la investigación	Vacío de información	5 / 16

de bienes raíces, quienes asumieron que el monto económico condensa todos los valores de la naturaleza y el nivel de importancia social hacia un determinado recurso.

En cambio, la valoración social se aplicó principalmente para estimar compensaciones o beneficios derivados de los SE culturales (Brown, 2013), descritos como beneficios intangibles, destinados al enriquecimiento espiritual, el desarrollo cognitivo, la reflexión, la recreación y las experiencias estéticas (MEA, 2005). En su mayoría, la valoración social se ha centrado en el turismo y la recreación, aunque también se ha enfocado en la belleza escénica, la identificación de lugares de importancia cultural y la relación de aspectos relativos a la biodiversidad, con el nivel de vulnerabilidad social ante posibles amenazas. Además, cada caso priorizó la participación de los grupos de beneficiarios directos, tales como pescadores y prestadores de servicios, como estrategia para promover la protección y restauración de ecosistemas desde una pequeña escala, y responder a la inconmensurabilidad, invisibilidad e intangibilidad del valor social que actúan como las principales causas de la reducida aplicación durante la toma de decisiones (Chan *et al.*, 2012).

Aunque la valoración social va más allá de los SE culturales y puede aplicarse con otros propósitos, se desprende del análisis que no hay claridad sobre el concepto de valor social ni sobre los métodos para abordarlo, por lo que se corre el riesgo de denominar “estudio de valor social de SE” a cualquier investigación que aborde elementos relativos a la cultura en un sitio específico. En ese contexto, se identificaron documentos que emplearon encabezados alusivos a la valoración social de humedales, aunque el objetivo fue evaluar las preferencias sociales y estimar la disposición a pagar, este último como un método propio de la valoración económica (Kuenzer y Tuan, 2013; McDonough *et al.*, 2014; Loc *et al.*, 2017).

Por lo anterior, debe resaltarse que, a pesar del consenso sobre la importancia de la valoración social y los beneficios de incorporarla activamente en la toma de decisiones, el concepto no está completamente consolidado en la literatura analizada. Por ello, con base en este estudio, se propone definirlo como el nivel de importancia que las personas, en lo individual o colectivo, asignan a un sitio o ambiente en función de procesos cognitivos y de las cualidades físicas

del sitio, sujeto a la interacción de elementos propios del ser humano (preferencias, emociones, sentimientos) y condicionado por factores relacionados con el estado de conservación de los ecosistemas y con elementos de orden socioeconómico.

Dimensiones del valor social de los servicios ecosistémicos

En el análisis se identificaron 14 expresiones de texto que involucran al valor social, con “valor social” y “valor socio-cultural” como las locuciones de mayor uso en el encabezado y en el contenido de los documentos revisados (Tabla 2). Algunas de esas expresiones tienen analogía con las expresiones de valor paisajístico descritas por Brown y Weber (2012) y en conjunto aluden a tres niveles de estudio: el individual, el colectivo y el nivel de paisaje.

Nuevamente se evidenció la dificultad de definir el alcance del valor social de los SE y en cambio se coincide en que representan “valores vividos”, resultado de la interacción de los significados, cualidades o valores que las personas perciben sobre su entorno, que se modifican por aspectos psicológicos y cognitivos humanos (Queiroz *et al.*, 2017).

A partir de los elementos identificados, el valor social se concibe como producto de la interacción entre otros valores, en particular del valor sostenido y el valor asignado, ambos considerados objetos de estudio exclusivo de disciplinas económicas, lo cual escala el análisis disciplinario al multi o transdisciplinario. El valor sostenido se asocia con las creencias personales sobre la importancia de un objeto o espacio percibido como valioso. Aunque menos estable en el tiempo, se trata del principal modelador del comportamiento humano y se distingue por su carácter interpretativo y subjetivo debido a los elementos psicológicos y cognitivos que lo componen (Brown y Weber, 2012).

Por su parte, el valor asignado caracteriza la importancia de los espacios en función de un bien, actividad o servicio percibido que sirve como comparativo; además, las personas reconocen los atributos físicos de un sitio y le asignan valor, el cuál puede hacerse espacialmente explícito bajo métodos cartográficos. Debido a que el valor asignado se ve influenciado por el valor sostenido, la identificación y análisis de los elementos intangibles (motivaciones, creencias, significados)

Tabla 2. Denominaciones del valor social asociados con Servicios Ecosistémicos (SE) en humedales costeros. (Elaboración propia).

Dimensiones del valor social		
Individual	Colectivo	Paisaje
1. Valor vivido	3. Valor público	8. Valor del paisaje
2. Valor humano	4. Valores comunitarios	9. Valor dependiente del sitio o asociado al sitio
	5. Valor social	10. Valor forestal
	6. Valor socio cultural o socio-cultural	11. Valor ambiental
	7. Valores sociales para SE	12. Valor ecosistémico
		13. Valor prístino
		14. Valor tecno-ecológico

son claves para diseñar e implementar estrategias tendientes a modificar las preferencias individuales y colectivas, y promover actitudes de conservación ambiental (van Riper y Kyle, 2014; Ramm *et al.*, 2017).

Por otro lado, no se identificó una conexión directa entre los aspectos geográficos de los sitios y los elementos emocionales de los beneficiarios, aunque los humedales, al igual que otros ecosistemas, resultan sensibles a factores sociales, físicos y económicos. Sin embargo, a diferencia del valor económico, netamente antropocéntrico, el valor social sostiene una visión biocéntrica que engloba los significados que se construyen a partir de los pensamientos, sentimientos, memorias y motivaciones vinculadas a un sitio y que se perciben a nivel individual y comunitario (Kati y Jari, 2016). Por ello, se sugiere que la adopción de ideas basadas en el reconocimiento de procesos y valores sociales que relacionan al ambiente con la comunidad, contribuirían más a acciones de conservación que la mera descripción del impacto ambiental y modelarían nuevas conductas ambientales en los individuos que dependen de los SE (van Riper *et al.*, 2017).

Por su subjetividad, el valor social ha podido separarse en subtipos que responden al interés del investigador, del objetivo a cumplir o del SE a valorar, lo que evidentemente genera variabilidad en cuanto al número de subtipos que se han analizado para cada caso de estudio (de cuatro a 17 valores) y dificulta la estandarización de criterios que sugieran el número mínimo o recomendable de valores que deben analizarse.

Particularmente para el caso de los humedales costeros, se carece de una línea base que permita la categorización del valor social y se encuentran únicamente adaptaciones a sistemas de clasificación diseñados originalmente para ecosistemas terrestres. De esta manera, el sistema de 12 valores propuesto por Brown y Reed (2000) se ha convertido en el referente típico, a pesar estar diseñado para la valoración de bosques de montaña.

El análisis espacial como elemento de la valoración social.

Ante el interés observado en años recientes por estimar el valor social de los SE y el reducido marco teórico y metodológico existente, se han incorporado enfoques auxiliares para traducir la información intangible de un sitio o paisaje en elementos visibles para la planificación, manejo y toma de decisiones (Klain y Chan, 2012). Así, el análisis espacial adquiere particular relevancia al promover el estudio geográfico de atributos físicos del paisaje que se relacionan con el aporte y la demanda de los SE. Por ejemplo, marcos teóricos como los que ofrecen CICES y TEEB abordan el análisis espacial o geográfico a partir de modelos en cascada para mostrar que la fuente de aporte de SE puede situarse lejos de aquellos sitios donde son aprovechados por las poblaciones humanas y establecer distintos patrones de movilidad para acceder a ellos (Potschin y Haines-Young, 2011).

Con esa perspectiva, el análisis espacial aporta herramientas y aproximaciones que sirven para crear una imagen visible, mensurable y acotada de los elementos intangibles de los ecosistemas (Bas Ventín *et al.*, 2015). También adopta la premisa de que el valor se transforma en un atributo del paisaje, por lo que su distribución y dinámica se vuelven espacialmente explícitos con el uso de métodos cartográficos adecuados, como el mapeo y el uso de sistemas de información geográfica (Cox *et al.*, 2015; Brown *et al.*, 2016). Sin embargo, pese a la importancia de los mapas para comunicar la información espacial, se registró una reducida aportación de elementos cartográficos dentro de la muestra documental, siendo inferior al 50 % del total.

Debe señalarse que, en general, el valor social y los servicios ecosistémicos se consideraron atributos independientes del paisaje, por lo que en la muestra analizada se evidencian esfuerzos de mapeo desiguales y aislados. Concretamente, se reconocieron 47 tipos de SE (17 servicios culturales, 15 de provisión, 11 de regulación y cuatro de soporte), así como 28 tipos de valor social, aunque solo hubo representación cartográfica en cerca del 50 %, especialmente para sitios de valor recreativo, con belleza escénica o herencia cultural.

Aunque también se realizó mapeo de SE de regulación y provisión, en ninguno de los casos registrados para el periodo más reciente (2016-2018) se abordaron temas asociados a conflictos o identificación de “hotspots socio-ecológicos”, considerados temas clave para la reducción de conflictos por usos del suelo en humedales y por tanto necesarios como herramienta para su conservación y manejo (Davis *et al.*, 2016; Moore *et al.*, 2017).

Desde el punto de vista metodológico, los enfoques aplicados combinaron técnicas de cartografía cualitativa con tecnologías de visualización convencional, como los SIG. Las principales metodologías usadas fueron el mapeo participativo, los SIG participativos (SIGP) y de intervención pública (SIGPP), que buscan dar acceso a la sociedad civil a herramientas de análisis espacial, para facilitar la planificación local. El mapeo participativo, también denominado mapeo de valores, cualitativo o de valores del paisaje, se posicionó como la técnica de mayor uso para la valoración social de SE, ya que permite vincular los valores sostenidos y asignados que originan al valor social; además, es adaptable y de fácil aplicación en sitios de limitado acceso, lo cual permite generar información de fuentes primarias a escala local (Ricaurte *et al.*, 2017).

Adicionalmente, se usaron técnicas estándar de percepción remota para evaluar la extensión y dinámica de cambio temporal en los humedales. También se observó el uso de complementos para valorar los SE (InVest para ArcGis); repositorios fotográficos (p.e. Flickr y Panoramio); tecnologías asociadas con redes sociales, tales como Facebook e Instagram y visualizadores en línea de la superficie terrestre (Google Earth, Google maps). Sin embargo, no

existe un protocolo normalizado que se haya empleado de manera regular para propósitos de valoración social.

Vacíos y retos en la valoración social en humedales

La adopción de los SE y su valoración, como estrategia para aumentar la conciencia social e incidir en la crisis ambiental, requieren subsanar vacíos teóricos y metodológicos a fin de darles sentido y propósito (Carmen *et al.*, 2018). A partir de lo anterior, dentro de la categoría Vacíos de información, se identificó una serie de elementos que deben ser atendidos como objeto de estudio (Tabla 3). En primer término y pese a la creciente difusión de los SE como concepto vinculante entre la humanidad y la naturaleza, los mecanismos de provisión de bienes y servicios no forman parte regular del acervo cultural local. Esa deficiencia dificulta la posibilidad de estimar la capacidad de los humedales para aportar SE e impide modelar la demanda de los beneficiarios directos, así como asociar el posible impacto de factores físicos, sociales y económicos sobre los SE y su valor social.

De igual manera, la invisibilidad de las relaciones entre el paisaje, los SE y el valor social trastoca la planificación del espacio y hace difícil incorporar la idea de que cada sitio es receptor de una pluralidad de valores y significados, entre ellos el valor social (Small *et al.*, 2017). Una visión estrictamente ecológica limita la asignación de cualidades intangibles a características del paisaje o sitio y definitivamente evita establecer relaciones cognoscitivas estables entre el paisaje, los SE y los significados asignados, incluso localmente.

Si bien se ha experimentado un notable aumento en el interés por posicionar a la valoración social al mismo nivel que su contraparte económica, prevalece una brecha de desinformación y confusión en torno al significado del valor social. En ese sentido, Davis *et al.* (2016) identificaron durante la aplicación de una encuesta, que los informantes confunden el valor social del paisaje con la importancia de infraestructura como iglesias y parques y los transforman en sus referentes de sitios que aportan bienestar social.

La ausencia de una definición aceptable de valor social obliga a las investigaciones futuras a construir un concepto conciso que realce las relaciones intangibles entre los humanos y la naturaleza, y que responda al diseño e implementación de sistemas de monitoreo a mediano y largo plazo como estrategias de adaptación y aprendizaje.

Aunque actualmente los SE forman parte de marcos conceptuales integrales (TEEB, CICES, IPBES), es un desafío vincular los cambios ocurridos en los sistemas socio-ecológicos con su efecto sobre los SE, lo que limita su comprensión por parte de la sociedad y los tomadores de decisión sobre el manejo de recursos y afecta la credibilidad sobre el conocimiento ecológico tradicional (Cunha *et al.*, 2018). Por tal motivo, se necesita crear enfoques de valoración integral acordes con una perspectiva socio-ecológica que reconozcan al valor social y contribuyan a definir, medir y articular los SE más allá del análisis de las preferencias sociales (Dawson y Martin, 2015). De esta manera, los valores social y económico, integrados con el valor ecológico, serán elementos del mismo análisis, basado en el conocimiento y experiencia de un amplio acervo de beneficiarios, con salidas de información comprensibles para cualquier grupo social y sujetos a la retroalimentación.

Para lograrlo se debe incorporar un pluralismo conceptual desde otras disciplinas sociales y evitar la pérdida de relaciones entre los activos sociales y naturales (*trade off*). Asimismo, un enfoque integral requiere de aspectos metodológicos que incorporen la dimensión social (mapeo participativo y SIGPP); sin embargo, debe reducirse el nivel de incertidumbre proveniente de aspectos relativos a la percepción individual, así como mejorar la precisión en el registro de los datos primarios (biológicos, geográficos, sociales) y facilitar la inclusión de indicadores en distintas escalas temporales y espaciales.

CONCLUSIONES

La valoración social de los servicios ecosistémicos es un tema de reciente estudio, que aún carece de un marco de conocimiento integral, vinculante y accesible sobre la

Tabla 3. Vacíos de información en la valoración social de Servicios Ecosistémicos (SE). (Elaboración propia)

Conocimiento	Análisis espacial	Valoración	Inclusión
1. Relación entre el paisaje, los SE y el valor social (Valor asociado al sitio)	1. Mapeo de estresores y su impacto sobre los SE	1. Sub/sobre estimación del valor social	1. Inclusión de los SE en la investigación; dificultades asociadas a definir, articular y medir los SE culturales.
2. Relación entre el paisaje y la capacidad de aporte de SE (Oferta).	2. Mapeo de SE (Aporte)	2. Cambios del valor (espacio / tiempo)	2. Exclusión de las percepciones sociales como atributos del espacio
3. Conocimiento biológico, social y económico disponible para el sitio	3. Precisión espacial del valor social post mapeo		3. Ausencia de un marco de valoración integral
	4. Desarticulación espacial		
	5. Modelación de la oferta, demanda social e impacto de factores de cambio		
	6. Estimación de la capacidad adaptativa; generación de modelos de resiliencia		

naturaleza de los SE, los mecanismos ecológicos que los generan y la pluralidad de elementos que determinan el valor social. La estimación del valor social ocurre de forma independiente al económico; sin embargo, la naturaleza de los SE como un sistema complejo, la diversidad de beneficiarios y de intereses sociales y la dinámica natural de los humedales, requieren aplicar nuevos enfoques de aproximación transdisciplinaria tendientes a visibilizar elementos de percepción humana e integrarlos como elementos fundamentales en la toma de decisión.

Al presentarse el valor social como un atributo adicional del paisaje, con cualidades físicas (ubicación y distribución), es posible dimensionarlo espacialmente, lo que permitiría generar estrategias de manejo y conservación del contexto ecológico y social actual, con respeto de la perspectiva del valor intrínseco del capital natural y mediante la visibilización del impacto de factores de cambio, incluso en distintas escalas espaciales y temporales. Por ello surge la necesidad de integrar las otras dimensiones de información (valor ecológico y económico), con el fin de visualizar explícitamente a los SE en espacios de decisión, donde converjan los intereses y necesidades de una multiplicidad de actores sociales.

Finalmente, se requiere de metodologías normalizadas de valoración social, que identifiquen los impulsores de cambio e incorporen otras dimensiones de estudio y otras disciplinas del conocimiento, que eviten las restricciones teóricas y metodológicas transferidas por los enfoques económicos. Los nuevos métodos deberán diseñarse para visualizar la pluralidad de beneficiarios y tomadores de decisión, y deberán crear espacios democráticos y de gobernanza ambiental que fomenten la reinterpretación del valor social y la posible afectación del capital social por procesos de cambio, sin minimizar la capacidad de aporte del capital natural.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el apoyo económico del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por una beca para estudios de Doctorado del primer autor y por el financiamiento del proyecto PN-2017-01-4764.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen conflicto de intereses.

REFERENCIAS

Aheto DW, Kankam S, Okyere I, Mensah E, Osman A, Jonah FE, *et al.* Community-based mangrove forest management: Implications for local livelihoods and coastal resource conservation along the Volta estuary catchment area of Ghana. *Ocean Coast Manage.* 2016;127:43–54. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.04.006>

- Ang KC, Embi MA, Melor MY. Enhancing the quality of the findings of a longitudinal case study: Reviewing trustworthiness via ATLAS.ti. *Qual Rep.* 2016;21(10):1855–1867.
- Bas Ventín L, de Souza Troncoso J, Villasante S. Towards adaptive management of the natural capital: Disentangling trade-offs among marine activities and seagrass meadows. *Mar Pollut Bull.* 2015;101:29–38. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.031>
- Blake D, Augé AA, Sherren K. Participatory mapping to elicit cultural coastal values for Marine Spatial Planning in a remote archipelago. *Ocean Coast Manage.* 2017;148:195–203. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.08.010>
- Brown G, Pullar D, Hausner VH. An empirical evaluation of spatial value transfer methods for identifying cultural ecosystem services. *Ecol Indic.* 2016;69:1–11. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.053>
- Brown G, Reed P. Validation of a forest values typology for use in national forest planning. *Forest Sci.* 2000;46(2):240–247.
- Brown G, Strickland-Munro J, Kobryn H, Moore SA. Mixed methods participatory GIS: An evaluation of the validity of qualitative and quantitative mapping methods. *Appl Geogr.* 2017;79:153–166. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.12.015>
- Brown G, Weber D. Measuring change in place values using public participation GIS (PPGIS). *Appl Geogr.* 2012;34:316–324. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.12.007>
- Brown G. The relationship between social values for ecosystem services and global land cover: An empirical analysis. *Ecosyst Serv.* 2013;5:58–68. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.06.004>
- Camacho-Valdez V, Ruiz-Luna A, Ghermandi A, Berlanga-Robles CA, Nunes PALD. Effects of land use changes on the ecosystem service values of coastal wetlands. *Environ Manage.* 2014;54(4):852–864. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0332-9>
- Carmen E, Watt A, Carvalho L, Dick J, Fazey I, Garcia-Blanco G, *et al.* Knowledge needs for the operationalisation of the concept of ecosystem services. *Ecosyst Serv.* 2018;29:441–451. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.012>
- Chan KMA, Guerry AD, Balvanera P, Klain S, Satterfield T, Basurto X, *et al.* Where are cultural and social in ecosystem services? A framework for constructive engagement. *Bioscience.* 2012;62(8):744–756. Doi: <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.8.7>
- Chaudhary S, McGregor A, Houston D, Chettri N. The evolution of ecosystem services: A time series and discourse-centered analysis. *Environ Sci Policy.* 2015;54:25–34. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.04.025>
- Cox C, Morse W, Anderson C, Marzen L. Using public participation geographic information systems to identify places of watershed service provisioning. *J AM Water Resour As.* 2015;51(3):704–718. Doi: <https://doi.org/10.1111/jawr.12269>

- Cunha J, Elliott M, Ramos S. Linking modelling and empirical data to assess recreation services provided by coastal habitats: The case of NW Portugal. *Ocean Coast Manage.* 2018;162:60–70. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.12.022>
- Davidson NC. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Mar Freshwater Res.* 2014;65(10):934–941. Doi: <https://doi.org/10.1071/MF14173>
- Davis N, Daams M, van Hinsberg A, Sijtsma F. How deep is your love – Of nature? A psychological and spatial analysis of the depth of feelings towards Dutch nature areas. *Appl Geogr.* 2016;77:38–48. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.09.012>
- Dawson N, Martin A. Assessing the contribution of ecosystem services to human wellbeing: A disaggregated study in western Rwanda. *Ecol Econ.* 2015;117(117):62–72. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.06.018>
- Ghermandi A, Ding H, Nunes PALD. The social dimension of biodiversity policy in the European Union: Valuing the benefits to vulnerable communities. *Environ Sci Policy.* 2013;33(S1):196–208. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.06.004>
- Glaser B, Strauss A. *The discovery of grounded theory.* 1 ed. Chicago: Aldine Press; 1967. p.21-44
- Gómez-Baggethun E, de Groot R, Lomas PL, Montes C. The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. *Ecol Econ.* 2010;69(6):1209–1218. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>
- Hu S, Niu Z, Chen Y, Li L, Zhang H. Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status. *Sci Total Environ.* 2017;586:319–327. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.001>
- Hwang S. Utilizing qualitative data analysis software: A review of Atlas.ti. *Soc Sci Comput Rev.* 2008;26(4):519–527. Doi: <https://doi.org/10.1177/0894439307312485>
- Jiang TT, Pan JF, Pu XM, Wang B, Pan JJ. Current status of coastal wetlands in China: Degradation, restoration, and future management. *Estuar Coast Shelf S.* 2015;164:265–275. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.07.046>
- Kati V, Jari N. Bottom-up thinking-Identifying socio-cultural values of ecosystem services in local blue-green infrastructure planning in Helsinki, Finland. *Land Use Policy.* 2016;50:537–547. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.09.031>
- Klain SC, Chan KMA. Navigating coastal values: Participatory mapping of ecosystem services for spatial planning. *Ecol Econ.* 2012;82:104–113. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.07.008>
- Kobryn HT, Brown G, Munro J, Moore SA. Cultural ecosystem values of the Kimberley coastline: An empirical analysis with implications for coastal and marine policy. *Ocean Coast Manage.* 2018;162:71–84. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.09.002>
- Kuenzer C, Tuan VQ. Assessing the ecosystem services value of Can Gio Mangrove Biosphere Reserve: Combining earth-observation- and household-survey-based analyses. *Appl Geogr.* 2013;45:167–184. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.08.012>
- Loc HH, Thi Hong Diep N, Can NT, Irvine KN, Shimizu Y. Integrated evaluation of Ecosystem Services in Prawn-Rice rotational crops, Vietnam. *Ecosyst Serv.* 2017;26:377–387. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.04.007>
- McDonough S, Gallardo W, Berg H, Trai NV, Yen NQ. Wetland ecosystem service values and shrimp aquaculture relationships in Can Gio, Vietnam. *Eco Indic.* 2014;46, 201–213. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.012>
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis.* 1 ed. Washington, DC: Island Press; 2005. 160 p.
- Moher D, Liberati A, Tetzlaff J, Altman DG. Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: The PRISMA statement. *Int J Surg.* 2010;8(5):336–341. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ijvsu.2010.02.007>
- Moore SA, Brown G, Kobryn H, Strickland-Munro J. Identifying conflict potential in a coastal and marine environment using participatory mapping. *J Environ Manage.* 2017;197:706–718. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenman.2016.12.026>
- Munro J, Pearce J, Brown G, Kobryn H, Moore SA. Identifying ‘public values’ for marine and coastal planning: Are residents and non-residents really so different? *Ocean Coast Manage.* 2017;148:9–21. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.07.016>
- Nahuelhual L, Vergara X, Kusch A, Campos G, Droguett D. Mapping ecosystem services for marine spatial planning: Recreation opportunities in Sub-Antarctic Chile. *Mar Policy.* 2017;81(April):211–218. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.03.038>
- Ochoa V, Urbina-Cardona N. Tools for spatially modeling ecosystem services: Publication trends, conceptual reflections and future challenges. *Ecosyst Serv.* 2017;26:155–169. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.011>
- Paulus MP, Lester JN. ATLAS.ti for conversation and discourse analysis studies. *Int J Soc Res Method.* 2016;9(4):405–428. Doi: <https://doi.org/10.1080/13645579.2015.1021949>
- Perez-Verdin G, Sanjurjo-Rivera E, Galicia L, Hernandez-Diaz JC, Hernandez-Trejo V, Marquez-Linares MA. Economic valuation of ecosystem services in Mexico: Current status and trends. *Ecosyst Serv.* 2016;21:6–19. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.003>
- Potschin MB, Haines-Young RH. Ecosystem services: exploring a geographical perspective. *Prog Phys Geog.* 2011;35(5):575–594. Doi: <https://doi.org/10.1177/0309133311423172>

- Queiroz LS, Rossi S, Calvet-Mir L, Ruiz-Mallén I, García-Betorz S, Salvà-Prat J, *et al.* Neglected ecosystem services: Highlighting the socio-cultural perception of mangroves in decision-making processes. *Ecosyst Serv.* 2017;26(Part A):137–145. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.013>
- Ramm TD, Graham S, White CJ, Watson CS. Advancing values-based approaches to climate change adaptation: A case study from Australia. *Environ Sci Policy.* 2017;76:113–123. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.06.014>
- Reid H. Ecosystem-and community-based adaptation: learning from community-based natural resource management. *Clim Dev.* 2016;8(1):4-9. Doi: <https://doi.org/10.1080/17565529.2015.1034233>
- Ricaurte LF, Olaya-Rodríguez MH, Cepeda-Valencia J, Lara D, Arroyave-Suárez J, Max Finlayson CM, *et al.* Future impacts of drivers of change on wetland ecosystem services in Colombia. *Global Environ Chang.* 2017;44:158–169. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.04.001>
- Ruiz-Luna A, Berlanga-Robles CA. Land use, land cover changes and coastal lagoon surface reduction associated with urban growth in northwest Mexico. *Landscape Ecol.* 2003;18(2):159–171. Doi: <https://doi.org/10.1023/A:1024461215456>
- Saldaña J. The coding manual for qualitative researchers. 2 ed. Arizona, USA: SAGE Publications Ltd; 2013. p.1-40.
- Scholte SSK, van Teeffelen AJA, Verburg PH. Integrating socio-cultural perspectives into ecosystem service valuation: A review of concepts and methods. *Ecol Econ.* 2015;114:67–78. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.03.007>
- Small N, Munday M, Durance I. The challenge of valuing ecosystem services that have no material benefits. *Global Environ Chang.* 2017;44:57–67. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.03.005>
- Thorslund J, Jarsjo J, Jaramillo F, Jawitz JW, Manzoni S, Basu NB, *et al.* Wetlands as large-scale nature-based solutions: Status and challenges for research, engineering and management. *Ecol Eng.* 2017;108:489–497. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.012>
- Van Riper CJ, Kyle GT. Capturing multiple values of ecosystem services shaped by environmental worldviews: A spatial analysis. *J Environ Manage.* 2014;145:374–384. Doi: <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2014.06.014>
- van Riper CJ, Landon AC, Kidd S, Bitterman P, Fitzgerald LA, Granek EF, *et al.* Incorporating sociocultural phenomena into ecosystem-service valuation: The importance of critical pluralism. *Bioscience.* 2017;67(3):233–244. Doi: <https://doi.org/10.1093/biosci/biw170>

3. EFECTOS DEL CAMBIO DE USO DEL SUELO EN EL APORTE DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS HUMEDALES COSTEROS DE SINALOA, MÉXICO

3.1. Resumen

El cambio de uso de suelo es uno de los principales impulsores de cambio en el paisaje que afecta el estado y la integridad de los ecosistemas y, por ende, el aporte de Servicios Ecosistémicos. Tal es el caso de los humedales que se encuentran entre los ecosistemas de mayor amenaza por este fenómeno a nivel global, a pesar del amplio número de iniciativas orientadas a la protección como un mecanismo para mantener los procesos ecológicos, funciones y servicios que benefician al ser humano. En este estudio se aplicó un análisis multitemporal con imágenes de satélite del 2010 y 2019 para identificar el grado de conservación de los humedales costeros del sur de Sinaloa a partir de los cambios en la extensión y distribución de las áreas representativas de las principales coberturas y usos de suelo de interés. Se analizaron las posibles implicaciones que estos cambios generarían en el aporte de servicios ecosistémicos abordándolos desde la revisión de la literatura científica.

De acuerdo con las técnicas de estimación de cambio post clasificación, marismas y manglares son los humedales costeros que han experimentado las mayores tasas de cambio negativo, con -700 ha año^{-1} y -315 ha año^{-1} , respectivamente, amenazando la captura de carbono y mitigación de inundaciones (servicios de regulación) y de sitios de pesca (servicios de provisión).

Palabras clave: Dinámica espacial, áreas de provisión, beneficios ambientales.

3.2. Introducción

Los humedales son ecotonos de transición entre ambientes terrestres y acuáticos que se caracterizan por la elevada riqueza biológica y procesos ecológicos que promueven una alta cantidad y

diversidad de Servicios Ecosistémicos (SE), definidos como los bienes o servicios - tangibles e intangibles – que los ecosistemas generan a través de procesos naturales y que para su análisis se clasifican en servicios de soporte (reciclado de nutrientes), provisión (alimento, fibras), regulación (mitigación a fenómenos hidrometeorológicos) y cultura (esparcimiento) (Fisher *et al.*, 2009; MEA, 2005).

Entre los SE que aportan los humedales se encuentran las pesquerías, la captura de carbono, la regulación y atenuación de oleajes e inundaciones y el disfrute de espacios de esparcimiento social, los cuales son imprescindibles como medios de vida y elementos importantes de respuesta ante el cambio climático (Spalding *et al.*, 2014). Empero, dichos SE se encuentran en amenaza debido a que la acción de múltiples factores ambientales, sociales y políticos como el crecimiento urbano sin planificación, la ocurrencia de eventos naturales extremos y, sobre todo, los cambios paisajísticos asociados al cambio de uso de suelo, han contribuido de manera conjunta para que cerca del 64% de los humedales costeros manifiesten un nivel de deterioro a nivel mundial (Gardner *et al.*, 2015). De hecho, a la par de otras iniciativas internacionales, existe interés en analizar el impacto del cambio de uso de suelo como el principal estresor del paisaje que amenaza el aporte de SE de manera directa (PNUMA, 2021; Quintas-Soriano *et al.*, 2016).

En el marco de estudio de SE, los humedales se encuentran en el lado del aporte y representan las unidades de provisión (UP) (García- Nieto *et al.*, 2013) que se distinguen por un fuerte componente geoespacial al contener atributos como la ubicación y extensión que pueden ser representados por coordenadas (x,y). Por dicha característica una gran parte de los esfuerzos de investigación sobre SE ha incorporado la perspectiva geográfica desde el análisis de la multifuncionalidad del paisaje y subsecuente aplicación en la identificación de sitios con alta concentración de UP o hot spot (Wu *et al.*, 2013), la caracterización de flujo de SE entre las UP y las zonas de beneficiarios (Garau *et al.*, 2021) y la valoración económica y no monetaria de SE con sentido espacial (Shoyama y Yamagata, 2016).

De igual manera, los estudios espaciales se desarrollan en distintos niveles de complejidad (visualización, cuantificación, mapeo, valoración, modelación), con múltiples entradas de información (consulta de catálogos de datos abiertos, el acceso a modelos o mapas predefinidos e ingreso de los datos por los mismos usuarios y la aplicación de herramientas que combinan ambas categorías) (Drakou *et al.*, 2015), considerando distintas escalas (local, regional, nacional, continental), con el uso de aplicaciones de Sistemas de Información Geográfica y Percepción

Remota, elementos cartográficos participativos (Brown y Fagerholm, 2015) y recientemente, modalidades de mapeo públicos que involucran el uso redes sociales (Brown y Brabyn, 2012).

En el mismo sentido se mantiene el interés por generar la información con estudios multitemporales e intra anuales ya que contribuye en la adopción de enfoques de manejo adaptativo y basado en sistemas socio-ecológicos, perspectiva desde la cual se analizan a los ecosistemas como unidades dinámicas, pero susceptibles a la transformación debido a la acción de una multiplicidad de estresores con implicaciones ecológicas e impactos sociales diferenciados.

En virtud de lo anterior, el objetivo de este trabajo fue identificar el grado de conservación de los humedales costeros del sur de Sinaloa a partir de los cambios en la distribución por medio de un análisis espacial y temporal de imágenes de satélite de los años 2010 y 2019, y analizar sus posibles implicaciones en el aporte de SE.

3.3 Metodología

Para obtener una representación espacial de los humedales como unidades de provisión de SE y analizar las implicaciones sobre el aporte de SE se diseñó la siguiente ruta metodológica (Figura 1).

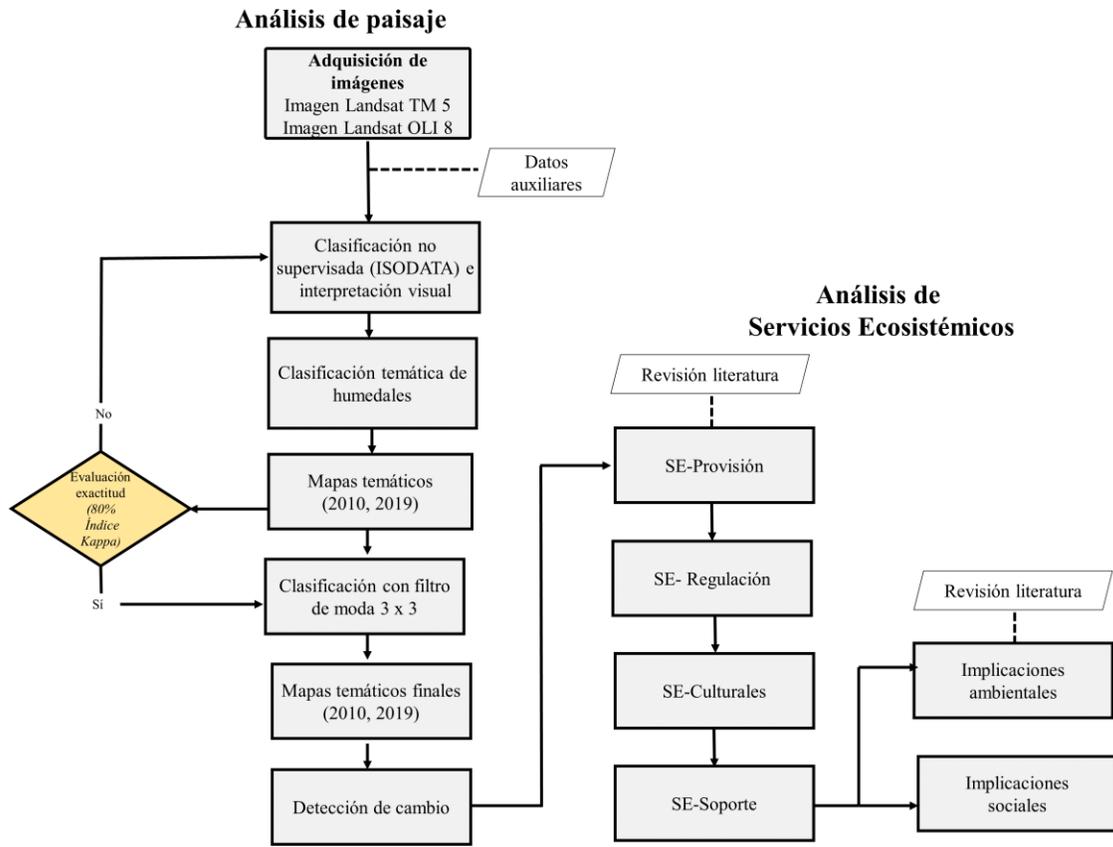


Figura 1.Ruta metodológica de análisis de paisaje y de Servicios Ecosistémicos

3.3.1. Clasificación de las Imágenes de Satélite

El presente estudio se realizó dentro de la zona costera del sur de Sinaloa, incluyendo los municipios de Mazatlán, como límite norte, El Rosario y Escuinapa, como límite al sur. Hacia el oeste estuvo limitada por las aguas del golfo de California, mientras que, al interior, hacia el este, se utilizó la cota de 50 msnm, lo que dio como resultado una superficie de aproximadamente 171,300 ha. El vector generado con dichas acotaciones se usó como máscara, aplicable a las imágenes multiespectrales para separar el área de interés y delimitar las escenas a clasificar.

Previamente y debido a que el algoritmo de clasificación elegido (IsoData) responde a la información espectral sin diferenciar entre formas, las áreas correspondientes a asentamientos humanos y granjas acuícolas se obtuvieron por digitalización en pantalla con Google Earth y el uso

de cartas topográficas a nivel municipal, considerando las fechas contempladas para el análisis (INEGI, 2010 a, b, c).

Los polígonos generados correspondientes a asentamientos humanos y granjas de acuacultura se transformaron de formato vector a ráster para sobreponerse sobre la escena general e incluirse como clases independientes a los mapas temáticos finales de cada año. Aunque una franja mínima de la playa se encuentra en contacto con el agua, en este estudio se consideró el estudio de la superficie en su totalidad como una variable aproximada ya que existen servicios de regulación morfo sedimentarias como el control de erosión que involucran al ecosistema completo y que pueden ser alterados por estresores puntuales documentados en la zona de estudio, entre ellos, la construcción de infraestructura turística a pie de playa y el crecimiento de asentamientos humanos (Merlotto *et al.*, 2019). La clasificación de la playa se realizó con datos auxiliares vectoriales del continuo de costa de México (CONABIO, 2018).

Para ubicar a los humedales como unidades de aporte de SE en la costa sur de Sinaloa y estimar los cambios espaciotemporales que pudieran afectar la provisión durante los años 2010 y 2019, se emplearon imágenes de satélite de los sensores Landsat TM 5 y 8 OLI (Path 31, Row 44, del sistema de referencia WRS-2), con resolución espacial de 30 m, obtenidas del sitio United States Geological Survey (USGS;<http://landsat.usgs.gov/>) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Imágenes de satélite usadas en este estudio

Satélite	Resolución	Año	Fecha de toma
Landsat TM 5	30 m	2010	24/02/2010
			07/11/2010
Landsat OLI		2019	05/03/2019
			31/10/2019

Considerando la influencia de la variabilidad estacional o intra anual en los humedales como una fuente de error en las estimaciones de cambio, dado que las diferentes condiciones fenológicas pueden generar respuestas espectrales distintas, se evitó asociar cambios significativos en los humedales a consecuencia de un comportamiento intra anual derivado de la precipitación. Para ello, para cada año se emplearon imágenes de los meses que corresponden a las temporadas de secas y lluvias, con diferencias no mayores de dos semanas entre las fechas correspondientes a cada temporada (Cuadro 1).

Se seleccionaron imágenes con un porcentaje de nubosidad máximo aceptable de 5% (Wolff *et al.*, 2015) y con la aplicación de la máscara para delimitar la zona de estudio, se aplicó el método de clasificación no supervisada, usando IsoData como algoritmo de clasificación, con aplicaciones del software TerrSet (Clark Labs, Clark Univ.). Esta técnica de análisis auto organizado basado en un algoritmo IsoData de carácter iterativo, que parte de una imagen n dimensional y crea un número específico de clases o nube de puntos, utiliza la media como valor de agrupación y la distancia Euclídea para calcular la distancia entre agrupaciones. De este modo, se asume que los píxeles cercanos son similares entre sí y pertenecen a la misma clase espectral, en cambio son diferentes de aquellos distantes (Estam, 2012). En este caso se aplicaron 100 iteraciones para producir un número mínimo de 32 conglomerados o clases espectrales, 4 veces más el número total de clases informacionales, que en este caso incluyeron coberturas y usos de suelo de interés. Esta estrategia incorporó una mayor variabilidad de la información espectral (Palestina *et al.*, 2015) y permitió asociar las clases espectrales resultantes a alguna de las clases informacionales; por otro lado, se asignó a la clase Otros usos, aquellos conglomerados que no correspondieron a ninguna de las clases informacionales.

Una vez que se obtuvieron las agrupaciones se realizó una clasificación temática siguiendo el esquema de Berlanga-Robles y colaboradores (2008) que considera la presencia de humedales naturales y antropogénicos, así como el reconocimiento de usos de suelo ajenos a los objetivos de estudio (Cuadro 2), de tal manera que se asociaron las distintas clases de humedales y coberturas a características de color, forma, tamaño y ubicación de cada grupo, así como a la experiencia en campo del analista. Se modificaron el nombre y la descripción de las clases originales para crear un sistema sencillo y comprensible para un público sin conocimientos técnicos y que también resultara útil para la aplicación de encuestas y la realización de talleres de mapeo participativo a nivel local.

Cuadro 2. Sistema de clasificación de humedales

ID	Clase		Descripción
1	Playa	PLA	Humedal marino intermareal con presencia de arena o guijarros
2	Laguna costera y esteros	LCE	Humedal marino submareal
3	Marisma salina / suelos no consolidados/ emergente con vegetación	MAR	Humedal marino intermareal sujeto a cambios de marea, suelo no consolidado, solo tierra con presencia de arbustos o líquenes.
4	Manglar	MAN	Asociación de plantas formada por una especie o alguna combinación de las especies de manglares en la región: mangle rojo (<i>Rizophora mangle</i>), mangle botoncillo (<i>Conocarpus erectus</i>), mangle blanco

			<i>(Laguncularia racemosa)</i> , mangle negro (<i>Avicenia germinans</i>).
5	Acuicultura	ACU	Estanques construidos para el cultivo de camarón
6	Agricultura	AGR	Campos agrícolas, monocultivos, cultivos perennes acordes a la zona
7	Otros usos	OU	Usos de suelo ajenos a los objetivos de estudio (también entran áreas de agricultura sin vegetación, suelos desnudos, zonas de barbecho, áreas aparentemente secas o con vegetación xerófila)
8	Asentamientos humanos	ASE	Ciudades y poblados

3.3.2. Evaluación de las Exactitudes Temáticas

Para determinar la validez de las clasificaciones temáticas se construyó una matriz de error con el módulo CROSSTAB del software Terrset 18.3. La matriz de error es una tabla de contingencia en la que las columnas representan los datos de referencia (datos del terreno) y las filas, la clasificación temática (clases del mapa). Los elementos en la diagonal principal indican el número pixeles que se clasificaron correctamente, en cambio los elementos fuera de la diagonal suponen errores de comisión y omisión. Ambos errores se estiman de forma estadística en la matriz de error a través de la exactitud del productor (EP), del usuario (EU) y global (EG):

$$EU = \frac{X_{ij}}{X_j} \times 100\% \quad (1)$$

$$EP = \frac{X_{ij}}{X_i} \times 100\% \quad (2)$$

$$EG = \frac{S_d}{n} \times 100\% \quad (3)$$

Donde X_{ij} = las observaciones en filas i , columnas j , X_i = total marginal de filas i , X_j =el total marginal de columnas j , S_d = el número total de pixeles clasificados correctamente (diagonal mayor) y n = número total de pixeles de validación.

La EP estima el error de omisión donde los píxeles que perteneciendo a una clase se clasifican como algo diferente; por ejemplo, en la imagen clasificada un píxel se clasifica como marismas, pero en realidad es manglar. El error de omisión es de tipo II o un falso negativo.

Por otro lado, la EU muestra falsos positivos o de errores de comisión donde los píxeles no pertenecen a una clasificación en la que fueron incluidos. Derivado de lo anterior, la EG se obtiene dividiendo los valores de la diagonal principal de la matriz o número total de coincidencias entre la clasificación y el terreno, entre el número total de unidades muestreadas (Berlanga- Robles *et al.*, 2011). Cuando todos los píxeles son correctamente asignados, la suma de la diagonal mayor es igual al total de píxeles clasificados, por lo que la exactitud general de la clasificación es igual al 100%. En caso contrario, cuando la suma de la diagonal es igual a cero, ninguno de los píxeles fue clasificado correctamente. Para propósitos del presente trabajo, se consideró que la clasificación obtuvo un nivel adecuado cuando la EG alcanzo valores $\geq 80\%$.

Para validar la clasificación de cada imagen, se generó un muestreo desproporcionado al azar de esta manera, en las clases con mayor extensión, se asignaron más sitios verificados y, en consecuencia, más peso en el cálculo de la exactitud global que en las categorías con superficies más restringidas (Camacho-Sanabria *et al.*, 2017).

El tamaño de la muestra se estableció siguiendo el criterio de Colgaton (1991) que sugiere verificar por lo menos 50 puntos por clase, por lo cual se registraron 336 y 301 para las imágenes del año 2010, y 305 y 208 para el año 2019. La correspondencia entre los puntos de verificación y el terreno se realizó con la consulta de fuentes gubernamentales de acceso abierto (datos auxiliares) relacionados con el cambio de uso de suelo a nivel nacional (INEGI, 2009, 2016) y la visualización en pantalla de imágenes de Google Earth en fechas cercanas a las imágenes seleccionadas.

Otra estimación de la exactitud global de la clasificación se obtuvo con el estimador del índice Kappa (K'), una medida estadística de concordancia que indica si los resultados del proceso de clasificación se deben al azar. Los valores de K' van de -1 a 1, cuanto más cercano a 1 mayor es el grado de concordancia. Los valores iguales o superiores a 0.8 son recomendados para considerar como válido el resultado de la clasificación (Rwanga y Ndambuki, 2017).

Para finalizar el proceso, en cada mapa temático final se aplicó un filtro a partir de la moda como medida de estandarización con una ventana de tres por tres píxeles para generalizar los elementos aislados y reducir el efecto de sal y pimienta, de manera que se eliminaron los píxeles embebidos en clasificaciones de mayor tamaño y se transformaron a la clase dominante. A partir de estas imágenes se determinó la extensión de cada cobertura y uso de suelo por fecha.

3.3.3. Cambios en las Coberturas y Uso de Suelo

Para el análisis de los cambios de coberturas y uso de suelo para cada año se estimó la superficie (ha) y el porcentaje (%) de cada clase y se crearon matrices de transición a partir de la superposición y comparación de mapas temáticos de dos fechas distintas. Los valores obtenidos en cada etapa se redondearon a la decena más cercana a fin de reducir el número de cifras y facilitar los cálculos posteriores.

Finalmente se estimó la tasa de cambio anual entre 2010 y 2019 a partir de las superficies (ha) de cada clase siguiendo la ecuación de la FAO (1996):

$$T=[(A_2/A_1)^{1/t} - 1] \quad (4)$$

Donde, T= tasa de cambio anual, A_1 = área inicio del año 1, A_2 = área al final del año 2, t= número de años considerado entre dos tiempos.

Un valor negativo en T indica disminución en la cobertura, por el contrario, si T es mayor que cero, hay aumento de esta.

Una vez que se establecieron los cambios de superficie y transición se analizaron las posibles implicaciones que estos generan en el aporte de servicios ecosistémicos desde una perspectiva teórica que se fundamentó en la revisión y consulta de la literatura científica.

3.4. Resultados y Discusión

3.4.1. Clasificación Temática y Evaluación de Exactitud

Se obtuvieron cuatro mapas temáticos de la zona costera sur del estado de Sinaloa correspondientes a las temporadas de secas y lluvias de 2010 y 2019 (Figura 2).

En el cuadro 4 se muestran los valores del estimador de Kappa (K^{\wedge}), del usuario (U) y del productor (P) por fecha.

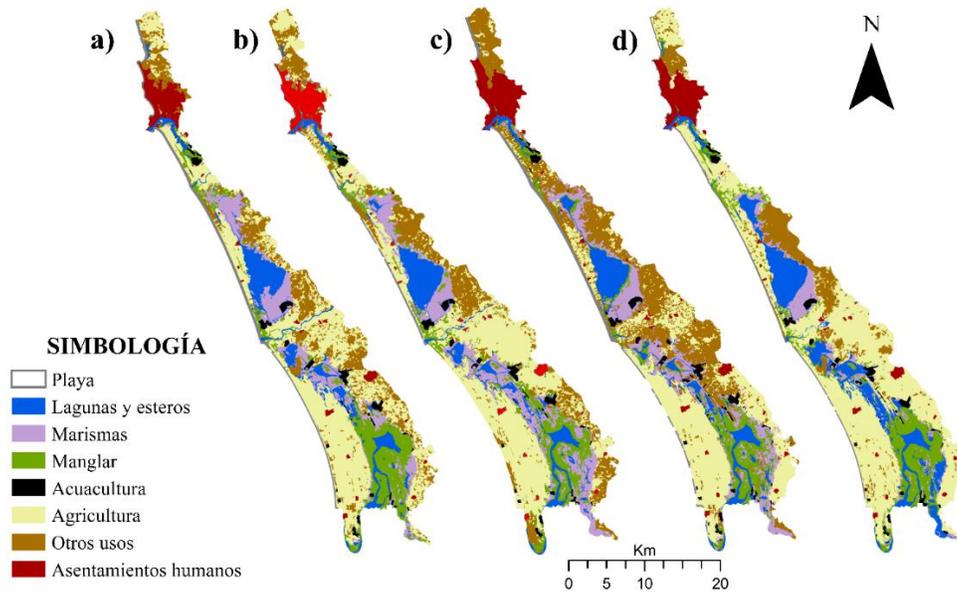


Figura 2. Humedales costeros de Sinaloa identificados por clasificación de imágenes Landsat y OLI, a) marzo 2010, b) noviembre 2010, c) marzo 2019, d) noviembre 2019.

De acuerdo con las estimaciones realizadas a partir de la matriz de error, la exactitud general de las imágenes fue mayor al 80%, de modo que el número de muestras clasificadas de forma correcta indica un alto número de aciertos en todas las fechas, es decir, los puntos en los que la interpretación como la validación correspondieron a la misma clase temática. No hubo diferencias importantes entre los valores de EG por fecha, obteniéndose el menor valor en la fecha correspondiente al periodo de secas en 2010 (84%) y el mayor en la temporada de lluvias del mismo año (88%), mientras que para 2019 el valor de EG fue igual en ambas temporadas (87%), no muy distintos de lo obtenido para la fecha previa.

Según el cuadro 3, los valores del estimador Kappa se consideraron con niveles de concordancia de sustancial a casi perfecta, de acuerdo con la clasificación de Landis y Koch (1977). Los valores más bajos de EU se registraron en las marismas con un 66% en noviembre de 2010 con un 66% y 62% en marzo del 2019.

Los valores de EU en ambos casos sugieren altos errores de comisión, es decir, la inclusión de pixeles que no corresponden a la clase y como resultado una sobreestimación de superficie.

Cuadro 3. Exactitud de los mapas temáticos calculados a partir de las matrices de error

Exactitud (%)								
	2010				2019			
	Marzo		Noviembre		Marzo		Noviembre	
Clase	P	U	P	U	P	U	P	U
Playa	100	100	100	100	100	100	100	100
Lagunas y esteros	88	100	88	100	88	97	82	78
Marismas	87	69	81	66	79	62	79	83
Manglar	83	93	89	79	78	85	89	83
Acuicultura	100	100	100	100	100	100	100	100
Agricultura	87	100	86	100	95	85	88	100
Otros usos	75	91	87	90	82	88	86	82
Asentamientos humanos	100	84	100	100	100	100	100	100
Puntos de prueba	336		301		305		208	
Exactitud global (%)	84		88		87		87	
K'	0.80		0.84		0.83		0.85	

P= Exactitud del productor, U= Exactitud del usuario, K'= Estimador del coeficiente de Kappa

En 2019 se registró una EP de 78% en el manglar, el valor más bajo entre todos los humedales a lo largo del estudio; sin embargo, como complemento del error de omisión es probable una subestimación de superficie debido a la exclusión de píxeles que, a pesar de corresponder a la clase manglar no fueron considerados como tal.

En cambio, en 2010 la clase de otros usos registró una EP de 75% (Cuadro 3).

3.4.2. Superficie por Coberturas

En 2010 y 2019, la zona costera sur de Sinaloa se caracterizó por la presencia de suelos agrícolas y otros usos, en su mayoría compuestos por suelos desnudos, campos agrícolas en descanso y usos no relacionados con los objetivos del estudio. Según se muestra en el cuadro 4, la agricultura fue la cobertura con mayor extensión en ambos años. En noviembre de 2019, se registró una superficie de 79282 hectáreas, lo que representó el 46% del área de estudio. El crecimiento de la agricultura ha estado asociado a diversos factores, principalmente a la implementación de incentivos gubernamentales que incluyen paquetes tecnológicos basados en el uso de fertilizantes y agroquímicos, así como la instalación de infraestructura de riego y tecnificación para facilitar la

conversión de espacios naturales en tierras de cultivo (Cuadras- Berrelleza *et al.*, 2021). De hecho, en 2010, el sector agrícola se consideraba rezagado, lo que impulsó una visión política de desarrollo basada en un modelo de crecimiento económico centrado en la producción intensiva de legumbres y granos, con el objetivo de cumplir metas y posicionarse en el mercado internacional (Gobierno de Sinaloa, 2010).

En cuanto a la superficie acuícola se tuvieron valores que oscilaron entre 3816 ha y 4090 ha, pero inferiores a las 4203 ha que registraron fuentes estatales (Instituto Sinaloense de Acuicultura y Pesca, comunicación personal, 11 de mayo 2021).

En general, la superficie que corresponde a asentamientos humanos en el área de estudio ha aumentado, pasando de 8540 ha en el año 2010 a 10448 ha en 2019. Cabe mencionarse que las diferencias intra anuales son atribuibles a errores de digitalización y, por otra parte, que el polígono de Mazatlán, el principal centro de desarrollo urbano en la zona es el que representa la mayor superficie para este uso de suelo. En el mismo sentido los censos poblacionales señalan un incremento de 71829 personas en los tres municipios. La población total ha aumentado de 541,945 a 613,774 personas, lo que representa un aumento en términos absolutos, nuevamente con la mayor proporción ubicada en la zona urbana de Mazatlán (INEGI, 2010d; 2020).

Cuadro 4. Superficie (ha), proporción respecto al total (%) y tasa de cambio anual (ha año⁻¹) por cobertura y año

	2010				2019				2010-2019	
	Secas		Lluvia		Secas		Lluvia		Secas	Lluvia
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	(ha-año ⁻¹)	
PLA	1158	<1	1198	<1	995	<1	516	<1	-18	-76
LCE	18485	11	19635	11	15621	9	25147	15	-318	612
MAR	26316	15	17795	10	29327	17	11395	7	335	-711
MAN	18653	11	20816	12	16985	10	21116	12	-185	33
ACU	3834	2	3816	2.2	4088	2	4090	2.4	28	30
AGR	61930	36	48760	28	23311	13	79282	46	-4291	3391
OU	32350	19	50711	30	70513	41	19277	11	4240	-3493
ASE	8545	5	8540	5	10431	6	10448	6	210	212

PLA=Playa; LCE= Lagunas y esteros; MAR= Marismas; MAN= Manglar;
ACU= Acuicultura; AGR= Agricultura, OU= Otros usos; ASE= Asentamientos humanos.

Con referencia a los humedales durante la temporada de sequía en ambos años predominó la

cobertura de marismas alcanzando en 2019 una superficie equivalente al 17% del total, por lo que se posicionó como el humedal natural con la mayor extensión en la costa sur de Sinaloa. En 2010, el valor de las lagunas y esteros se mantuvo en un 11% en las dos temporadas, mientras que en 2019 se observó un incremento evidente, pasando del 9% al 15%, debido a las fluctuaciones naturales ocasionadas por la temporada de lluvias.

El litoral, representado por la cobertura designada como playa alcanzó su mayor extensión el año 2010 con 1198 hectáreas; sin embargo, es importante tener en cuenta que esta cifra podría ser errónea debido a las dificultades para establecer los límites precisos entre el humedal y el océano, por otro lado, en 2011, estudios de clasificación del uso de suelo utilizando técnicas de fotointerpretación reportaron una extensión de 367 hectáreas (INEGI, 2013), lo que sugiere una posible sobreestimación en el presente estudio (Cuadro 4).

Finalmente, para el manglar se observaron variaciones, que tuvieron como mínimo un valor cercano a 17000 ha y máximo de aproximadamente 21000 hectáreas, ambas estimaciones realizadas para el mismo año (2019) representando entre el 10% y 12% de la zona a lo largo del estudio.

3.4.3. Tasas de Cambio

Como resultado de cambios en las coberturas, pero también a consecuencia de la variación estacional, se observaron cambios en la cobertura relativa de todos los humedales, tanto positivos como negativos. Las diferencias entre los años evaluados, durante el periodo de secas indicaron cambios negativos en las clases LCE (-318 ha año^{-1}), PLA (-18 ha año^{-1}) y MAN (-185 ha año^{-1}). Así mismo resulta de especial interés la reducción de la playa de -76 ha año^{-1} que se registró en temporada de lluvias (Cuadro 5). A diferencia de los humedales, la agricultura y los otros usos se caracterizaron por una alternancia entre valores positivos y negativos en las tasas de cambio, haciendo evidente la influencia directa del régimen de lluvias y secas. Finalmente, los asentamientos humanos registraron un incremento de 212 ha año^{-1} y la acuicultura registró diferencias de 2 ha año^{-1} .

Según las matrices de cambio (Cuadro 5) en las que se indican los intercambios entre categorías y

la dirección en la que ocurrieron dichas modificaciones, la superficie de playa dio paso al establecimiento de otros usos, presumiblemente suelos desnudos y en menor medida a asentamientos humanos esta última con afectaciones directas a la morfología de las dunas y de sus servicios.

Las marismas, un ecosistema bajo, poco estructurado y pantanoso, registraron durante la temporada de secas una reducción asociada principalmente a la transición de 1926 ha que se consideraron lagunas y esteros, y 3740 ha de manglar. En cambio, en la temporada de lluvias, los intercambios se dieron hacia lagunas (2746 ha) y agricultura (4069 ha), evidenciando la expansión de espejo de agua y el aprovechamiento agrícola.

En este estudio se estimó una superficie de 20816 en noviembre de 2010 y 21090 hectáreas en 2019 periodo de lluvias, sin embargo, considerando la exactitud de productor (78%), es altamente probable una subestimación o sobre estimación y por ello la variación entre ambas fechas. Para esta misma cobertura, pero en la temporada de secas, se presentó una situación inversa, con una tasa de pérdida anual de aproximadamente 180 ha por año. Este valor fue compensado y rebasado en la temporada de lluvias, por lo que la fenología de esta cobertura parece tener un efecto importante en la estimación de la superficie.

De acuerdo con Mojardín- Armenta y colaboradores (2017) la expansión agrícola ha sido la causa primaria de la deforestación en Sinaloa y un agente directo en la reducción de coberturas forestales que han superado tasas de cambio a nivel nacional. Asimismo, se ha documentado que en la entidad ha ocurrido una reducción de manglar entre los años 2005 y 2020, y una recuperación en 2015 debido al registro de una superficie de 81558 ha (CONABIO, 2023). Estudios previos dirigidos de manera exclusiva al manglar de la zona costera coinciden en que el humedal enfrenta una presión de transformación por diversos agentes, entre ellos la expansión agrícola y establecimiento de infraestructura que interrumpen procesos de recambio de agua, además de la ocurrencia de eventos naturales como los huracanes (Berlanga -Robles y Ruiz-Luna, 2007).

Cuadro 5.Matriz de cambio y cambio neto entre el año 2010 y 2019

		Marzo								
		2019								
		PLA	LCE	MAR	MAN	ACU	AGR	OU	ASE	T2010 (ha)
2010	PLA	833	4	6	2	0	6	196	111	1158
	LCE	55	13129	2262	2605	49	164	221	0	18485
	MAR	40	1926	15170	3740	88	890	4438	24	26316
	MAN	3	531	4530	10151	41	634	2755	8	18653

	ACU	0	23	22	8	3744	3	34	0	3834
	AGR	53	7	4783	226	106	18481	37821	423	61930
	OU	11	1	2552	251	60	3131	25048	1295	32350
	ASE	0	0	1	2	0	1	1	8540	8545
	T2019 (ha)	995	15621	29327	16985	4088	23311	70513	10431	
Noviembre										
2019										
		PLA	LCE	MAR	MAN	ACU	AGR	OU	ASE	T2010 (ha)
2010	PLA	473	468	0	3	0	2	138	114	1198
	LCE	24	17843	883	698	37	107	43	0	19635
	MAR	12	2746	9250	560	72	4069	1072	14	17795
	MAN	1	3688	255	15745	81	458	588	0	20816
	ACU	0	109	9	10	3524	14	142	8	3816
	AGR	4	271	507	1930	45	42442	292	649	48760
	OU	2	21	491	2170	330	32189	14358	1150	50711
	ASE	0	1	0	0	0	1	0	8513	8540
	T2019 (ha)	516	25147	11395	21116	4090	79282	19277	10448	

3.4.4. Implicaciones del Cambio de Uso del Suelo Sobre los Servicios Ecosistémicos

Los humedales se caracterizan por una amplia gama de SE relacionados con el agua que han sido objeto de estudio por diversas disciplinas, según la revisión de Himes-Cornell y colaboradores (2018) entre 2007 y 2016 la investigación sobre los servicios ecosistémicos de los humedales costeros, como los manglares, los pastos marinos y las marismas, se ha concentrado en 22 servicios ecosistémicos, entre estos, destacan la provisión de alimentos, las oportunidades de recreación, el turismo, la mitigación de eventos extremos como los huracanes y la regulación climática; sin embargo, servicios como la polinización, los recursos ornamentales y la inspiración se han explorado con menor frecuencia o se han excluido del estudio.

De igual manera existe un creciente interés por profundizar en el conocimiento sobre el cambio de cobertura y uso del suelo ya que se considera el principal impulsor de cambio en el paisaje y responsable en gran parte de la pérdida de biodiversidad a nivel mundial (PNUMA, 2021). Además de ocasionar la alteración en la composición, la estructura y las funciones de los ecosistemas, así como la interrupción en la conectividad ecológica entre ecosistemas (Burkhard *et al.*, 2009; Pham y Lin, 2023).

Dicha condición se debe tomar en cuenta ya que los SE son interdependientes e interrelacionados con fuertes procesos de retroalimentación de materia y energía, de tal manera que cualquier cambio

en las condiciones físicas o químicas de los humedales y en el paisaje en el que se encuentran inmersos producirá alteraciones sobre el sistema ecológico completo (Nagendra *et al.*, 2013). En ese contexto las alteraciones en el medio físico como resultado de un proceso de cambio de uso de suelo constriñen las relaciones de transacción o sinergia y detonan conflictos sociales entre diferentes grupos de beneficiarios por la condición de los humedales, el acceso y el consumo de los SE.

Por ejemplo, en una laguna costera bajo condiciones químicas (salinidad, temperatura, pH, entre otros) se establecen y coexisten especies vegetales halófilas como las marismas y manglares cuyas estructuras (raíces, hojas) aportan servicios de refugio, criadero y alimentación a una diversidad de especies acuáticas que pueden sostener pesquerías de importancia económica o actividades recreativas. No obstante, la remoción de la vegetación para establecer tierras agrícolas, el vertimiento de aguas residuales, así como la instalación de diques o canales ocasionan cambios en el patrón de escurrimiento que alteran la calidad del agua y amenazan los procesos de alimentación, migración ontogénica de larvas y estadios juveniles y la reproducción de la fauna acuática.

Si bien el crecimiento de asentamientos humanos es resultado de la transformación de superficie de otros usos y agricultura, en los años de estudio (2010-2019), la frontera agrícola registró una superficie equivalente al 40% de la zona de estudio y tasas de cambio anual positivo que fueron superiores al de los humedales. Lo anterior plantea desafíos significativos debido a que a medida que se desarrollan prácticas agrícolas intensivas en estas áreas aumenta la presión por la reconversión de humedales cercanos dando paso a la remoción de la vegetación y la alteración de los cursos de agua que ocasionan efectos perjudiciales en la biodiversidad y la función ecológica de estos ecosistemas. Asimismo, la pérdida de hábitats acuáticos y la disminución de la conectividad de los sistemas fluviales puede afectar negativamente a especies nativas, como peces, aves migratorias y otros organismos acuáticos, comprometiendo así la diversidad biológica y los procesos ecológicos clave (Zhang *et al.*, 2007). Del mismo modo la expansión agrícola puede comprometer la regulación y purificación del agua debido a que el uso intensivo de sustancias como agroquímicos que se infiltran en el subsuelo puede afectar la calidad del agua tanto para la vida silvestre como para el consumo humano.

Asimismo, el desarrollo de la agricultura se ha convertido en una directriz permanente de los gobiernos estatales e impulsa a otras acciones que amenazan a los humedales tales como la construcción de 12 presas y 46 embalses menores (González, 2022). De esta manera es de especial

interés los efectos que el represamiento y la construcción de obras hidráulicas en los ríos Presidio y Baluarte producen sobre la disponibilidad y volumen de agua dulce, un factor indispensable para mantener el equilibrio de agua salada, el ingreso de sedimentos y el funcionamiento ecológico de lagunas, esteros y marismas (Barbier *et al.*, 2011, Worm *et al.*, 2006).

Otro impulsor de cambio ha sido el proceso de urbanización ya que a medida que las áreas urbanas se expanden y se desarrollan en las cercanías de los humedales se producen impactos significativos en estos ecosistemas. La urbanización promueve la conversión de áreas naturales en infraestructura para uso habitacional y turístico, calles y otras construcciones que llevan a la fragmentación y degradación de los humedales, así como la pérdida de la vegetación y la alteración de los cursos de agua (Lee *et al.*, 2006). Estos cambios físicos en el paisaje pueden tener consecuencias negativas para los SE y producir implicaciones socioeconómicas severas de largo plazo.

Por otro lado, las tasas de cambio de los manglares y las marismas son un asunto crítico, ya que la reducción de su superficie de ambas coberturas aumenta el riesgo de pérdida de servicios de regulación hídrica y soporte (Siikamäki *et al.*, 2013). Estos ecosistemas se caracterizan por su función como sumideros de carbono, derivado de la absorción natural de CO₂ durante la fotosíntesis, así como por el almacenamiento de sedimentos a largo plazo y las condiciones anóxicas del suelo debido a la dinámica hidrológica de cada sitio (Bhomia *et al.*, 2016).

Aunque no existe una cantidad estandarizada, diversos estudios han encontrado que la biomasa foliar de los manglares puede almacenar alrededor de 407 Mg de carbono por hectárea, y un perfil de suelo de 100 cm puede almacenar aproximadamente 667 Mg de carbono por hectárea. En cambio, en las marismas se han registrado valores de alrededor de 259 Mg de carbono por hectárea y 336.5 ± 38.3 Mg de carbono por hectárea (Adame *et al.*, 2015; Bhomia *et al.*, 2016; Pendleton *et al.*, 2012).

Además, la construcción de canales y estanques acuícolas en zonas de marismas y manglares tiene un impacto evidente debido a la modificación de la micro-topografía del sitio y la alteración de la tasa de deposición de sedimentos. Además, se expone una superficie mayor a la salinización como resultado de la evaporación y el menor ingreso de volumen de agua durante el intercambio de mareas lo cual altera la tasa de deposición y el reciclaje de nutrientes.

Específicamente, los cambios en la cobertura de mangle implican una reducción de biomasa foliar y una menor entrada de materia para producción primaria, un insumo fundamental para el mantenimiento de cadenas tróficas. En la zona costera la productividad se ha estimado en 982 gm⁻²

2 año^{-1} y supera los $400 \text{ gm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ de la vegetación circundante (López-Medellín y Exequiel Ezcurra, 2012), mientras que estudios puntuales en lagunas como Huizache-Caimanero se ha estimado en $4.1 \text{ gm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ con una correlación significativa a la estacionalidad y condiciones climáticas, en particular, el viento (Flores-Cárdenas *et al.*, 2017). Asimismo, la disminución del manglar representa una menor provisión de sitios de guardería para peces y crustáceos con importancia ecológica y varias sostienen parte de la economía local debido al valor económico y forman parte de la dieta de los hogares.

Además de los altos costos ambientales, los cambios en el manglar traen consigo fuertes impactos sociales durante la ocurrencia de eventos de precipitación extrema (EPE) debido a que las afectaciones durante la temporada de huracanes y en inundaciones tienen efectos desiguales que suelen internalizarse en grupos marginados y en condición de pobreza (Villareal-Rosas *et al.*, 2022). Este escenario se ha documentado en Mazatlán, específicamente en el estero de Urías donde la tala de manglar es frecuente y los habitantes experimentan inundaciones de manera reiterada, que producen pérdidas económicas por daños a viviendas y se traducen en endeudamiento familiar (Vences y Manríquez, 2022).

Los cambios en los humedales son tema de interés ya que llevan a la disminución en la capacidad para aportar servicios como la regulación hídrica, la protección costera y la provisión de hábitats para la biodiversidad además de aumentar los efectos negativos en la calidad de vida de las comunidades locales, así como en la economía local que depende de estos servicios (Rojas *et al.*, 2019). Además, se ha documentado que la ausencia de manglar y otros humedales se relaciona directamente con la exposición geográfica de los municipios costeros del sur de Sinaloa donde se espera que para 2050 las afectaciones sean severas como consecuencia del incremento del nivel del mar, la ocurrencia de lluvias torrenciales y sequías sean más prolongadas (Flores Campana *et al.*, 2012). Ante este contexto de vulnerabilidad climática existe la necesidad de adoptar estrategias de respuesta al cambio climático que interrumpan la construcción de vulnerabilidad y el impacto ambiental sobre los humedales y otras coberturas naturales, de esta manera la conservación puede garantizar el aporte de servicios de regulación hídrica como la atenuación de olas e inundaciones y contribuir a la construcción de resiliencia (Munang *et al.*, 2013; Sheaves *et al.*, 2016).

3.5. Conclusiones

Disponer de información sobre los impulsores de cambio y sus impactos sobre las unidades de provisión de SE es un aspecto fundamental para el establecimiento de las estrategias de manejo ambiental. En este sentido, el estudio del cambio de uso de suelo a partir de herramientas de percepción remota y SIG confiere un poder explicativo a la evaluación espacial y de este modo, estimar y monitorear los impactos de manera eficiente.

Con la integración de un SIG se analizaron los cambios de uso del suelo en la zona costera sur de Sinaloa a partir de cuatro mapas temáticos encontrándose que se trata de un paisaje dominado por las coberturas agrícolas en valores que superan 40% y que las coberturas de humedales naturales abarcan entre el 11% y 17 % de la misma. En ambas fechas la tasa de cambio en humedales tuvo alternancias que se deben más a las variaciones en la precipitación y comportamiento fenológico que a los cambios de uso del suelo. En ese sentido, la literatura sugiere que ante dichos cambios las implicaciones son negativas y se comprometen a los SE de regulación como la captura de carbono, la mitigación de inundaciones y de SE de provisión, en particular, la disposición de sitios para la pesca.

A pesar de las limitaciones espaciales la investigación contribuye a mejorar la comprensión de la relación entre el cambio de uso del suelo y sus efectos sobre los SE de los humedales costeros de Sinaloa, teniendo en cuenta que el objetivo no fue proporcionar modelos ecológicos precisos, sino brindar información relevante sobre el comportamiento del paisaje, especialmente en relación con los cambios en los humedales y los efectos esperados en los SE.

3.6. Referencias

- Adame, M. F., & Fry, B. (2016). Source and stability of soil carbon in mangrove and freshwater wetlands of the Mexican Pacific coast. *Wetlands Ecology and Management*, 24(2), 129–137. <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9475-6>
- Barbier, E. B. (2011). Wetlands as natural assets. *Hydrological Sciences Journal*, 56(8), 1360–1373. <https://doi.org/10.1080/02626667.2011.629787>

- Berlanga-Robles, C. A., & Ruiz-Luna, A. (2007). Analysis of change trends of the mangrove forest in Teacapan-Agua Brava lagoon system , Mexico . An approximation using Landsat satellite images. *Universidad y Ciencia*, 23(1), 29–46.
- Berlanga-Robles, C. A., Ruiz-Luna, A., & De La Lanza Espino, G. (2008). Esquema de clasificación de los humedales de México. *Investigaciones Geográficas*, 66, 25–46. <https://doi.org/10.14350/rig.17980>
- Berlanga-Robles, C., & Ruiz-Luna, A. (2011). Integrating remote sensing techniques, geographical information systems (GIS), and stochastic models for monitoring land use and land cover (LULC) changes in the Northern Coastal Region of Nayarit, Mexico. *GIScience and Remote Sensing*, 48(2), 245–263. <https://doi.org/10.2747/1548-1603.48.2.245>
- Bhomia, R. K., Kauffman, J. B., & McFadden, T. N. (2016). Ecosystem carbon stocks of mangrove forests along the Pacific and Caribbean coasts of Honduras. *Wetlands Ecology and Management*, 24(2), 187–201. <https://doi.org/10.1007/s11273-016-9483-1>
- Brown, G., & Brabyn, L. (2012). An analysis of the relationships between multiple values and physical landscapes at a regional scale using public participation GIS and landscape character classification. *Landscape and Urban Planning*, 107(3), 317–331. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.06.007>
- Brown, G., & Fagerholm, N. (2015). Empirical PPGIS/PGIS mapping of ecosystem services: A review and evaluation. *Ecosystem Services*, 13, 119–133. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.007><https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.007>
- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., & Windhorst, W. (2009). Landscapes’ capacities to provide ecosystem services - A concept for land-cover based assessments. *Landscape Online*, 15(1), 1–22. <https://doi.org/10.3097/LO.200915>
- Camacho-Sanabria, R., Camacho-Sanabria, J. M., Balderas-Plata, M. A. y Sánchez-López, M. (2017). Cambios de cobertura y uso de suelo: estudio de caso en Progreso Hidalgo, Estado de México. *Madera y Bosques*, 23(3), 39-60. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2331516>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) (2018). Línea de costa de la República Mexicana (2011 -2014), escala: 1: 25000. edición: 1. Recuperado de http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/lc2018gw.xml? httpcache=yes& xs l=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl& indent=no
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) (2023). Extensión y distribución de manglares. Recuperado de <https://www.biodiversidad.gob.mx/monitoreo/smmm/extensionDist>
- Congalton, R. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of the Environment*, 37(1), 35-46. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90048-B](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B)
- Cuadras-Berrelleza, Aldo Alan, Peinado-Guevara, Víctor Manuel, Peinado-Guevara, Héctor José, López-López, José de Jesús, & Herrera-Barrientos, Jaime. (2021). Agricultura intensiva y calidad de suelos: retos para el desarrollo sustentable en Sinaloa. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 12(8), 1401-1414. <https://doi.org/10.29312/remexca.v12i8.2704>
- Drakou, E. G., Crossman, N. D., Willems, L., Burkhard, B., Palomo, I., Maes, J., & Peedell, S.

- (2015). A visualization and data-sharing tool for ecosystem service maps: Lessons learnt, challenges and the way forward. *Ecosystem Services*, 13, 134–140. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.12.002>
- Eastman, J. R. (2012). *IDRISI Selva Manual*. Clark University: Clark Labs. 322 pp
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 1996. *Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes*. FAO. Roma.
- Fisher, B., Turner, R. K., and Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- Flores Campaña, Luis Miguel, Arzola-González, Juan Francisco, Ramírez-Soto, Milagros, & Osorio-Pérez, Amador. (2012). Repercusiones del cambio climático global en el estado de sinaloa, México. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 21(1), 115–129. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0121-215X2012000100009&lng=en&tlng=es.
- Flores-Cárdenas, F., Hurtado-Oliva, M. Á., Doyle, T. W., Nieves-Soto, M., Díaz-Castro, S., & Manzano-Sarabia, M. (2017). Litterfall Production of Mangroves in Huizache-Caimanero Lagoon System, México. *Journal of Coastal Research*, 33(1), 118–124. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-15-00242.1>
- Garau, E., Pueyo-Ros, J., Palom, A. R., & Vila-Subiros, J. (2021). Follow the flow: Analysis of relationships between water ecosystem service supply units and beneficiaries. *Applied Geography*, 133, 102491. <https://doi.org/10.1016/J.APGEOG.2021.102491>
- García-Nieto, A. P., García-Llorente, M., Iniesta-Arandia, I., & Martín-López, B. (2013). Mapping forest ecosystem services: From providing units to beneficiaries. *Ecosystem Services*, 4, 126–138. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.03.003>
- Gardner, R.C., Barchiesi, S., Beltrame, C., Finlayson, C.M., Galewski, T., Harrison, I., Paganini, M., Perennou, C., Pritchard, D.E., Rosenqvist, A., Walpole, M., 2015. *State of the World's Wetlands and their Services to People: A Compilation of Recent Analyses*. Ramsar Briefing Note No. 7. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
- Gobierno de Sinaloa (2010). *Plan Estatal de Desarrollo*. Recuperado de <https://estadisticas.sinaloa.gob.mx/documentos/PED/PEDSinaloa2005-2010.pdf>
- González, O. M. (2022). Las presas en Sinaloa, México: asimetrías regionales e inexperiencias necesarias. *O Público e o Privado*, 20(42), 61–95. <https://doi.org/https://doi.org/10.52521/20.8175>
- Himes-Cornell, A., Pendleton, L., & Atiyah, P. (2018). Valuing ecosystem services from blue forests: A systematic review of the valuation of salt marshes, sea grass beds and mangrove forests. In *Ecosystem Services* (Vol. 30, pp. 36–48). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.01.006>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2009). *Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie IV (continuo nacional)*. Recuperado de <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/usv250ks4gw.html>

- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2010a). Carta geoestadística urbana. Cierre del Censo de Población y Vivienda 2010. Mazatlán Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825609467>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2010b). Carta geoestadística urbana. Cierre del Censo de Población y Vivienda 2010. Escuinapa. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825609436>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2010c). Carta geoestadística urbana. Cierre del Censo de Población y Vivienda 2010. Rosario. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825609481>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2013). Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie V (continuo nacional). Recuperado de <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/usv250s5ugw.html>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2016). Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie VI (continuo nacional). Recuperado de <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/usv250s6gw.html>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2020). Censo de población y vivienda 2020. Recuperado de https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/default.html#Resultados_generales
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI)(2010d). Censo de población y vivienda 2010. Recuperado de https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2010/#Datos_abiertos
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, 33(1), 159–174.
- Lee, S. Y., Dunn, R. J. K., Young, R. A., Connolly, R. M., Dale, P. E. R., Dehayr, R., Lemckert, C. J., McKinnon, S., Powell, B., Teasdale, P. R., & Welsh, D. T. (2006). Impact of urbanization on coastal wetland structure and function. *Austral Ecology*, 31(2), 149–163. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01581.x>
- López-Medellín, X., & Ezcurra, E. (2012). The productivity of mangroves in northwestern Mexico: a meta-analysis of current data. *Journal of Coastal Conservation*, 16(3), 399–403. <https://doi.org/10.1007/s>
- Merlotto, A., Verón, E. M., & Bértola, G. R. (2019). Regulating ecosystem services of beaches in General Alvarado Municipality, Buenos Aires, Argentina. *Revista de Geografía Norte Grande*, 73, 113–131.
- Millennium Ecosystem Assessment (Program) (MEA). (2005). *Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis: a report of the Millennium Ecosystem Assessment*. World Resources Institute.
- Munang, R., Thiaw, I., Alverson, K., Liu, J., & Han, Z. (2013). The role of ecosystem services in climate change adaptation and disaster risk reduction. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(1), 47–52. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.02.002>
- Nagendra, H., Reyers, B., & Lavorel, S. (2013). Impacts of land change on biodiversity: making the link to ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(5), 503–508. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.05.010>

- Palestina, R. A., Equihua, M., & Pérez-Maqueo, M. O. (2015). Influencia de la complejidad estructural del dosel en la reflectancia de landsat TM. *Madera y Bosques*, 21(1), 63–75. Recuperado en 13 de julio de 2023, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-04712015000100006&lng=es&tlng=es
- Pendleton L, Donato DC, Murray BC, Crooks S, Jenkins WA, Sifleet S, Craft C, Fourqurean JW, Kauffman JB, Marbà N, Megonigal P, Pidgeon E, Herr D, Gordon D, Baldera A. Estimating global "blue carbon" emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043542>
- Pham, K. T., & Lin, T.-H. (2023). Effects of urbanisation on ecosystem service values: A case study of Nha Trang, Vietnam. *Land Use Policy*, 128, 106599. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2023.106599>
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) (2021). Hacer las paces con la naturaleza: Plan científico para hacer frente a las emergencias del clima, la biodiversidad y la contaminación. Nairobi. Recuperado de <https://www.unep.org/resources/making-peace-nature>
- Quintas-Soriano, C., Castro, A. J., Castro, H., & García-Llorente, M. (2016). Impacts of land use change on ecosystem services and implications for human well-being in Spanish drylands. *Land Use Policy*, 54, 534–548. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.03.011>
- Rojas, C., Munizaga, J., Rojas, O., Martínez, C., & Pino, J. (2019). Urban development versus wetland loss in a coastal Latin American city: Lessons for sustainable land use planning. *Land Use Policy*, 80, 47–56. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.036>
- Rwanga, S. S., & Ndambuki, J. M. (2017). Accuracy Assessment of Land Use/Land Cover Classification Using Remote Sensing and GIS. *International Journal of Geosciences*, 08(04), 611–622. <https://doi.org/10.4236/ijg.2017.84033>
- Sheaves, M., Sporne, I., Dichmont, C. M., Bustamante, R., Dale, P., Deng, R., Dutra, L. X. C., van Putten, I., Savina-Rollan, M., & Swinbourne, A. (2016). Principles for operationalizing climate change adaptation strategies to support the resilience of estuarine and coastal ecosystems: An Australian perspective. *Marine Policy*, 68, 229–240. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.03.014>
- Shoyama, K., & Yamagata, Y. (2016). Local perception of ecosystem service bundles in the Kushiro watershed, Northern Japan – Application of a public participation GIS tool. *Ecosystem Services*, 22, 139–149. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.009>
- Siikamäki, J., Sanchirico, J. N., Jardine, S., McLaughlin, D., & Morris, D. (2013). Blue carbon: Coastal ecosystems, their carbon storage, and potential for reducing emissions. *Environment*, 55(6), 14–29. <https://doi.org/10.1080/00139157.2013.843981>
- Spalding, M. D., Ruffo, S., Lacambra, C., Meliane, I., Hale, L. Z., Shepard, C. C., & Beck, M. W. (2014). The role of ecosystems in coastal protection: Adapting to climate change and coastal hazards. *Ocean and Coastal Management*, 90, 50–57. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.09.007>
- Vences Macedo, L., Manríquez García, N (2022). “Vulnerabilidad en la ciudad de Mazatlán: inundaciones y marginación”. En *Proyección: estudios geográficos y de ordenamiento*

territorial. Vol. XVI, (32). ISSN 1852 -0006, (pp. 39 – 63). Recuperado de <https://revistas.uncu.edu.ar/ojs3/index.php/proyeccion/article/view/5745>

- Villarreal-Rosas, J., Wells, J. A., Sonter, L. J., Possingham, H. P., & Rhodes, J. R. (2022). The impacts of land use change on flood protection services among multiple beneficiaries. *Science of the Total Environment*, 806. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150577>
- Wolff, S., Schulp, C. J. E., & Verburg, P. H. (2015). Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecological Indicators*, 55, 159–171. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.016>
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., Jackson, J. B. C., Lotze, H. K., Micheli, F., Palumbi, S. R., Sala, E., Selkoe, K. A., Stachowicz, J. J., & Watson, R. (2006). Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, 314(5800), 787–790. <https://doi.org/10.1126/science.1132294>
- Wu, J., Feng, Z., Gao, Y., & Peng, J. (2013). Hotspot and relationship identification in multiple landscape services: A case study on an area with intensive human activities. *Ecological Indicators*, 29, 529–537. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.037>
- Zhang, W., Ricketts, T. H., Kremen, C., Carney, K., & Swinton, S. M. (2007). Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64(2), 253–260. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>

4. VALORACIÓN SOCIAL DE HUMEDALES COSTEROS EN EL NOROESTE DE MÉXICO

Mayra Isabel de la Rosa-Velázquez¹

Arturo Ruiz-Luna^{2*}

¹Programa de Doctorado en Ciencias, Coordinación Regional Mazatlán en Acuicultura y Manejo Ambiental. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD). Mazatlán, Sinaloa. México. mayraisabeldelarosa@gmail.com

^{2*} Laboratorio de Manejo Ambiental, Coordinación Regional Mazatlán en Acuicultura y Manejo Ambiental. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD). Av. Sábalo-Cerritos s/n. Mazatlán, Sinaloa, 82112. México.

arluna@ciad.mx

*Autor de correspondencia

Sometido el 30 mayo de 2023, aceptado para publicación 08 de agosto de 2023

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23

Valoración social de humedales costeros en el noroeste de México
Social valuation of coastal wetlands in northwestern Mexico

Mayra Isabel de la Rosa-Velázquez¹, Arturo Ruiz-Luna^{2*}

¹ Programa de Doctorado en Ciencias, Coordinación Regional Mazatlán en
Acuicultura y Manejo Ambiental. Centro de Investigación en Alimentación y
Desarrollo (CIAD). Mazatlán, Sinaloa. México. mayraisabeldelarosa@gmail.com

^{2*} Laboratorio de Manejo Ambiental, Coordinación Regional Mazatlán en
Acuicultura y Manejo Ambiental. Centro de Investigación en Alimentación y
Desarrollo (CIAD). Av. Sábalo-Cerritos s/n. Mazatlán, Sinaloa, 82112. México.
arluna@ciad.mx

*Autor de correspondencia

24 **Valoración social de humedales costeros en el noroeste de México**

25 **Social valuation of coastal wetlands in northeastern Mexico**

26

27 **Resumen:**

28 Los humedales aportan servicios ecosistémicos determinantes para el bienestar
29 humano; sin embargo, su valor e importancia se estiman principalmente desde
30 una visión económica que provee información relevante, pero que no
31 necesariamente contribuye a su conservación, desplazando en ocasiones visiones
32 de manejo definidas localmente por los beneficiarios cercanos o directos.
33 Considerando lo anterior, en este trabajo se estimó el valor social que los
34 beneficiarios locales asignan a los humedales costeros y sus servicios
35 ecosistémicos en el sur de Sinaloa, a partir de un marco metodológico
36 participativo, espacialmente explícito. Los resultados indican que el valor social se
37 asocia con la localidad de los beneficiarios, con la presencia de servicios de
38 provisión con valor económico ofrecidos por los humedales, así como de
39 condiciones sociales que favorecen la educación ambiental. Los aspectos
40 relacionados con la historia y espiritualidad tuvieron escasa relevancia en la
41 valoración de los humedales.

42

43 **Palabras-clave:** Participación social, percepción, servicios ecosistémicos,
44 valoración.

45

46

47 **Abstract:**

48 Wetlands provide determinant ecosystem services for human well-being; however,
49 their value and importance have been mainly estimated from an economic
50 perspective, providing relevant information that does not necessarily contribute to
51 their conservation, sometimes displacing other forms of management defined
52 locally by the close or direct beneficiaries. Regarding this, we estimated the social
53 value that local beneficiaries assign to coastal wetlands and their ecosystem
54 services in southern Sinaloa, based on a participatory, spatially explicit
55 methodological framework. The findings suggest that the social value is associated
56 with the location where the beneficiaries live, also with the presence of provision
57 services with economic value offered by wetlands, as well as with the social
58 conditions that favor environmental education. Issues related to history and
59 spirituality had little relevance in the evaluation of wetlands.

60

61 **Keyword:** Ecosystem services, perception, social participation, valuation.

62

63 Recibido en dd/mm/aaaa

64 Aceptado en dd/mm/aaaa

65

66

67

68

69

70

Introducción

71 Los humedales comprenden áreas terrestres saturadas o inundadas de agua, de
72 forma estacional o permanente, en distintos rangos de salinidad y que pueden
73 incluir superficies marinas con profundidades menores a 6 m (Secretaría de la
74 Convención de Ramsar, 2023). Son ecosistemas de alta productividad biológica,
75 que cubren entre 15 y 16 millones de km² en el mundo, de los que alrededor del
76 9% corresponden a humedales costeros (Davidson & Finlayson, 2019).

77 En particular, los humedales costeros destacan por la variedad y abundancia
78 de los servicios ecosistémicos (SE) que proporcionan y que han sido definidos
79 como, las características ecológicas, funciones o procesos de los ecosistemas,
80 que directa o indirectamente contribuyen al bienestar de los seres humanos
81 (Costanza *et al.*, 2017). Algunos ejemplos de estos SE incluyen el hábitat para
82 especies silvestres, la depuración del agua y la depuración de desechos, la
83 provisión de agua dulce, las oportunidades recreativas, la protección contra
84 inundaciones y ciclones, entre otros, que han sido categorizados de diversas
85 formas, siendo la más común la de SE de aprovisionamiento, de regulación, de
86 soporte y culturales (Camacho-Valdez & Ruiz-Luna, 2012).

87 Con la iniciativa denominada Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA
88 por sus siglas en inglés), se dio mayor atención a la relación intrínseca entre los
89 ecosistemas y el bienestar de las personas, fomentándose la discusión sobre el
90 estado de conservación de los ecosistemas en el mundo y la necesidad de aplicar
91 enfoques alternos para fomentar su preservación y su asociación con mejores
92 niveles de vida (Millennium Ecosystem Assessment [MEA], 2005).

93 Pese a los esfuerzos alcanzados para mantener los ecosistemas en buen
94 estado de conservación, se sostiene un ritmo elevado de pérdida de ambientes de
95 alta biodiversidad como selvas, arrecifes y humedales, entre otros, estimándose
96 para estos últimos una reducción a nivel mundial del 35% de su extensión, entre
97 1970 y 2015 (Convención de Ramsar sobre los Humedales, 2018). En buena
98 medida, el deterioro es resultado de actividades humanas como la creación de
99 infraestructura física sin planificación, el crecimiento del sector turístico, el drenaje
100 de tierras y la expansión de la frontera agrícola, que promueve la deforestación,
101 para dar paso a cambios de uso de suelo (Davidson, 2014).

102 Tales tendencias de transformación y conversión física del paisaje, con la
103 subsecuente pérdida de SE, han aumentado el interés científico y político por
104 adoptar nuevos esquemas de manejo que reconozcan la importancia de los
105 humedales como sistemas socio-ecológicos que proveen SE y que mantienen una
106 íntima relación con aspectos como la salud humana (Barbier *et al.*, 2011). De esta
107 manera, se espera comprender mejor el funcionamiento de estos ambientes e
108 identificar los factores que impulsan el cambio, a fin de implementar medidas de
109 conservación de largo plazo y contribuir al bienestar humano.

110 En ese sentido, la valoración de SE ha venido a posicionarse como una
111 alternativa de análisis confiable para cuantificar los beneficios y servicios que
112 proveen los humedales e identificar los elementos sociales y ecológicos que
113 determinan su valor dentro de contextos específicos (Lopes & Videira, 2013). De
114 acuerdo con la revisión documental hecha por Xu *et al.* (2020), se encontró que,
115 de un total de 1711 artículos científicos publicados entre 1995 y 2017, en el 67%

116 de las investigaciones se aplicaron enfoques de valoración biofísica a partir de
117 modelos ecológicos, seguido del 23.8% que correspondieron a la suma de
118 estudios cualitativos y de ciencias sociales. Adicionalmente, el 6.3% correspondió
119 a estudios de valoración económica, caracterizados por la asignación de valores
120 de mercado a los bienes y servicios que, directa o indirectamente, se obtienen de
121 los ecosistemas, así como a los costos que podrían derivarse de reemplazar
122 dichos servicios cuando estos se reducen o pierden (Turner *et al.*, 2003). Con la
123 aplicación de métodos como la valoración contingente, disposición a pagar y la
124 transferencia de valores, principalmente, se busca dar un valor óptimo a los
125 recursos naturales, utilizando términos monetarios (de la Lanza *et al.*, 2013).

126 También se encontró que el estudio de los servicios culturales se ha
127 analizado, aunque con menor frecuencia (2.9%), en comparación con el resto de
128 las categorías de SE, concentrándose en la recreación y ecoturismo, combinando
129 métodos económicos, biofísicos y sociales, lo cual indica que los enfoques
130 específicos y metodologías para abordar aspectos intangibles siguen siendo
131 incipientes, de baja aplicación y dominio.

132 Según lo anterior, los servicios culturales ocupan un lugar secundario dentro
133 de la valoración, a pesar de ser reconocidos como una categoría fundamental de
134 SE, por brindar experiencias de disfrute a las personas y vinculación con prácticas
135 culturales compartidas, creencias religiosas e identidad asociada al sitio (sentido
136 de pertenencia) entre los miembros de una comunidad (Cabana *et al.*, 2020). Al
137 ser intangibles y percibidos por los sentidos, los SE culturales salen de la toma de
138 decisiones, situación que exacerba la vulnerabilidad de los ecosistemas y

139 mantiene las actividades de transformación física, que no los considera (Zhou *et*
140 *al.*, 2020).

141 Ante ese escenario, existe un reconocimiento sobre la necesidad de estimar
142 el valor social, es decir, la importancia que los beneficiarios como actores sociales
143 individuales o colectivos otorgan a los ecosistemas a partir de las preferencias,
144 creencias y opiniones (Iniesta-Arandia *et al.*, 2014). La valoración social, a
145 diferencia de la económica que suele centrarse en los SE de provisión con valor
146 de mercado, se ha empleado para estimar la importancia de los SE culturales a
147 partir de métodos cualitativos y participativos como el análisis narrativo y el mapeo
148 (Harrison *et al.*, 2018). Esta aproximación tiene la ventaja de ampliar el espectro
149 de SE como objetos de estudio e incorporar de forma activa aspectos del
150 comportamiento humano, que pueden ser determinantes para la implementación
151 de estrategias de conservación ambiental y contribuir a la reducción de acciones
152 poco sustentables (Arias-Arévalo *et al.*, 2017).

153 No obstante, estimar el valor social de los humedales e identificar los
154 elementos que lo determinan resulta insuficiente para la toma de decisiones, sobre
155 todo en escalas superiores (región, estado), donde las relaciones entre los
156 subsistemas locales (sociales, ecológicos) pueden pasarse por alto, cuestionando
157 de manera pública la utilidad del valor social y la aplicabilidad de este enfoque en
158 el manejo costero.

159 Resulta evidente la importancia que los estudios de valoración social tienen a
160 nivel local, sobre todo al recurrir a fuentes de información primaria (encuestas,
161 entrevistas, mapas cognoscitivos, etc.), basadas en la participación directa y

185 donde se registra un incremento en la densidad poblacional que alcanza hasta 200
186 habitantes/km² (Berlanga-Robles *et al.*, 2021).

187 Tomando en consideración las diferencias estructurales y sociales en cada
188 municipio, se seleccionaron localidades que se distinguen por la presencia de
189 humedales costeros como manglares y marismas. En total se incluyeron cinco
190 localidades denominadas Urías e Isla de la Piedra (Mazatlán), Agua Verde (El
191 Rosario) y Teacapán e Isla del Bosque (Escuinapa) (Figura 1).

192

193 [Insertar Figura 1]

194

195 **Colecta de información y muestreo**

196

197 Dada la eficacia de las encuestas para la colecta de datos a nivel local, o en zonas
198 con limitaciones de acceso a internet y otras tecnologías de comunicación masiva
199 (Darvill & Lindo, 2015; Loomis & Paterson, 2014), se usó este tipo de instrumento
200 para recabar datos y la opinión directa de los beneficiarios. Se diseñó y aplicó un
201 cuestionario de valor social (CVS), para conocer los servicios ecosistémicos que
202 los beneficiarios identifican en los humedales cercanos a su localidad y determinar
203 el nivel de importancia o valor social que les asignan.

204 El modelo de cuestionario se basó en la propuesta de Iniesta-Arandia *et al.*
205 (2014), que contempla; 1) perfil socio económico de los beneficiarios, 2)
206 conocimiento y valor de los humedales y de los SE y 3) cambios percibidos en los
207 humedales, amenazas y tendencias (Material suplementario 1). A fin de asegurar

208 una interpretación adecuada de los ítems antes de la aplicación definitiva, se
209 realizó el pilotaje del CVS (N = 18) en tres localidades costeras, entre abril y
210 agosto de 2019, realizándose los ajustes necesarios al tiempo disponible y nivel
211 educativo de los informantes. Además, se estimó el nivel de confiabilidad interna
212 de la encuesta con el coeficiente α de Cronbach, que determina el grado de
213 fiabilidad satisfactorio en que los ítems miden la misma variable y con ello, la
214 solidez psicométrica del instrumento (Ledesma *et al.*, 2002). En este caso se
215 obtuvo un valor de 0.8, que representa un buen nivel de consistencia interna.

216 La aplicación del CVS se realizó de manera directa (cara a cara), utilizando
217 un formato de encuesta estructurada, entre octubre 2019 y febrero 2020, en las
218 cinco localidades seleccionadas, en un tiempo aproximado de trabajo de campo
219 de 60 horas. Se aplicó un muestreo no probabilístico a conveniencia, que consistió
220 en la búsqueda dirigida de informantes a partir del juicio y necesidad del
221 investigador, con lo cual se obtuvo una muestra heterogénea de beneficiarios con
222 diferentes conocimientos, usos y percepciones sobre los humedales, y se
223 disminuyó el sesgo de dirigir el análisis a un grupo exclusivo, por ejemplo,
224 pescadores (Brown *et al.*, 2017).

225 La selección de participantes buscó la inclusión igualitaria de hombres y
226 mujeres, siendo la participación voluntaria y con consentimiento informado. Entre
227 los criterios de selección se consideró que fueran originarios de la localidad o con
228 un tiempo de residencia mínimo de cinco años y su edad fuese mayor o igual a 18
229 años (Perez-Verdin *et al.*, 2016), con el propósito de garantizar que los
230 participantes tuvieran arraigo y experiencia en la localidad. Debido al tipo de

231 muestreo, los criterios de selección y la disposición de tiempo de los informantes
232 se descartó el alcance de una muestra estadísticamente representativa por
233 localidad, en su lugar se priorizó la accesibilidad de los beneficiarios e interesados
234 en la zona (Brown *et al.*, 2017).

235 Las localidades del municipio de Mazatlán se encuentran próximas a la zona
236 urbana, por lo que resultaron de fácil acceso. En Agua Verde predominaron las
237 condiciones rurales, con baja disponibilidad de servicios de comunicación, pero
238 con múltiples puntos de acceso a los humedales, en particular embarcaderos
239 rústicos o temporales derivados de la actividad pesquera local.

240 En las localidades de Escuinapa converge la presencia de granjas acuícolas
241 y embarcaderos para la pesca ribereña, donde además se ofrecen algunas
242 actividades turísticas, como paseos por el estero, que resultan atractivos para
243 visitantes en épocas vacacionales y fines de semana, con desarrollo de una
244 incipiente infraestructura hotelera y de servicios turísticos en la región, próximos a
245 las playas y otros humedales.

246 Tomando en cuenta que uno de los principales desafíos dentro del estudio
247 de SE es profundizar en el conocimiento de los beneficiarios cercanos, Reed *et al.*
248 (2009) sugieren orientar el análisis desde una perspectiva de actores sociales a
249 través de un proceso basado en la identificación, la categorización y el
250 establecimiento de relaciones entre grupos. Así, con la primera sección del CVS
251 se buscó la caracterización de los beneficiarios de los SE a partir de variables
252 socioeconómicas relevantes, que incluyen la procedencia (municipio y localidad),

253 edad, sexo, nivel educativo y sector económico, ingresos mensuales en el hogar
254 (pesos mexicanos, transformados a USD valor 2020) y tenencia de la propiedad.

255 Una segunda sección del CVS permitió evaluar el conocimiento ecológico
256 local, una entidad cultural de especial interés que se relaciona con las preferencias
257 de usos del suelo y manejo de los ecosistemas (Franco & Luiselli, 2014). En este
258 caso se exploró el conocimiento sobre cuatro humedales naturales y dos
259 antrópicos, considerados representativos de la zona de estudio (Berlanga-Robles
260 *et al.*, 2008). Además, se empleó la frecuencia de respuesta positiva a la
261 expresión “conoce a los humedales” como un proxy de conocimiento ecológico
262 local. También se solicitó a los beneficiarios que mencionaran tres opciones de
263 humedales considerados prioritarios para el bienestar individual, siendo 1 el de
264 mayor prioridad y 3 el de menor; una vez obtenidos se aplicó la técnica de listas
265 libres, una técnica que acumula datos de forma rápida, en tanto que muestra los
266 elementos dentro de un dominio cultural específico (Quinlan, 2018) y expresa el
267 grado de importancia en términos cuantitativos dentro del dominio, en este caso la
268 prioridad para el bienestar.

269 Para cuantificar el nivel de prioridad se calculó el índice de Saliencia de
270 Smith y Borgatti (1997), estadístico que considera la frecuencia del ítem y el orden
271 de la clasificación de las listas, bajo el supuesto que los elementos mencionados
272 al principio y con mayor frecuencia son los prioritarios. La prioridad se determina
273 en una escala de valores que van de 0 (prioridad baja) a 1 (prioridad alta) y se
274 definen a partir de la ecuación:

275 $S_{ij} = (L_j - (R_{ij} + 1)) / L_j$ donde S es la saliencia de ubicación i por usuario j, Lj es la
276 longitud de la lista de ubicaciones mencionadas en la encuesta por individuo j y Rij
277 es el rango de ubicación i por individuo j. Los valores de Saliencia se obtuvieron
278 con el software Anthropac versión 4.98/X (Analytic Technologies, s.f).

279 Para determinar el conocimiento ecológico sobre los SE, se creó una lista de
280 verificación con 29 opciones de SE que se clasificaron previamente según la
281 Evaluación de Ecosistemas del Milenio: provisión (8), regulación (7), soporte (4) y
282 culturales (10) (MEA, 2005). La lista de SE fue construida a partir de la revisión
283 bibliográfica de casos de estudio de valoración social en localidades costeras con
284 características similares al área de estudio.

285 El valor social de los humedales se estimó a partir de una lista de 10
286 categorías de valor social, modificadas del sistema de Brown & Reed (2000), a fin
287 de crear definiciones acordes al contexto de estudio (Tabla 1). El ítem describió
288 atributos -presentes o sugeridos- en los humedales que representan elementos de
289 valor, por ejemplo, poseer sitios históricos, proveer alimentos, enseñar sobre la
290 naturaleza y otros (Blake *et al.*, 2017; Bryce *et al.*, 2016; van Riper *et al.*, 2017),
291 que se calificó en una escala ordinal Likert, que permite estimar el grado de
292 acuerdo o desacuerdo del informante sobre una afirmación, con valores discretos
293 de 1 a 5, donde 1= En total desacuerdo y 5 = En total acuerdo.

294

295

[Insertar Tabla 1]

296

297 Aunque existen diversos fenómenos naturales y antrópicos que alteran la
298 zona costera, se analizó si los beneficiarios reconocen modificaciones en la
299 extensión, la calidad y la cantidad de los recursos naturales que ofrecen los
300 humedales, así como la temporalidad del impacto sobre estos ambientes. Para
301 identificar los cambios, se crearon listas de verificación que indicaron la magnitud
302 de los efectos (incremento, disminución o estabilidad) y los horizontes de tiempo
303 para aquellos que pudieran ocasionar daños a futuro, es decir, que constituyeran
304 amenazas. Con ello se aplicó el índice de tendencia de cambio percibido (ITCP)
305 propuesto en Oteros-Rozas *et al.* (2014), de acuerdo con el modelo $ITCP = [(I-D)$
306 $/(I+D+E)]$ donde las variables representan las frecuencias de incremento (I),
307 disminución (D) y estabilidad (E), asociadas con el número total de respuestas.

308

309

Análisis de los datos

310

311 Inicialmente se aplicó un análisis exploratorio de datos (AED), para examinar la
312 heterogeneidad de las respuestas en la encuesta y seleccionar las variables más
313 significativas para el análisis multivariado. Del resultado del CVS se descartaron
314 las variables “tiempo de ocupación en la actividad económica principal” y “vía de
315 adquisición de información sobre los humedales”, que obtuvieron baja respuesta,
316 incluyéndose en total 11 variables en el estudio (Tabla 2).

317

318

[Insertar Tabla 2]

319

320 Siguiendo las pautas de Reed *et al.* (2009), se caracterizó a los beneficiarios
321 de los SE con base en las variables del perfil socioeconómico, aplicando
322 estadística descriptiva. Después se realizó un Análisis de Conglomerados
323 Jerárquico (ACJ) en función de las variables nivel educativo, municipio y localidad
324 de procedencia, sexo, edad, sector económico y tipo de SE identificados; el AJC
325 se realizó con el paquete cluster del software R studio 4.1.0. (R Core Team, 2020)
326 y se emplearon la distancia euclídea para establecer la semejanza entre los
327 elementos de cada conglomerado y el método de Ward como algoritmo de
328 aglomeración dada su capacidad para minimizar la varianza total dentro del grupo.

329 El número de conglomerados se definió *a priori* con el método de inercia o de
330 codo, siendo el número de conglomerado óptimo, el valor de K donde la suma de
331 errores cuadráticos disminuye. El método es una variante del algoritmo de
332 agrupación K means y visualmente acomoda los valores de inercia de manera
333 lineal, de tal manera que el punto de menor inercia es un cambio brusco o
334 evidente que dibuja un codo que supone el número de K óptimo para el grupo de
335 datos en cuestión (Nainggolan *et al.*, 2019).

336 Para analizar el valor social asignado en la escala Likert se realizó un
337 proceso de escalamiento óptimo no métrico con el paquete Gifi de R studio (R
338 Core Team, 2020). El escalamiento es una transformación no lineal de las
339 variables de entrada cuya distancia es difícil de representar en el espacio factorial.
340 En particular, se aplica en variables categóricas y ordinales a fin de a producir de
341 valores de escala con propiedades métricas que se cuantifiquen de forma óptima
342 en la dimensionalidad especificada (Mair *et al.*, 2009). En este caso el

343 procedimiento se llevó a cabo sobre los niveles de acuerdo y las categorías de
344 valor social (Tabla 1). Después del escalamiento, se aplicó la función “princals” del
345 mismo paquete para generar un Análisis de Componentes Principales categórico
346 (ACPC), un método que reduce las dimensiones, para que, al igual que un Análisis
347 de Componentes Principales, sea posible evidenciar la relación entre las variables
348 originales (Navarro-Céspedes *et al.*, 2010). Para este procedimiento en específico
349 se descartaron el valor de biodiversidad (Bio) y la alternativa económica
350 relacionada con la disposición de refugio (Ecs), debido a la cantidad de datos
351 perdidos.

352 Para determinar una posible asociación entre el municipio de procedencia y
353 el proxy del conocimiento ecológico se aplicó una prueba de Chi cuadrada con un
354 valor de $\alpha = 0.05$.

355

356

Resultados

357

358

Perfil socioeconómico de los beneficiarios

359

360 Se contó con la participación de 168 personas, la mayoría en el municipio de
361 Mazatlán (49%), cuyas características se presentan en la Tabla 3. El 56% fueron
362 hombres y 44% mujeres, con un promedio de edad de 50 y 48 años
363 respectivamente, predominando la participación de adultos de edad media que se
364 definieron como “residentes de largo plazo”. El 59% de los beneficiarios alcanzó la
365 educación escolarizada, mayormente en el nivel básico (44%) y medio superior

366 (15%); el 5% obtuvo formación universitaria, mientras que el 35% de los
367 participantes no sabe leer ni escribir.

368 El 70% de las personas perteneció a la población económicamente activa
369 (PEA), principalmente suministrando mano de obra en producción de bienes y
370 servicios, en particular, en actividades relacionadas con la pesca (37%) y el
371 comercio informal (24%). A pesar del crecimiento de la agricultura en la zona, sólo
372 el 4% de las personas la reconoció como fuente directa de ingresos económicos,
373 el 30% de la población restante se encuentra en desocupación, pero realiza
374 actividades del hogar o depende de subsidios gubernamentales como pensiones y
375 becas. Para el 68% de las personas el ingreso mensual familiar fue menor a
376 \$6000 pesos (285.7 USD), a diferencia del 4% que alcanza un ingreso igual a \$10
377 mil pesos (471.2 USD).

378

379 [Insertar Tabla 3]

380

381 A partir del ACJ se identificaron tres grupos de beneficiarios, con 122, 40 y
382 13 integrantes, respectivamente (Figura 2). El primer grupo (a), se conformó por
383 personas que reconocieron formalmente a los humedales como ecosistemas y su
384 papel como fuentes de SE. Particularmente reconocen los servicios de provisión
385 de alimentos de consumo directo y la disposición de sitios de pesca, los servicios
386 de regulación climática y por poseer atributos estéticos como los paisajes, que
387 contribuyen a la salud y resultan atractivos para actividades recreativas, turísticas
388 o de convivencia social (servicios culturales).

389

390

[Insertar Figura 2]

391

392 Aunque la cantidad de beneficiarios fue menor en el segundo grupo (b), se
393 registraron similitudes con respecto al primero, diferenciándose en la falta de
394 reconocimiento de los aspectos espirituales como un SE, e integrándose
395 mayormente de hombres con edad promedio de 40 años, con educación básica y
396 media superior. Los beneficiarios de este grupo consideraron importantes la
397 disposición de agua para consumo humano, los elementos ornamentales (flora) y
398 la sal, situación que supone que además del conocimiento sobre los humedales
399 existe un consumo cotidiano de dichos SE como medios de vida.

400 En el último conglomerado (c), aunque reconocieron el papel de los
401 humedales por aportar SE de provisión, dieron menor relevancia a la presencia de
402 sitios de pesca y de producción de biomasa (hojas, corteza, flores) con usos
403 medicinales. Este grupo incluyó beneficiarios con menor conocimiento ecológico
404 de los humedales, que asignaron menor valor a los servicios intangibles,
405 particularmente la educación ambiental, el turismo y la inspiración, así como los
406 servicios de regulación, excepto el control de inundaciones.

407

408 **Conocimiento ecológico de los servicios ecosistémicos**

409

410 De acuerdo con la frecuencia de mención de cada SE, se identificó que existe un
411 conocimiento diferenciado; por un lado, más del 90% de los beneficiarios

412 reconoció tres tipos de SE: la provisión de peces, camarón y otros recursos de la
413 pesca como alimento para consumo directo (servicio de provisión), la belleza
414 paisajística (servicio cultural) y la existencia de refugios naturales para animales
415 silvestres (servicio de soporte). En cambio, los SE culturales se mencionaron con
416 menor frecuencia oscilando entre el 20% y 26%, asociándose un bajo valor social
417 para los sitios históricos, con significado espiritual o con elementos ornamentales
418 (Figura 3).

419 Dentro de los SE de soporte, se identificó que el refugio para la fauna
420 silvestre se posicionó como el SE más importante dentro de la categoría (90.5%),
421 seguido de la diversidad de plantas y animales (86.3%). Valores cercanos se
422 registraron en los SE de regulación o de no consumo, en particular en la
423 purificación del aire (87.5%), el control de inundaciones (80.4%) y la percepción
424 sobre la captura de Carbono (76.2%), la cual se analizó mediante la expresión “los
425 humedales evitan el calentamiento del planeta”. Aunque pertenecieron a una
426 categoría distinta, los SE de polinización y retención del suelo obtuvieron similares
427 niveles de reconocimiento local (63.7%).

428

429 [Insertar Figura 3]

430

431 **Conocimiento y nivel de prioridad de los humedales**

432

433 Un alto porcentaje de personas (72%), desconoció el significado de la expresión
434 “humedales” para referirse a estos ecosistemas. Sin embargo, una vez que les fue

435 explicado el término, no tuvieron problemas para asociarlo con los tipos de
436 humedales en la región. Los resultados de Chi cuadrada, $\chi^2= 6.8$ ($p= 0.03$),
437 indicaron que este desconocimiento se asoció de manera significativa al municipio
438 de procedencia, lo que puede ser consistente con la frecuencia y diversidad de
439 actividades de divulgación que se realizan en las distintas localidades.

440 Así, durante la aplicación de la encuesta, las personas mencionaron seis
441 opciones que en su opinión también eran humedales: cuatro artificiales (pozos,
442 norias, canales de navegación, presas hidroeléctricas) y dos naturales (lagos y
443 bahías); sin embargo, las opciones se descartaron en el análisis debido a las
444 personas reconocieron ecosistemas en sitios fuera del área de estudio (ej. lagos) o
445 se trataron de anécdotas de vecinos o familiares, por lo tanto las cualidades
446 descritas podrían tratarse de una distorsión de la percepción entre individuos y
447 sesgar la información. Menos de 1.5% de los informantes desconocieron
448 cualquiera de las opciones presentadas.

449 Según la frecuencia de mención, las playas, que en sentido estricto solo se
450 consideran como humedales en la franja intermareal y en litoral rocoso (Berlanga-
451 Robles *et al.* 2008), representaron el humedal con mayor reconocimiento local
452 (93.5%), seguido de las marismas (92.3%) y manglares (90.5%), así como lagunas
453 y esteros y ríos y arroyos, con valores de frecuencia >85% (Tabla 4). Los tulares,
454 humedal herbáceo emergente con predominio del género *Typha*, se ubicaron al
455 final de la lista con el 43.4% de mención.

456 Entre los humedales antrópicos, cerca del 80% de la población reconoció a
457 los canales y estanques acuícolas, mientras que solo el 6.5% reconoció a las

458 norias/eras, pozos y presas; modificaciones de uso del suelo efectuadas en mayor
459 medida en Teacapán y Agua Verde, como fuentes de agua dulce para riego.

460 Considerando los valores del índice de saliencia (Is), se confirmó el nivel de
461 prioridad observado con los resultados previos, con algunas diferencias, pero
462 manteniendo a playas, manglares y marismas como los humedales prioritarios,
463 con mínimas diferencias (Tabla 4).

464

465 [Insertar Tabla 4]

466

467 **Valor social de los humedales**

468

469 Con el ACP categórico se obtuvieron tres componentes principales que explicaron
470 en conjunto el 82 % de la variación total. El primer componente contuvo el 46% de
471 la varianza y en consecuencia, la mayor capacidad explicativa del valor social;
472 seguido del segundo componente con el 24% y el tercero con el 12% (Tabla 5).

473

474 [Insertar Tabla 5]

475

476 El primer componente se asoció con la condición de conservación percibida
477 de los humedales y su utilidad futura, definidas por la existencia de humedales en
478 la localidad, el nivel de degradación y el potencial para llevar a cabo actividades a
479 futuro, en particular de aquellas con valor económico (Figura 4). El segundo
480 componente se etiquetó como responsabilidad ambiental futura y se refirió al

481 reconocimiento de las necesidades ambientales de las siguientes generaciones,
482 entre ellas, la posibilidad de disponer de espacios naturales para conocer
483 elementos ecológicos y disfrutar de beneficios intangibles relacionados con la
484 recreación y aspectos terapéuticos. Por otro lado, se descartó que los humedales
485 se valoren por aspectos culturales y espirituales.

486

487 [Insertar Figura 4]

488

489 **Percepción social del cambio en los humedales**

490

491 El índice de tendencia de cambio percibido (ITCP) reveló que la cantidad de
492 recursos naturales se ha visto reducida (-0.73), en gran parte resultado de la
493 presión ejercida por la pesca y la extracción de recursos naturales como medios
494 de vida (Figura 5). La calidad y la cantidad de agua también han disminuido (-0.57)
495 a pesar de tratarse de aspectos básicos para el funcionamiento ecosistémico de
496 los humedales. Aunque las mareas y precipitaciones estacionales influyen en la
497 extensión y el nivel de profundidad de los humedales, los valores de ITPC
498 indicaron que los habitantes han percibido una disminución en la extensión (-0.35)
499 y profundidad (-0.26) en los últimos cinco años (2010-2015). A diferencia del resto
500 de aspectos, el número de actividades que se realizan en los humedales ha ido en
501 aumento (0.07), lo cual implica una mayor demanda por los SE en la zona.

502

503 [Insertar Figura 5]

504

505

Discusión

506

507 La valoración social es un tema complejo debido a la diversidad de factores que
508 intervienen y las escalas en las que se desarrollan (espacial, temporal y de acción
509 de los tomadores de decisiones). No obstante, la aplicación de un enfoque
510 disgregado basado en el estudio de variables sociales y económicas representa
511 una estrategia oportuna para profundizar en el conocimiento de la demanda social
512 de SE, definido como el nivel requerido o deseado por la sociedad o por las
513 preferencias individuales (Wei *et al.*, 2017).

514 Su estudio permite la identificación de la multiplicidad de actores sociales y
515 sus niveles de acción, el reconocimiento de los mecanismos para usar, acceder y
516 valorar los SE y en particular, avanzar en el entendimiento de las decisiones de
517 manejo sobre los ecosistemas (Mara *et al.*, 2020; Zoeller *et al.*, 2021).

518 En ese sentido, el presente estudio contribuye a determinar el perfil de los
519 beneficiarios y su demanda de SE, así como la asignación del valor social de los
520 humedales costeros en la región, al relacionarse con las preferencias individuales,
521 la dependencia, la percepción de conservación y atributos del sitio, las actitudes y
522 la responsabilidad ambiental futura.

523 Se encontró que los individuos establecen una conexión con los humedales,
524 determinada aparentemente por la edad y el tiempo de residencia en la localidad,
525 aspectos que son consistentes con estudios en comunidades rurales costeras
526 (Mara *et al.*, 2020). De acuerdo con Lau *et al.* (2018) y Dalu *et al.* (2022), el tiempo

527 de residencia facilita el desarrollo de una conexión más directa con el sitio,
528 mientras que la edad se relaciona con la prioridad, las responsabilidades y el
529 interés que las personas asocian con los recursos naturales. En ese sentido, la
530 participación de personas mayores y con mayor tiempo de residencia en la
531 localidad representa una oportunidad para la conservación, si a través de su
532 liderazgo se alinean las preocupaciones e intereses de las generaciones más
533 recientes.

534 Los grupos encontrados cumplen con el perfil de beneficiarios de consumo y
535 uso directo de SE (Felipe-Lucía *et al.*, 2015), ya que experimentan una fuerte
536 dependencia hacia los humedales debido a las oportunidades que ofrecen al
537 favorecer el suministro de alimento y formar parte de los medios de vida,
538 particularmente a través de la pesca, la recolección y la oferta de servicios
539 turísticos. Cabe destacarse que el control de inundaciones se posicionó como un
540 SE relevante de los humedales por tratarse de un elemento defensivo natural y de
541 mitigación de impactos por eventos hidrológicos extremos.

542 Aunque se presentaron once SE culturales, se desconoció la importancia de
543 los aspectos espirituales e históricos dentro de los humedales, lo que es frecuente
544 debido a una visión reducida de los ecosistemas, donde se priorizan los beneficios
545 tangibles, como los servicios de provisión. Por ello, se requiere entender el valor
546 intangible de algunos servicios culturales, como el producto de la convergencia e
547 intercambio de aspectos externos contextuales, tanto del individuo como de los
548 beneficios percibidos (van Ripper *et al.*, 2017). Por ello, el perfil socioeconómico
549 debiera complementarse con aspectos relativos a la identidad del individuo, como

550 recuerdos de la niñez asociados con humedales, incluidos aspectos hedónicos,
551 transferencia de conocimiento entre generaciones, por ejemplo, la pesca, las
552 creencias y las actitudes ambientales. Lo anterior se manifestó de alguna manera
553 con los resultados del ACPC, que sugieren la integración de aspectos asociados
554 con actitudes ambientales como el valor de la existencia de los humedales, el
555 valor económico y la preocupación por las siguientes generaciones. Este tipo de
556 elementos podría captar el interés de otros actores sociales en la realización de
557 evaluaciones no monetarias para ampliar la visión del valor.

558 En particular se requiere responder a las narrativas antropocéntricas de
559 consumo y extracción promovidas por programas e instituciones gubernamentales
560 como sinónimos de bienestar humano y calidad de vida. Se impulsa la visión de
561 arriba-abajo (*top-down*) centrada en modelos de desarrollo y crecimiento
562 orientados al aumento de productividad agropecuaria, la competitividad económica
563 y la globalización, aun cuando sean poco sustentables e impacten al bienestar de
564 las personas a mediano y largo plazo.

565 Por ello, el conocimiento y las preferencias por algunos humedales como
566 manglares y playas se explican por la provisión de SE (alimento, leña, medicina) y
567 su asociación con actividades económicas como la pesca y el turismo,
568 determinándose su valor social por las preferencias y nivel de dependencia hacia
569 determinados ecosistemas y los SE que estos ofrecen.

570 Esa visión utilitaria también explica el escaso valor o atención que se otorga
571 a la presencia y cercanía de algunos atributos geográficos o localidades con cierto
572 valor histórico o cultural, lo que es crítico en la costa sur de Sinaloa debido a la

573 presencia de edificaciones que han sido catalogadas como centros ceremoniales y
574 que evidencian la conexión de los primeros pobladores Totorames de la región y
575 los ecosistemas costeros. En ese sentido, la Pirámide de El Calón, un montículo
576 construido con conchas de moluscos, con altura superior a los 20 m, localizado en
577 el municipio de Escuinapa (Grave, 2016), no se mencionó por los habitantes de las
578 localidades cercanas (IB, TN), aun cuando se ha convertido en un producto de la
579 oferta turística local (Villalobos, 2022). Esta situación ejemplifica el proceso por el
580 cual se transforman las condiciones ambientales, históricas, sociales o culturales,
581 en un producto valioso en el mercado turístico (Ayala *et al.*, 2021).

582 Esta tendencia se percibe actualmente como una potencial amenaza para los
583 humedales costeros del sur de Sinaloa, donde hay un incremento notable de
584 desarrollos inmobiliarios, principalmente en Mazatlán, pero que también está
585 afectando a los otros municipios del sur del estado (Huerta *et al.*, 2021). A pesar
586 de los probables beneficios del turismo, una demanda excesiva puede inducir a la
587 alteración de políticas de uso de suelo y otros elementos del paisaje (Wei *et al.*,
588 2017), contribuyendo a la modificación de las condiciones ecológicas de los
589 humedales y el flujo de SE.

590 Aunado a ello, se produce una transición identitaria del sector primario
591 (agricultura, pesca) hacia el sector secundario (servicios turísticos), que afecta el
592 sentido de arraigo al sitio y disminuye las razones para responder ante
593 alteraciones del territorio (Ibarra & Moreno, 2015). Por ello, es decisivo asegurar el
594 involucramiento de los beneficiarios en la adopción de reglas de manejo de los
595 recursos naturales, que puede reforzarse incrementando el valor social de los

596 ecosistemas de los que dependen, en este caso humedales costeros, para
597 conservarlos y en su caso promover la rehabilitación de aquellos que presentan
598 evidencias de degradación, para revertirlas y mantener la disponibilidad de SE.

599 Aunque no es una variable que se haya analizado en el presente estudio, se
600 asume que la cercanía al sitio y la proximidad a los beneficios y posibles impactos
601 influyen en el valor social de un ecosistema, por lo que las acciones a nivel local
602 no son suficientes para su conservación. La selección de sitios distanciados entre
603 sí, pero siendo parte de la misma región, con rasgos geográficos y culturales
604 similares, confirma de alguna manera la premisa anterior, ya que, aunque hubo
605 similitud en cuanto a la prioridad asignada a los distintos humedales, determinada
606 a través de dos métodos distintos, se registraron variaciones importantes entre
607 sitios. Lo anterior permite suponer que las políticas de conservación y manejo
608 deben considerar las acciones locales, pero dentro de un marco normativo más
609 amplio, que garantice la permanencia de los humedales costeros,
610 independientemente de su valor social o económico.

611 Asimismo, pese al notable crecimiento de ciertas actividades económicas
612 que intentan reproducir de manera artificial procesos y funciones de los
613 humedales, como es el caso de infraestructura acuícola o hidráulica para apoyo a
614 las actividades agropecuarias, que benefician a algunos sectores de la sociedad
615 en el corto plazo y en cierta medida disminuyen la dependencia a los ecosistemas,
616 contradicen la conservación y refuerzan la idea de que los humedales pueden ser
617 reemplazados por instancias artificiales, propiciando la reducción de su valor

618 social, aunque pueda incrementar su valor económico, como ocurre con
619 ecosistemas raros, de reducido tamaño o en proceso de desaparición.

620 Aunado a lo anterior, la instalación y operación de granjas y laboratorios
621 propician alteraciones en la hidrología, causando sedimentación y desvío del
622 caudal hacia zonas alternas, modificando los niveles de oxígeno y la salinidad y
623 generando cambios en la composición y abundancia de las especies asociadas
624 con los humedales.

625 Por lo anterior, la inclusión de las comunidades se ha convertido en un
626 requisito del diseño y ejecución de instrumentos destinados a la conservación de
627 los humedales en México y el mundo (Morzaria-Luna *et al.*, 2014), dado que
628 fortalecen a otros instrumentos de política ambiental como las áreas protegidas
629 (Maestré-Andrés *et al.*, 2016) y la planeación del paisaje a través del
630 ordenamiento territorial. Es entonces un acierto que la valoración social priorice la
631 participación local y se explore a través de enfoques participativos las demandas y
632 las necesidades de grupos minoritarios que se han caracterizado por un acceso
633 desigual a los recursos naturales. Con la valoración social se propicia la
634 generación de información en escalas más finas y diseñar, implementar y adoptar
635 medidas *ad hoc* a las condiciones socio ecológicas de la zona de estudio.

636

637 **Conclusiones**

638

639 Se determinó una diversidad de valores sociales que se asignan a los humedales
640 costeros a partir de un enfoque comunitario, que puede utilizarse para

641 contrarrestar la constante presión ejercida por la acción de impulsores de cambio
642 a nivel de paisaje.

643 El manejo sustentable de los humedales requiere del monitoreo de las
644 condiciones ambientales, pero también del análisis de la estructura social, ya que
645 ambos factores se modifican a lo largo del tiempo, generando distintas
646 condiciones, por lo que deben incluirse disciplinas con fundamentos onto y
647 epistemológicos que profundicen en la dinámica social en escalas locales.

648 Finalmente, es recomendable incorporar la interdisciplinariedad en proyectos
649 que intenten comprender las relaciones entre la sociedad y la naturaleza, así como
650 estudios disgregados a partir de variables que aborden aspectos psicosociales del
651 individuo.

652

653 **Agradecimientos**

654

655 Los autores agradecen al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca
656 de posgrado, al personal del Laboratorio de Manejo Ambiental del Centro de
657 Investigación en Alimentación y Desarrollo AC, a las comunidades participantes y
658 los revisores anónimos.

659

660 **Conflictos de intereses**

661

662 Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

663

664 **Referencias**

665

666 Analytic Technologies. (s.f.). Anthropac (4.98). Analytic Technologies. URL:

667 <http://www.analytictech.com/products.htm>

668 Arias-Arévalo, P., Martín-López, B., & Gómez-Baggethun, E. (2017). Exploring
669 intrinsic, instrumental, and relational values for sustainable management of social-
670 ecological systems. *Ecology and Society*, 22(4):43. doi: [https://doi.org/10.5751/ES-](https://doi.org/10.5751/ES-09812-220443)
671 09812-220443

672 Ayala Rodríguez, L., Roldán López, H., Paola Íñiguez Ayón, Y., & Ayala
673 Baldenegro, L. (2021). Los nuevos retos del turismo frente al cambio climático en
674 Sinaloa. *Topofilia. Revista de Arquitectura, Urbanismo y Territorios*, (22), 41–53.
675 Recuperado a partir de <https://topofilia.buap.mx/index.php/topofilia/article/view/166>

676 Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B.
677 R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological*
678 *Monographs*, 81(2), 169–193. doi: <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>

679 Berlanga-Robles, C. A., Ruiz- Luna, A., & Hernández-Guzmán, R. (2021).
680 Caracterización socioeconómica y ambiental de la zona costera del noroeste de
681 México, por medio de indicadores. En A. Cervantes-Escobar, R. Hernández-
682 Guzmán, & A. Montijo-Galindo (ed.), *Vulnerabilidad costera en el Noroeste de*
683 *México. Un enfoque multidisciplinario* (pp.15-41), Centro de Investigación en
684 Alimentación y Desarrollo, A. C.

685 Berlanga-Robles, C. A., Ruiz-Luna, A., & de La Lanza Espino, G. (2008). Esquema
686 de clasificación de los humedales de México. *Investigaciones Geográficas*, (66),

687 25–46. Recuperado a partir de
688 http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-
689 [46112008000200003&lng=es&tlng=es.](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112008000200003&lng=es&tlng=es)

690 Blake, D., Augé, A. A., & Sherren, K. (2017). Participatory mapping to elicit cultural
691 coastal values for Marine Spatial Planning in a remote archipelago. *Ocean &*
692 *Coastal Management*, (148), 195–203. doi:
693 <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.08.010>

694 Brown, G., Strickland-Munro, J., Kobryn, H., & Moore, S. A. (2017). Mixed methods
695 participatory GIS: An evaluation of the validity of qualitative and quantitative
696 mapping methods. *Applied Geography*, 79, 153–166. doi:
697 <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.12.015>

698 Brown, G., & Reed, P. (2000). Validation of a Forest Values Typology for Use in
699 National Forest Planning. *Forest Science*, 46(2), 240–247. doi:
700 <https://doi.org/10.1093/forestscience/46.2.240>

701 Bryce, R., Irvine, K. N., Church, A., Fish, R., Ranger, S., & Kenter, J. O. (2016).
702 Subjective well-being indicators for large-scale assessment of cultural ecosystem
703 services. *Ecosystem Services*, 21(Part B), 258–269. doi:
704 <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.015>

705 Cabana, D., Ryfield, F., Crowe, T. P., & Brannigan, J. (2020). Evaluating and
706 communicating cultural ecosystem services. *Ecosystem Services*, 42, 101085. 1-
707 15. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101085>

708 Camacho-Valdez, V., Ruiz-Luna, A. (2012). Marco conceptual y clasificación de los
709 servicios ecosistémicos. *Revista Bio Ciencias*, 1(4),15. doi:
710 <https://doi.org/10.15741/revbio.01.04.02>

711 Consejo Nacional de Población (CONAPO). (2020). *Índice de marginación por*
712 *municipio. Base de datos por municipio 2020.*
713 [http://www.conapo.gob.mx/work/models/CONAPO/Marginacion/Datos_Abiertos/Mu](http://www.conapo.gob.mx/work/models/CONAPO/Marginacion/Datos_Abiertos/Municipio/IMM_2020.xls)
714 [nicipio/IMM_2020.xls](http://www.conapo.gob.mx/work/models/CONAPO/Marginacion/Datos_Abiertos/Municipio/IMM_2020.xls)

715 Convención de Ramsar sobre los Humedales (2018). Perspectiva mundial sobre
716 los humedales: Estado de los humedales del mundo y sus servicios a las
717 personas. Gland (Suiza). Secretaría de la Convención de Ramsar. URL
718 https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/gwo_s.pdf

719 Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P.,
720 Farber, S., & Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: How far
721 have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services* 28 (Part
722 A), pp. 1–16. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>

723 Dalu, M. T. B., Mukhuwana, O., Cuthbert, R. N., Marambanyika, T., Gunter, A. W.,
724 Murungweni, F. M., & Dalu, T. (2022). Understanding communities' perceptions,
725 demographics and uses of wetlands in Vhembe Biosphere Reserve, South Africa.
726 *Wetlands Ecology and Management*, 30(6), 1231–1244. doi:
727 <https://doi.org/10.1007/s11273-022-09892-2>

728 Darvill, R., & Lindo, Z. (2015). Quantifying and mapping ecosystem service use
729 across stakeholder groups: Implications for conservation with priorities for cultural

730 values. *Ecosystem Services*, 13, 153–161. doi:
731 <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.004>

732 Davidson, N. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent
733 trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65(10), 934–941.
734 doi: <https://doi.org/10.1071/MF14173>

735 Davidson, N. C., & Finlayson, C. M. (2019). Updating global coastal wetland areas
736 presented in Davidson and Finlayson (2018). *Marine and Freshwater Research*,
737 70(8), 1195–1200. doi: <https://doi.org/10.1071/MF19010>

738 De la Lanza Espino, G., Ruiz, A., Fuentes, P., Camacho, V., Blanco, M.,
739 Zamorano, P., López P. R. A., Robles, E., Ortiz, A., Penié, I. & Arroyo, R. (2013).
740 Propuesta metodológica para la valoración económica en sistemas costeros de
741 México. *Investigación Ambiental*, 5, 7-32. URL
742 [https://www.academia.edu/30981197/Propuesta_metodol%C3%B3gica_para_la_v
743 aloraci%C3%B3n_economica_en_sistemas_costeros_de_M%C3%A9xico](https://www.academia.edu/30981197/Propuesta_metodol%C3%B3gica_para_la_valoraci%C3%B3n_economica_en_sistemas_costeros_de_M%C3%A9xico)

744 Felipe-Lucia, M. R., Comin, F. A., & Escalera-Reyes, J. (2015). A framework for
745 the social valuation of ecosystem services. *AMBIO*, 44(4), 308–318. doi:
746 <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0555-2>

747 Franco, D., & Luiselli, L. (2014). Shared ecological knowledge and wetland values:
748 A case study. *Land Use Policy*, 41, 526–532. doi:
749 <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.04.007>

750 Grave Tirado, L. A. (2016). El Calón, un espacio sagrado en las marismas del sur
751 de Sinaloa. *Estudios Mesoamericanos*, 1(8), 19–39. Recuperado de

752 <https://revistas-filologicas.unam.mx/estudios->
753 [mesoamericanos/index.php/em/article/view/33](https://revistas-filologicas.unam.mx/estudios-mesoamericanos/index.php/em/article/view/33)
754 Harrison, P. A., Dunford, R., Barton, D. N., Kelemen, E., Martín-López, B., Norton,
755 L., Termansen, M., Saarikoski, H., Hendriks, K., Gómez-Baggethun, E., Czúcz, B.,
756 García-Llorente, M., Howard, D., Jacobs, S., Karlsen, M., Kopperoinen, L.,
757 Madsen, A., Rusch, G., van Eupen, M., ... Zulian, G. (2018). Selecting methods for
758 ecosystem service assessment: A decision tree approach. *Ecosystem Services*, 29
759 (Part C) 481–498. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.016>
760 Huerta Rodríguez, R. del C., Flores Gamboa, S., & Pérez Melo, A. Y. (2021).
761 Evaluación de la sustentabilidad turística en destinos costeros del sur de Sinaloa.
762 En S. Flores Gamboa & E. Olmos Martínez (Eds.). *Perspectivas Multidisciplinarias*
763 *en el Turismo* (pp. 35–57) Universidad Autónoma de Ciudad Occidente,
764 Academia Mexicana de Investigación Turística. URL
765 https://www.amiturismo.org/wp-content/uploads/2022/03/2021_Perspectivas-
766 [multidisciplinarias_DGT.pdf](https://www.amiturismo.org/wp-content/uploads/2022/03/2021_Perspectivas-multidisciplinarias_DGT.pdf)
767 Ibarra, G.E., & Moreno, A. (2015). La subversión del edén mazatleco:
768 empresarialismo turístico especulativo en la Isla de la Piedra. *ROTUR. Revista de*
769 *Ocio y Turismo*. 10(1), 1–22. doi: <https://doi.org/10.17979/rotur.2015.10.1.1452>
770 Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M., Aguilera, P. A., Montes, C., & Martín-
771 López, B. (2014). Socio-cultural valuation of ecosystem services: Uncovering the
772 links between values, drivers of change, and human well-being. *Ecological*
773 *Economics*, 108, 36–48. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.09.028>

774 Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2020). *Censo de población*
775 *y vivienda 2020*.
776 https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/default.html#Resultados_generales
777 Lau, J. D., Hicks, C. C., Gurney, G. G., & Cinner, J. E. (2018). Disaggregating
778 ecosystem service values and priorities by wealth, age, and education. *Ecosystem*
779 *Services*, 29 (Part A), 91–98. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.12.005>
780 Ledesma, R., Molina Ibañez, G., & Valero Mora, P. (2002). Análisis de
781 consistencia interna mediante Alfa de Cronbach: un programa basado en gráficos
782 dinámicos. *Psico-USF*, 7(2), 143–152. doi: <https://doi.org/10.1590/S1413->
783 [82712002000200003](https://doi.org/10.1590/S1413-82712002000200003)
784 Loomis, D. K., & Paterson, S. K. (2014). The human dimensions of coastal
785 ecosystem services: Managing for social values. *Ecological Indicators*, (44), 6–10.
786 doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.035>
787 Lopes, R., & Videira, N. (2013). Valuing marine and coastal ecosystem services:
788 An integrated participatory framework. *Ocean & Coastal Management*, 84, 153–
789 162. doi: <https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2013.08.001>
790 Maestre-Andrés, S., Calvet-Mir, L., & van den Bergh, J. C. J. M. (2016).
791 Sociocultural valuation of ecosystem services to improve protected area
792 management: a multi-method approach applied to Catalonia, Spain. *Regional*
793 *Environmental Change*, 16(3), 717–731. doi: <https://doi.org/10.1007/s10113-015->
794 [0784-3](https://doi.org/10.1007/s10113-015-0784-3)
795 Mair P., De Leeuw J., Groenen PJF. (2019). Gifi: Multivariate Analysis with Optimal
796 Scaling. R package version 0.3-9, URL <https://CRAN.R-project.org/package=Gifi>.

797 Mara, D. R., Alejandra, A., Cecilia, A. S., Nestor, M., & Lorena, H. (2020). Linking
798 farmers' management decision, demographic characteristics and perceptions of
799 ecosystem services in the Southern Pampa of Argentina. *Journal of Rural Studies*,
800 76, 202–212. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2020.03.002>

801 Millennium Ecosystem Assessment [MEA]. (2005). *Ecosystems and human well-*
802 *being: synthesis*. Island Press. URL
803 <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>

804 Morzaria-Luna, H. N., Castillo-López, A., Danemann, G. D., & Turk-Boyer, P.
805 (2014). Conservation strategies for coastal wetlands in the Gulf of California,
806 Mexico. *Wetlands Ecology and Management*, 22(3), 267–288. doi:
807 <https://doi.org/10.1007/s11273-013-9328-0>

808 Nainggolan, R., Perangin-angin, R., Simarmata, E., & Tarigan, A. F. (2019).
809 Improved the Performance of the K-Means Cluster Using the Sum of Squared
810 Error (SSE) optimized by using the Elbow Method. *Journal of Physics: Conference*
811 *Series*, 1361(1), 12015. doi: <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1361/1/012015>

812 Navarro-Céspedes, J. M., Casas-Cardoso, G. M., & González-Rodríguez, E.
813 (2010). Análisis de Componentes Principales y Análisis de Regresión para datos
814 categóricos. Aplicación en la hipertensión arterial. *Revista de Matemática. Teoría y*
815 *Aplicaciones*, 17(2), 199–230. Recuperado de
816 <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=45326933006>

817 Oteros-Rozas, E., Martín-López, B., González, J. A., Plieninger, T., López, C. A., &
818 Montes, C. (2014). Socio-cultural valuation of ecosystem services in a

819 transhumance social-ecological network. *Regional Environmental Change*, 14(4),
820 1269–1289. doi: <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0571-y>

821 Perez-Verdin, G., Sanjurjo-Rivera, E., Galicia, L., Hernandez-Diaz, J. C.,
822 Hernandez-Trejo, V., & Marquez-Linares, M. A. (2016). Economic valuation of
823 ecosystem services in Mexico: Current status and trends. *Ecosystem Services*, 21
824 (Part A), 6–19. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.003>

825 Portman, M. E. (2013). Ecosystem services in practice: Challenges to real world
826 implementation of ecosystem services across multiple landscapes – A critical
827 review. *Applied Geography*, (45), 185–192. doi:
828 <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.09.011>

829 Quinlan, M. B. (2018). The Freelisting Method. In P. Liamputtong (Ed.), *Handbook*
830 *of Research Methods in Health Social Sciences* (pp. 1–16). Springer Singapore.
831 doi: https://doi.org/10.1007/978-981-10-2779-6_12-2

832 R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R
833 Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL [https://www.R-](https://www.R-project.org/)
834 [project.org/](https://www.R-project.org/).

835 Reed, M. S., Graves, A., Dandy, N., Posthumus, H., Hubacek, K., Morris, J., Prell,
836 C., Quinn, C. H., & Stringer, L. C. (2009). Who's in and why? A typology of
837 stakeholder analysis methods for natural resource management. *Journal of*
838 *Environmental Management*, 90(5), 1933–1949. doi:
839 <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2009.01.001>

840 Secretaría de la Convención de Ramsar (2023). ¿Qué son los humedales?
841 Documento informativo Ramsar No.1. URL
842 <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/info2007sp-01.pdf>
843 Smith, J. J., & Borgatti, S. P. (1997). Saliency Counts And So Does Accuracy:
844 Correcting and Updating a Measure for Free-List-Item Saliency. *Journal of*
845 *Linguistic Anthropology*, 7(2), 208–209. doi:
846 <https://doi.org/10.1525/jlin.1997.7.2.208>
847 Turner, R. K., Paavola, J., Cooper, P., Farber, S., Jessamy, V., & Georgiou, S.
848 (2003). Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological*
849 *Economics*, 46, 493-510. URL <http://hdl.handle.net/10419/80285>
850 <https://www.econstor.eu/bitstream/10419/80285/1/358261627.pdf>
851 Tusznió, J., Pietrzyk-Kaszyńska, A., Rechciński, M., Olszańska, A., & Grodzińska-
852 Jurczak, M. (2020). Application of the ecosystem services concept at the local level
853 – Challenges, opportunities, and limitations. *Ecosystem Services*, 42, 1-13. doi:
854 <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101077>
855 van Riper, C. J., Kyle, G. T., Sherrouse, B. C., Bagstad, K. J., & Sutton, S. G.
856 (2017). Toward an integrated understanding of perceived biodiversity values and
857 environmental conditions in a national park. *Ecological Indicators*, (72), 278–287.
858 doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.029>
859 Villalobos Fernández, Claudia Elia. Técnicas tradicionales de las pesquerías en
860 Sinaloa. Un análisis histórico, arqueológico y etnográfico [Tesis de Doctorado]
861 Universidad de Cádiz (España). URL

862 <https://www.educacion.gob.es/teseo/imprimirFicheroTesis.do?idFichero=yeTGKdU>
863 EZ4E%3D

864 Wei, H., Fan, W., Wang, X., Lu, N., Dong, X., Zhao, Y., Ya, X., & Zhao, Y. (2017).
865 Integrating supply and social demand in ecosystem services assessment: A
866 review. *Ecosystem Services*, 25, 15–27. doi:
867 <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.03.017>

868 Xu, X., Chen, M., Yang, G., Jiang, B., & Zhang, J. (2020). Wetland ecosystem
869 services research: A critical review. *Global Ecology and Conservation*, 22, e01027.
870 doi: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01027>

871 Zhou, L., Guan, D., Huang, X., Yuan, X., & Zhang, M. (2020). Evaluation of the
872 cultural ecosystem services of wetland park. *Ecological Indicators*, 114, 1-16. doi:
873 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106286>

874 Zoeller, K. C., Gurney, G. G., Marshall, N., & Cumming, G. S. (2021). The role of
875 socio-demographic characteristics in mediating relationships between people and
876 nature. *Ecology and Society*, 26(3) 20. doi: [https://doi.org/10.5751/ES-12664-](https://doi.org/10.5751/ES-12664-260320)
877 260320

878
879
880
881
882
883
884

885

886

887

888

889

Tabla 1: Categorías de valor social.

	Valor social		Descripción El humedal se valora por que
1	Económico/ provisión	Ecp	Proporciona recursos consumibles como madera, pesca, frutos.
2	Económico/ servicios	Ecs	Brinda oportunidades para impulsar negocios, el comercio y actividades turísticas.
3	Histórico	His	Tiene lugares u objetos de la historia natural y humana de importancia personal, regional o nacional.
4	Ambientes prístinos	Pri	Ayuda a producir, preservar, limpiar y renovar el aire, el suelo y el agua.
5	Recreación, estético, terapéutico	Ret	Posee sitios para las actividades recreativas o al aire libre y ofrece espacios con belleza paisajística, monumentos, sonidos, aromas que generan bienestar físico y/o mental.
6	Biodiversidad	Bio	Cuenta con diversos elementos naturales que protegen a las personas (manglar, playa).
7	Cultural/ espiritual	Cul	Es un sitio donde puede transmitirse la sabiduría y el conocimiento, las tradiciones y el modo de vida de los

	Valor social		Descripción
			El humedal se valora por que antepasados. Posee sitios sagrados, religiosos o espirituales dignos de reverencia y respeto por la naturaleza.
8	Educación/ enseñanza	Edu	Es un sitio para aprender sobre el medio ambiente a través de la observación científica o la experimentación, incluso permite enseñarles a otras personas sobre la naturaleza.
9	Existencia	Exi	Es valioso en sí mismos, aunque no haya personas presentes en el sitio.
10	Futuro	Fut	Es un sitio donde las generaciones futuras pueden conocer y experimentar los beneficios de los humedales como son ahora.

890

Fuente: Modificado de Brown y Reed (2000).

891

892

893

894

895

896

897

898

899

900

901

902

903

904

905

Tabla 2: Variables del perfil socioeconómico.

	Variable		Descripción
1	Municipio	Mun	Municipios del sur de Sinaloa considerados en el estudio 1= Mazatlán,2= El Rosario,3= Escuinapa
2	Localidad	Loc	Localidades dentro de los municipios costeros UR= Urías; IP= Isla de la Piedra; AV= Agua Verde; TN= Teacapán; IB= Isla del Bosque.
3	Sexo	Sex	0= Masculino, 1= Femenino
4	Edad	Eda	Años del informante
5	Nivel educativo	Esc	Nivel de escolaridad del informante 0= Ninguno, 1= primaria incompleta, 2= primaria completa, 3= secundaria incompleta, 4= secundaria completa,5= bachiller incompleto,6= bachiller completo,7= licenciatura incompleta, 8= licenciatura completa.
6	Ingresos	Ing	Monto de ingresos al mes por hogar (USD)
7	Sector económico	SEc	Indicador del sector laboral o productivo 0= Población económicamente inactiva

			1= Población económicamente activa
8	Dependientes económicos	Dep	Existencia de personas que dependen del ingreso económico del informante 0= No,1= Sí
9	Habitantes en la vivienda	Hab	Número de personas que habitan en el hogar
10	Tenencia de la propiedad	Ten	Tipo de derechos legales sobre la propiedad 0= Ajena, 1= Propia
11	Conocimiento de los humedales	Con	Conoce la expresión "Humedales" 0= No,1= Sí

906

Fuente: Elaboración propia.

907

908

909

910

911

912

913

914

915

916

917

918

919

920

921

Tabla 3: Características socioeconómicas de los beneficiarios.

		El Rosario N=40		Escuinapa N=46		Mazatlán N=82	
Edad promedio		50 años				48 años	
Sexo	Mujer	16	10%	24	14%	33	20%
	Hombre	24	14%	22	13%	49	30%
Escolaridad	Primaria	6	4%	6	4%	19	11%
	Secundaria	14	8%	16	10%	11	7%
	Media superior	8	5%	6	4%	11	7%
	Educación superior	2	1%	1	1%	6	4%
	Sin escolaridad	3	2%	1	1%	3	2%
	Escolaridad incompleta	7	4%	16	10%	32	19%
Conocimiento húmedales	Si	17	10%	8	5%	22	13%
	No	23	14%	38	23%	60	36%
Ingreso hogar/mes		Menos de \$ 6000.00 (285 USD)					
Sector económico	Pesca	12	7%	16	9%	33	20%
	Comercio	3	2%	16	9%	20	12%
	Trabajo del hogar	4	2%	6	4%	10	6%
	Pensiones	1	0.6%	-	-	9	5%
	Agricultura	4	2%	4	2%	0	-

922

Fuente: Elaboración propia.

44

923

924

925 **Tabla 4:** Frecuencia absoluta (Fa) de menciones e índice de saliencia (Is) de los
 926 humedales de cinco localidades del sur de Sinaloa: (UR) Urías; (IP) Isla de la
 927 Piedra; (AV) Agua Verde; (TN) Teacapán; (IB) Isla del Bosque.

928

Humedal	Municipio/ Localidad										Total	
	Mazatlán				El Rosario		Escuinapa					
	UR	Is	IP	Is	AV	Is	TN	Is	IB	Is	Fa	Is
Playas	38	0.25	40	0.63	38	0.25	30	0.33	11	0.58	157	1.41
Marismas	40	0.32	36	0.19	39	0.57	30	0.27	10	0.33	155	1.49
Manglar	40	0.73	41	0.54	34	0.28	30	0.29	7	0.23	152	1.53
Lagunas y esteros	35	0.17	36	0.14	39	0.24	27	0.41	8	0.09	145	0.91
Ríos	38	0.12	32	0.05	39	0.28	27	0.06	7	0.09	143	0.55
Estanques	34	0.02	29	0.05	35	0.08	28	0.07	7	0	133	0.17
Canales acuícolas	35	0.03	30	0.05	36	0.1	26	0.1	5	0	132	0.23
Tulares	26	0.01	16	0	12	0	18	0	1	0	73	0.01

929

Fuente: Elaboración propia.

930

931

932

933

934

935

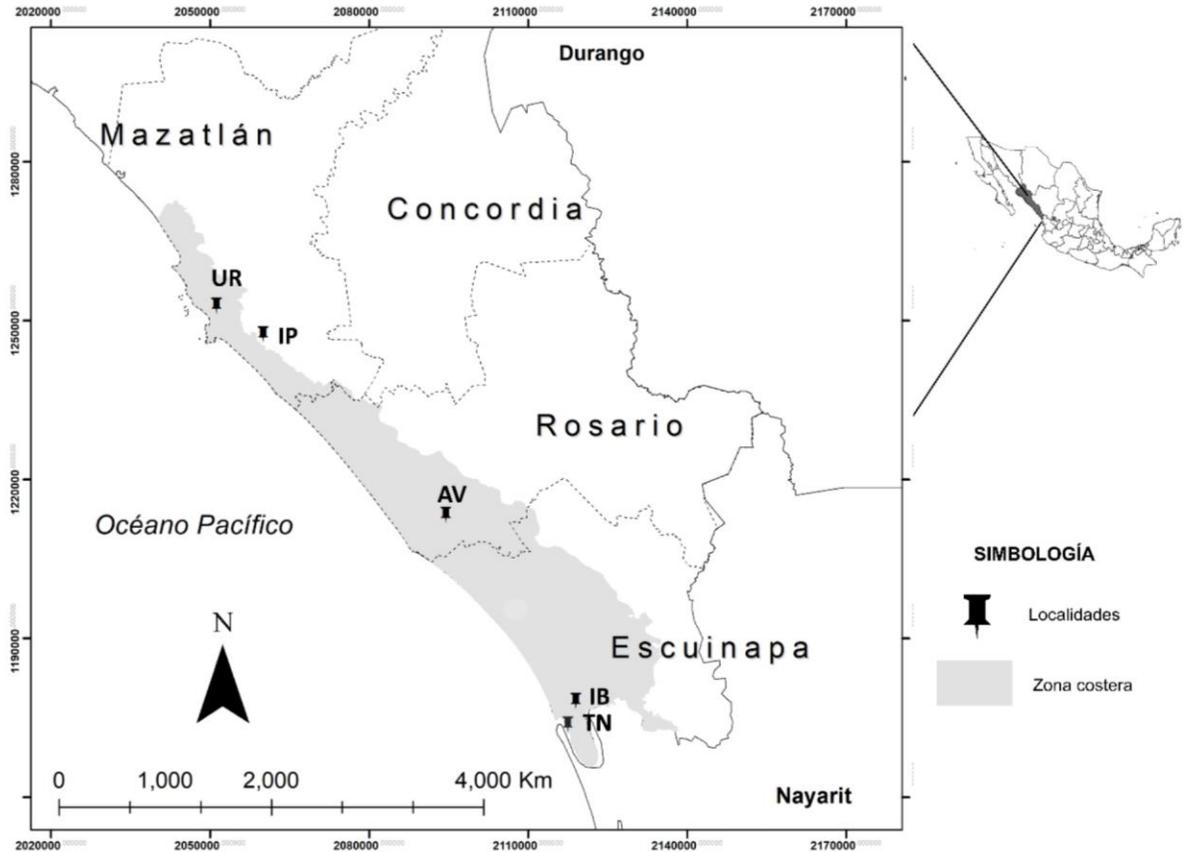
936

Tabla 5: Componentes y proporción de la varianza explicada.

		Componentes		
		1	2	3
Valor propio		4.15	2.16	1.08
% Varianza		46.10	24.00	12.00
Localidad	Loc	-0.18	0.41	-0.68
Económico/ provisión	Ecp	-0.94	0.15	0.20
Histórico	His	0.00	-0.80	0.20
Ambientes prístinos	Pri	-0.90	0.10	0.21
Recreación, estético y terapéutico	Ret	-0.77	-0.24	-0.18
Cultural/ espiritual	Cul	0.00	-0.88	0.00
Educación/enseñanza	Edu	-0.23	-0.55	-0.59
Existencia	Exis	-0.95	0.16	0.21
Futuro	Fut	-0.88	-1.43	-0.24

937

Fuente: Elaboración propia.



938

939

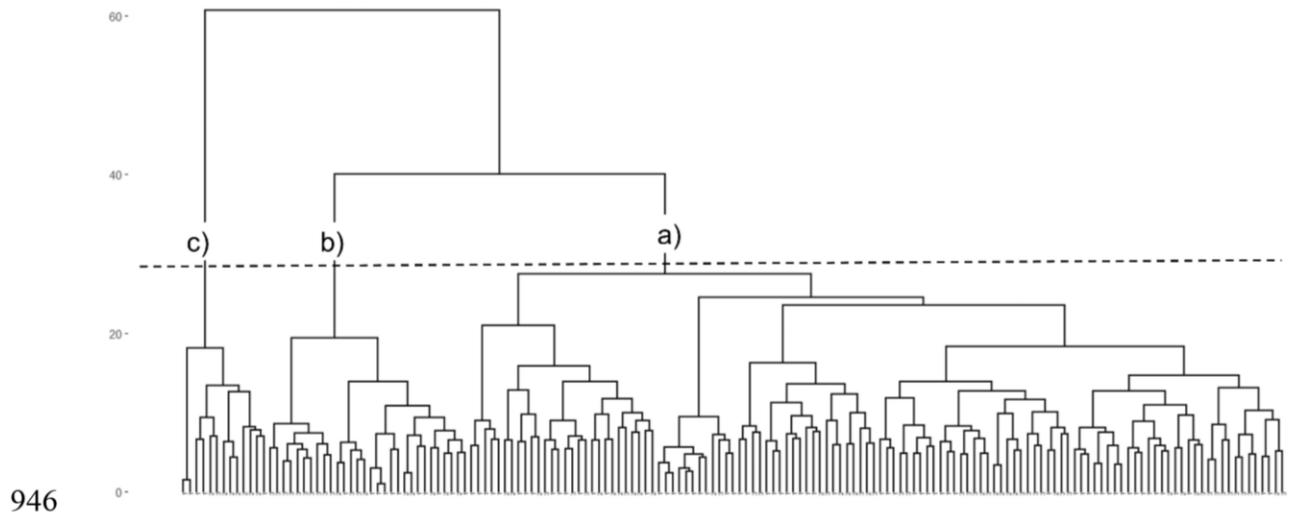
Figura 1: Ubicación geográfica del área de estudio en tres municipios (Mazatlán, El Rosario y Escuinapa) al sur de Sinaloa, México. La zona costera fue delimitada por la cota de 50 msnm. UR. Uruapan; IP. Isla de la Piedra; AV. Agua Verde; IB. Isla del Bosque; TN. Teacapán.

943

Fuente: Elaboración propia.

944

945



946

947

Figura 2: Grupos de beneficiarios de los SE obtenido a partir de Análisis de Conglomerados Jerárquico (ACJ).

948

949

Fuente: Elaboración propia.

950

951

952

953

954

955

956

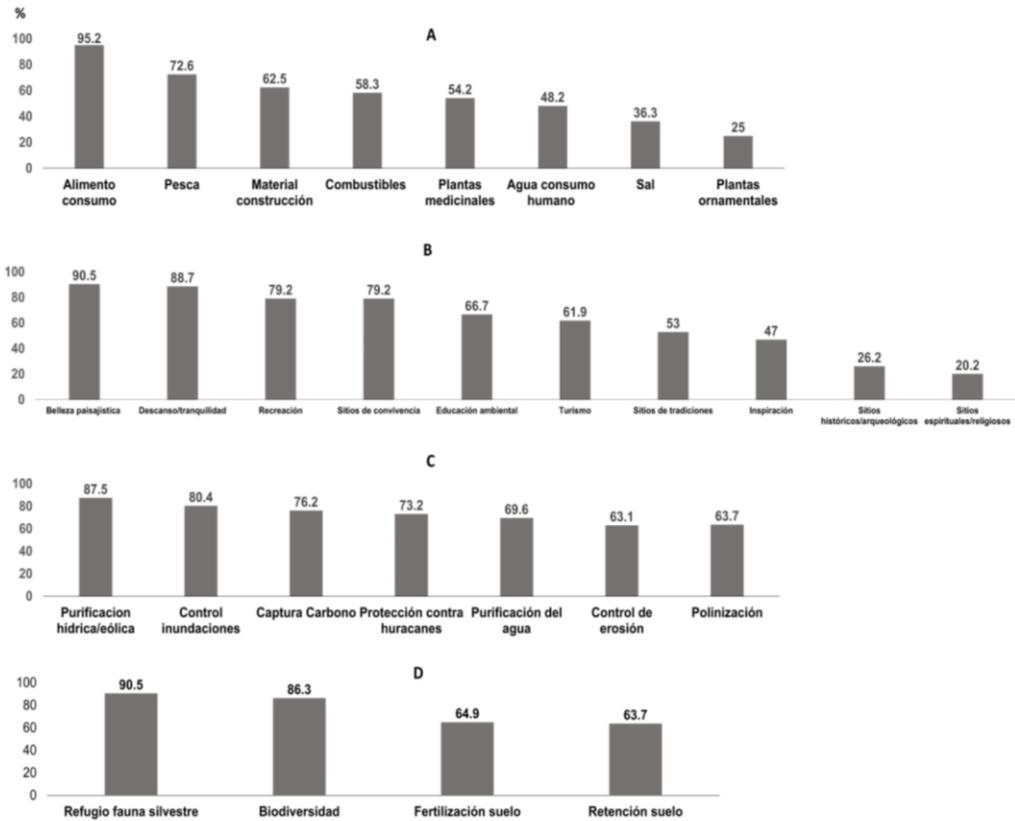
957

958

959

960

961



962

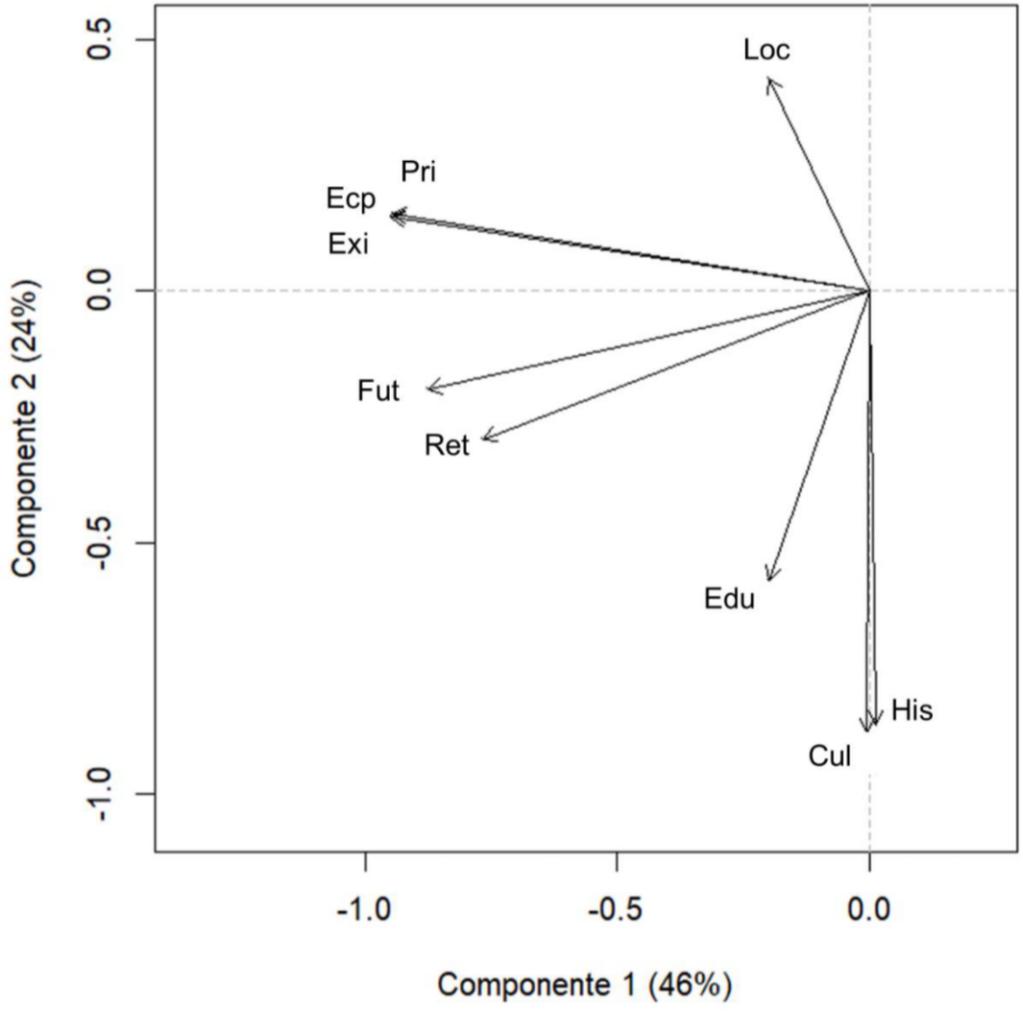
963 **Figura 3:** Servicios ecosistémicos de los humedales costeros del sur de Sinaloa

964 según la Evaluación de Ecosistemas del Milenio: a) Provisión, b) Culturales, c)

965 Regulación, d) Soporte.

966 Fuente: Elaboración propia.

967



968

969

Figura 4: Relación entre las variables de valor social.

970

Fuente: Elaboración propia.

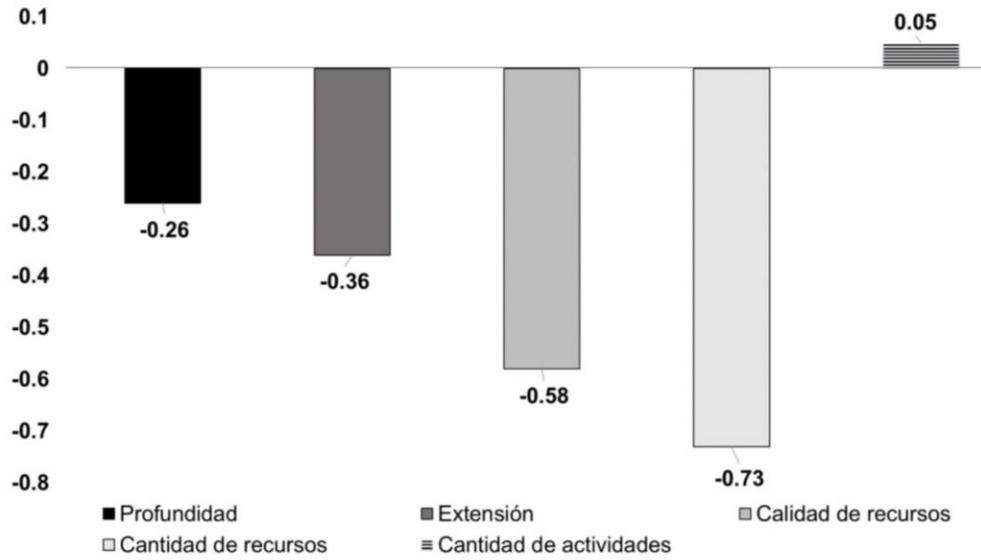
971

972

973

974

975



976

977 **Figura 5:** Percepción social de cambio en humedales costeros del sur de Sinaloa.

978

Fuente: Elaboración propia.

979

5. MAPEO DEL VALOR SOCIAL DE LOS HUMEDALES COSTEROS: UNA PERSPECTIVA LOCAL

5.1. Resumen

El manejo ambiental y otros procesos relacionados con el ordenamiento territorial tienen un creciente interés en generar información sobre los servicios ecosistémicos en distintas escalas, sin embargo, los procesos de valoración para ecosistemas con alta biodiversidad como los humedales, suelen carecer de elementos de análisis de la perspectiva geográfica y del valor en sus múltiples dimensiones. Por tal motivo el objetivo de este trabajo fue identificar a partir de un enfoque espacial y participativo, los elementos sociales que determinan el valor de los humedales y su distribución en la costa sur de Sinaloa, México. Para ello, se realizaron grupos focales de mapeo participativo en cinco localidades de la zona de estudio y se aplicaron métodos de estadística espacial. Según los hallazgos los manglares recibieron mayor nivel de importancia en la costa sur, seguido de las marismas. El valor se asoció al género y la idea prevaleciente sobre el papel de los humedales como fuentes permanentes de provisión. Existe disposición a participar en la conservación, pero se requiere del involucramiento de instancias de gobierno para legitimar las acciones de vigilancia.

Palabras Claves: Paisaje, determinantes sociales, métodos participativos, servicios ecosistémicos

5.2. Introducción

En los últimos años, los esfuerzos de investigación multidisciplinar han generado evidencia de la relación que existe entre el estado de conservación de los ecosistemas y el bienestar de las personas, impulsando así el surgimiento de herramientas conceptuales como los Servicios Ecosistémicos (SE), definidos como aquellas contribuciones, servicios o bienes- tangibles e intangibles- que los ecosistemas aportan al bienestar humano a partir de los procesos y funciones ecológicas (Fisher *et*

al., 2009; MEA, 2005).

El estudio del componente espacial se ha colocado de manera transversal dentro de marcos conceptuales diseñados de forma específica para el estudio de SE, en particular en el Marco Común de Clasificación Internacional de Servicios Ecosistémicos (CICES), desde el cual se fomenta una estructura jerárquica de análisis y acciones de mapeo, cuantificación y valoración, incluso de aquellos SE difíciles de estimar por medios biofísicos como los SE culturales (Potschin y Haines-Young, 2011). Junto al CICES se ha impulsado la creación y el uso de softwares específicos tales como InVEST, SOLVES, ARIES y diversas herramientas para analizar aspectos espaciales del binomio paisaje – SE; entre ellos, la identificación de las fuentes de provisión, áreas con alta biodiversidad y la modelación de SE a partir de estudios multitemporales, éste último un aspecto de especial interés en el contexto actual de cambio climático.

De esta manera, la visualización explícita de los ecosistemas a través del uso de Sistemas de Información Geográfica (SIG), y en menor medida en las modalidades participativas (SIGP) y públicas (SIGPP), se han convertido en una estrategia útil para caracterizar el paisaje en distintas escalas de espacio y tiempo. Así, la creación de mapas y otros elementos visuales han dejado el rol secundario y auxiliar para incluirse de forma activa en la valoración de SE dando paso a conceptos geográficos como las unidades de provisión y de beneficio (García-Nieto *et al.*, 2015).

Para lograr una mayor comprensión sobre la importancia de los SE, se ha promovido el estudio del paisaje desde sus múltiples denominaciones y escalas (territorio, espacio, lugar, región o sitio), formalizando a los ecosistemas como las unidades físicas de provisión, cuyo funcionamiento ecológico se encuentra expuesto al impacto de fenómenos como el cambio de uso de suelo, la contaminación y la erosión, entre otros.

Las unidades de provisión (UP), definidas como aquellas unidades físicas distinguibles que generan un SE particular y responden al manejo y planeación del paisaje en el que se encuentran inmersos (Andersson *et al.*, 2015), permiten analizar la oferta de SE. En cambio, la zona de beneficio (ZB) se sitúa en el lado de la demanda y representa el espacio geográfico en el que coexisten las UP y los individuos o agrupaciones que operan en un rol particular (ej. pescadores, agricultores, amas de casa) y perciben los beneficios de un SE específico (Johnston y Russell, 2011).

Además de la identificación y delimitación de las UP y ZB, el mapeo ha permitido determinar si existe un claro discernimiento sobre la identidad, características, extensión y ubicación de los ecosistemas, así como los factores de cambio a nivel de paisaje y los efectos que se producen en el

aporte de servicios ecosistémicos. También ha permitido identificar los elementos, ya sean individuales o colectivos, que intervienen en el proceso de asignación de valor a un sitio. Por ejemplo, se considera el estado de conservación percibido, la influencia de las vías de comunicación en los patrones de movilidad y el acceso de los beneficiarios a los sitios de provisión (Garau *et al.*, 2021).

El valor social de los SE es resultado de las interrelaciones entre componentes de distinta naturaleza, sensibles a los horizontes de tiempo (presente vs. futuro) y del contexto social debido a su capacidad para modificar los intereses, las preferencias y la asignación final de valores sobre los SE o sitios particulares (Arévalo-Valenzuela *et al.*, 2021; IPBES, 2022). Además, existe un interés particular en analizar la relación entre la distancia y el valor social asignado a los ecosistemas, como los humedales, dado que se ha planteado que la cercanía al sitio es una variable explicativa del valor social. Además, se asume que la proximidad física influye en la percepción de los servicios que brindan los ecosistemas y que la condición de los ecosistemas genera preocupación entre los beneficiarios ante la pérdida de servicios ecosistémicos y esto motiva acciones de conservación futura (Wilkins *et al.*, 2018). Debido a la complejidad que guardan las UP, la ZB y el valor social, ha sido necesario entender al paisaje más allá de la visión ambiental y precisar que el valor y significado se construye a partir de la interacción de las necesidades, creencias, usos, prácticas y costumbres de quienes interactúan en él, y de factores externos que modelan el sentido de la naturaleza, por ejemplo, las decisiones políticas, la comunicación, modelos económicos, entre otros. En ese sentido, es benéfico aplicar herramientas como los talleres, encuestas y mapeo participativo, entre otras herramientas participativas, para integrar la visión territorial de las comunidades, conocer la demanda por los SE y recuperar la opinión de quienes habitan e interactúan con los ecosistemas en mayor medida. Según lo anterior una perspectiva geográfica dentro de la valoración social es fundamental para crear puentes de comunicación entre los tomadores de decisiones y los beneficiarios debido a que la distribución espacial de los recursos naturales y los procesos ecológicos adquieren sentido local y se aumenta la probabilidad que las acciones de conservación se inserten en una escala adecuada (Vrebos *et al.*, 2015).

Si bien la cantidad de estudios sobre valoración de SE con mapeo participativo ha ido en aumento, en los países en vías de desarrollo todavía son necesarios, en particular en sitios caracterizados por la presencia de ecosistemas bajo presión antropogénica como los humedales, cuya importancia ha

sido analizada mayormente como unidades de provisión disponibles para el consumo y extracción. A fin de alcanzar un manejo adaptativo y resiliente de los SE en un sistema socio ecológico como la zona costera (Cowling *et al.*, 2008), se requiere avanzar en el conocimiento sobre el valor de los humedales más allá de la visión económica y utilitarista, por lo tanto se deben incorporar insumos locales a partir de herramientas espacialmente explícitas que integren la percepción social e información sobre las condiciones físicas/ ecológicas de los humedales, a fin de identificar zonas de especial interés para los beneficiarios y aumentar la probabilidad de crear conciencia social sobre las acciones de conservación a mediano y largo plazo. Por lo anterior este estudio tuvo el objetivo de estimar el valor social de los humedales que otorgan los beneficiarios cercanos a los humedales y establecer su distribución espacial en la costa sur de Sinaloa desde una visión espacial y participativa.

5.3. Metodología

5.3.1. Área de Estudio

El estudio fue llevado a cabo en la zona costera sur de Sinaloa que cuenta con una extensión de aproximadamente 120 km y se localiza en la región fisiográfica Llanura costera del Pacífico, dentro de los municipios de Mazatlán, El Rosario y Escuinapa, en el sur de Sinaloa, México (Figura 3). La zona pertenece a la región hidrológica 11 (Baluarte- Presidio) de tal manera que existe una diversidad de humedales costeros, algunos de los cuáles se encuentran en la lista de Humedales de Importancia Internacional por la Convención de Ramsar para Sinaloa y potencialmente en la declaratoria de Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales (Sinaloa), Laguna Huizache-Caimanero y Playa Tortuguera El Verde Camacho), también catalogados como Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (AICAS) (CONAGUA, 2022). Hasta el año 2020 en los tres municipios costeros habitaban 613,774 personas, es decir, el 20.7% de la población estatal (INEGI, 2020), la mayoría de los cuáles se concentran en Mazatlán (más o menos 500 mil), principalmente en la zona urbana. Los tres municipios registran bajos niveles de marginación (CONAPO, 2020) sin embargo, experimentan problemáticas socioambientales asociados a la

gentrificación y polarización de los nuevos asentamientos humanos sin planificación adecuada, específicamente en Mazatlán donde se registra un incremento en la densidad poblacional que alcanza hasta 200 habitantes/km² (Berlanga- Robles *et al.*, 2021).

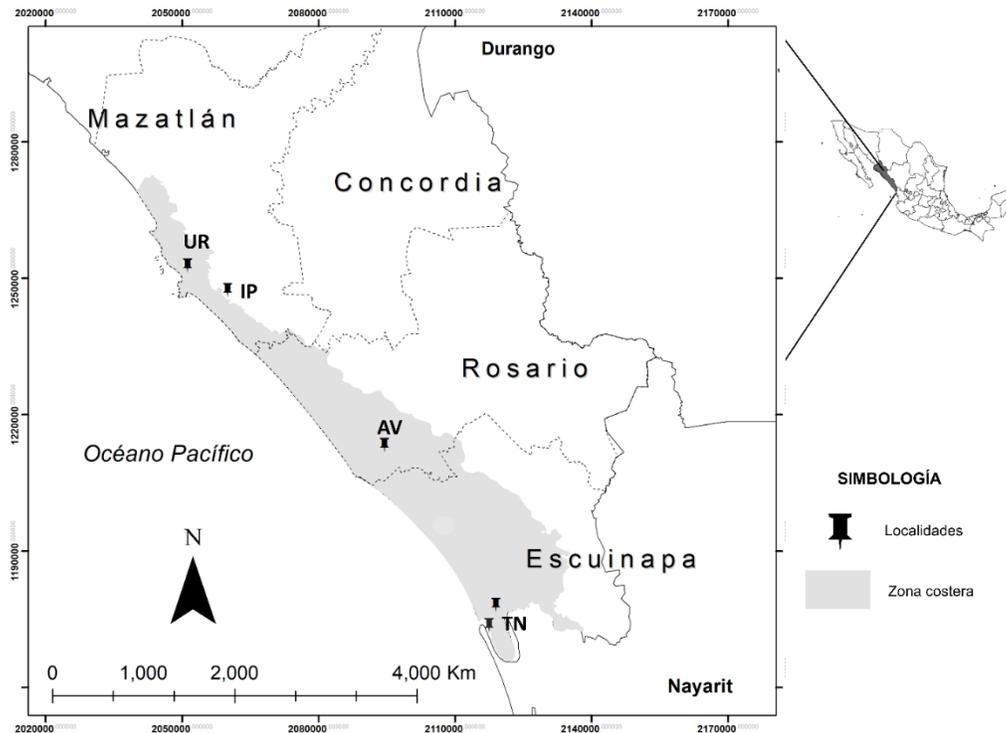


Figura 3. Localización del área de estudio. UR. Urías; IP. Isla de la Piedra; AV. Agua Verde; TN. Teacapán.

5.3.2. Delimitación de las Unidades de Provisión y de Zona de Beneficio

En este estudio se emplearon los conceptos de unidades de provisión (UP) y zona de beneficio (ZB) para delimitar geográficamente el espacio de interacción entre las personas y los SE aportados por los humedales costeros. Las UP consideraron ocho clases de humedales que se definieron previamente a partir de la clasificación de imágenes de satélite con el uso de percepción remota y sistemas de información geográfica. La ZB se definió en función de las necesidades de investigación, no obstante, se ha comprobado que 3 km es una distancia máxima desde la cual los

beneficiarios establecen una relación directa con los humedales cercanos (Brown, 2013; Brown y Hausner, 2017; Peña *et al.*, 2015) y que también resulta operativa para el estudio a nivel local, por lo tanto, se tomó dicha distancia como referencia para este estudio.

Para formalizar la ZB en el estudio se creó un buffer de 3 km, con el software ArcMap 10.3, a partir de los límites del humedal natural con mayor superficie dentro del área de estudio, teniendo como base la fecha más antigua considerada (marzo de 2010). En ambas fechas (2010, 2019), la selección de la imagen satelital coincidió con la temporada de secas, por lo tanto, se consideró la superficie de los humedales en condiciones de estrés hídrico y en un caudal mínimo. Asimismo, el buffer se consideró una estrategia de uniformidad para integrar la superficie de traslape entre humedales cercanos, así como incorporar fragmentos con superficies reducidas que pudieran dejarse de lado en el análisis.

Una vez que se estableció la ZB se empleó la capa vectorial como guía espacial del área de influencia y la selección de localidades en la aplicación de encuestas y talleres; sin embargo, debido a la cantidad de errores en los metadatos (duplicados, ausencia de identificadores, registro de localidades sin habitantes) de la capa resultante se optó por una selección a conveniencia. Para ello se consideraron aquellas localidades que, además de encontrarse dentro del buffer, representaran asentamientos humanos con actividades económicas o sociales relacionadas de manera directa con los humedales y fueran de fácil acceso vía terrestre. De este modo se eligieron cuatro localidades: Urías e Isla de la Piedra en Mazatlán, Agua Verde en El Rosario y en Escuinapa las actividades se llevaron a cabo en Teacapán.

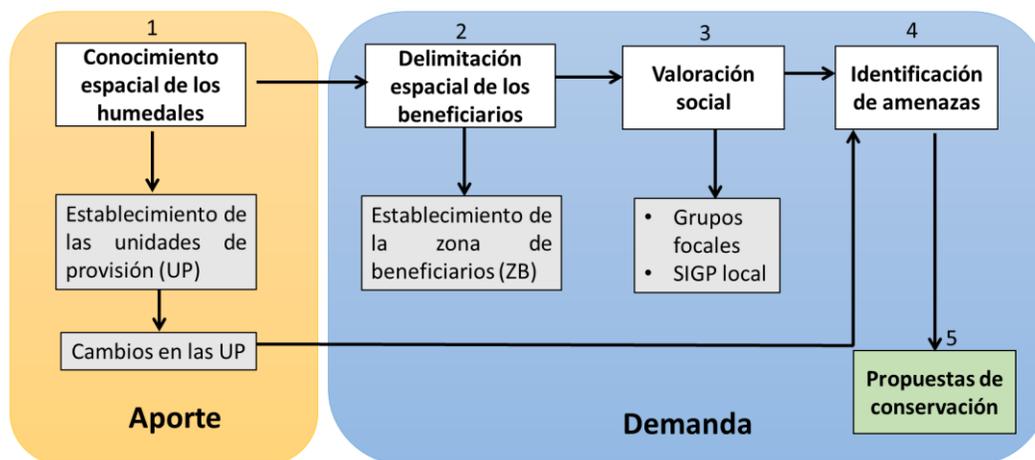


Figura 4. Marco conceptual de mapeo participativo y valoración social

5.3.4. Mapeo del Valor Social

Para identificar el valor social de los humedales dentro de un marco espacialmente explícito, se realizaron actividades de mapeo participativo (MP), una técnica de investigación social que sistematiza el conocimiento espacial y experiencia de quienes participan, sin requerir ningún tipo de entrenamiento especializado o nivel educativo. El mapeo participativo posee la ventaja de retroalimentar la información de manera inmediata cuando se combina con otras técnicas participativas, por ejemplo, los grupos focales y las preguntas generadoras dirigidas (Bas Ventín *et al.*, 2015). Para esta fase se recurrieron a técnicas de muestreo no probabilístico, iniciando con el muestreo propositivo, que consiste en la búsqueda dirigida de informantes a partir del juicio y necesidad del investigador para construir la primera línea de actores claves (Moore *et al.*, 2017). De esta manera, entre septiembre de 2019 a febrero de 2020 se realizaron 10 reuniones presenciales con autoridades ambientales y de fomento pesquero de los municipios para solicitar el acompañamiento durante el proyecto y facilitar la convocatoria en las localidades objetivo.

Por otro lado, para la realización de las actividades de mapeo en cada localidad, se usó un muestreo que siguió la técnica denominada bola de nieve, mediante la cual se incrementó el tamaño muestral, construyéndose cadenas de informantes basadas en la recomendación, confianza y sugerencia de otros informantes previamente entrevistados; no obstante se tomó el criterio de selección que la inclusión de los nuevos informantes fuera determinante para el cumplimiento del objetivo de investigación (García-Nieto *et al.*, 2015). El muestreo inició con las autoridades ejidales, representantes de comités locales (salud, educación y alimentación) y líderes de cooperativas pesqueras de cada localidad, debido a la capacidad de convocatoria y el conocimiento de la dinámica social. En el municipio de El Rosario los horarios y jornadas de trabajo de los pobladores impidió tener un acercamiento directo, por tal motivo se amplió la convocatoria haciendo uso de carteles impresos en sitios de alta concurrencia y con invitaciones vía telefónica. En Mazatlán se dio seguimiento a través redes sociales. Para ajustar el método de MP y evitar posibles sesgos en su implementación, se realizaron dos talleres de pilotaje en octubre de 2019.

En cada localidad seleccionada se realizaron dos grupos focales de mapeo (GF): uno dirigido a hombres y otro a mujeres, con el objetivo de favorecer la discusión activa e inclusión entre participantes, reconocer posibles diferencias entre los SE percibidos y evitar la influencia de

opiniones externas por aspectos de género, el rol dominante de otros o la pertenencia a algún colectivo (Blake *et al.*, 2017; Queiroz *et al.*, 2017). Debido a las limitaciones de conectividad a internet para el uso de plataformas de mapeo digital se empleó como base una ortofoto de la localidad a una escala 1:10000, impresa a color, plastificada, con elementos cartográficos de referencia (asentamientos humanos, carreteras principales, límites geopolíticos) (Cox *et al.*, 2015). Conviene aclarar que, contando con el previo consentimiento de los participantes, se grabaron los comentarios en cada grupo focal. Cada grupo de mapeo se conformó por 4- 5 integrantes más un facilitador. En todos los casos, la responsable de la investigación estuvo presente en todos los grupos focales, para introducir la explicación y formato de trabajo, con la intención de evitar sesgos de explicación. Las actividades tomaron un tiempo promedio de 150 minutos, y se siguieron las pautas de una carta descriptiva dividida en tres secciones diseñadas acorde a las condiciones de la zona de estudio (de la Rosa- Velázquez, 2021). En la primera etapa se aplicaron preguntas sobre características socioeconómicas de los informantes (nombre, edad, género) a fin de crear un perfil como GF (Anexo 10.1, 10.2). En la segunda etapa se exploró el conocimiento espacial e identificaron os humedales que, de acuerdo con los participantes, fueron unidades de provisión de SE, trazándose polígonos a mano alzada, sin restricción de tamaño, forma o número de polígonos (Darvill y Lindo, 2015). Adicionalmente se emplearon guías fotográficas para orientar la imagen cognoscitiva de los humedales y de los SE (van Oort *et al.*, 2015). Tomando en cuenta que los sitios reciben distintos valores que se asignan por los beneficiarios y el valor se convierte en un atributo del paisaje (Brown *et al.*, 2012); en la segunda etapa se emplearon etiquetas adhesivas codificadas para mostrar la distribución de 12 tipos de valor social tangibles e intangibles (Brown y Reed, 2000); las etiquetas se colocaron de forma manual en los polígonos previamente dibujados, de acuerdo al orden y ubicación que decidieron los participantes de cada grupo focal (García-Nieto *et al.*, 2015).

Siguiendo la propuesta de Klein y colaboradores (2015) y van Ripper y Kyle (2014), para cada grupo focal se limitó el esfuerzo de mapeo a 120 etiquetas (10 etiquetas por cada valor) de tal manera que se evitó la sobresaturación del espacio por el exceso de puntos y un sesgo de sobreestimación del valor social. Por último, se seleccionaron sitios de preferencia para la conservación futura, ya sea porque se traten de áreas con algún tipo de valor social específico, que sean de alto impacto en la dinámica de la población o que podría desencadenar conflictos por algún recurso (Karimi y Brown, 2017). Para analizar las amenazas al sitio elegido, y como un elemento

de triangulación, se propuso una lista de los impulsores de cambio seleccionados de Breslow y colaboradores (2015), así como acciones de conservación aceptadas localmente.

5.3.5. Codificación Cualitativa

Las opiniones e impresiones de las personas durante los GF se grabaron y almacenaron en un dispositivo móvil. Después se transcribieron de forma literal a fin de crear una fuente *in vivo* y se creó una unidad documental o hermenéutica (UH) dentro del software Atlas.Ti 9®, para llevar a cabo una codificación cualitativa, un proceso sistemático basado en la Teoría Fundamentada (Espriella y Restrepo, 2020), que busca las representaciones interpretativas de la realidad en lugar de una pretensión objetiva que se sustenta en la recolección y el análisis simultáneo de datos a partir de la comparación constante y el muestreo teórico. El muestreo fija la cantidad de documentos primarios a partir del cual se comienza la búsqueda de los atributos de la información y se sugieren las primeras interrelaciones, en el instante en que las comparaciones no revelan nuevas evidencias se manifiesta la saturación teórica, por lo tanto, no es conveniente realizar más observaciones. Después de identificar y comparar los atributos entre sí, estos se agrupan a partir de los elementos comunes y se les asigna un código o etiqueta representativo para indicar el concepto al que pertenecen (Bonilla- García y López-Suárez, 2016). Para este estudio se identificaron frases con mensajes coincidentes que fueran consistentes con una serie de definiciones de atributos de valor social previamente definidos. Finalmente se crearon nubes de palabras como soporte visual del discurso, ya que esta herramienta permite contabilizar las palabras y centrar la atención en aquellas con mayor frecuencia, para visualizarlas por diferencias de tamaño en función de las frecuencias (Reyes-Soto, 2021).

5.3.6. Análisis de la Información

Los mapas obtenidos se fotografiaron cenitalmente con un dispositivo móvil de 13 Mpx.

Posteriormente cada mapa se digitalizó por separado empleando el visor de Google Earth. Debido a que el objetivo del mapeo participativo es analizar el significado de las representaciones espaciales de quien trazó el polígono en lugar de buscar la precisión cartográfica, durante la digitalización se reinterpretaban los datos a través de las similitudes geométricas entre el mapa impreso y la imagen digital, de este modo, si en la imagen de referencia se dibujó una fracción de playa para mostrar se hizo la determinación del polígono, en lugar de la extensión total de playa. Los polígonos y puntos digitalizados se exportaron al software ArcGis 13, y georreferenciaron al sistema WGP84. Cada polígono y punto se consideró una entidad multi-atributo, por lo tanto, se asignaron etiquetas de identificación (localidad, municipio, tipo de humedal, género del participante). Después se realizó un Análisis Exploratorio de Datos Espaciales (AEDE), el cual consiste en un conjunto de técnicas que describen y visualizan las distribuciones espaciales, identifican los datos atípicos, descubren esquemas de asociación espacial, agrupaciones o puntos de alta concentración de datos y sugieren estructuras espaciales u otras formas de dependencia (de Corso-Sicilia *et al.*, 2017).

Por otro lado, se aplicó una prueba de chi cuadrada con un $\alpha=0.05$ a fin de establecer asociaciones entre el género y el municipio de procedencia de los informantes.

5.4. Resultados y Discusión

Se generaron 19 mapas de valor social a partir de seis talleres de mapeo que se realizaron en diciembre de 2019 y marzo de 2020. En los talleres participaron 68 personas: 35 mujeres y 33 hombres con una edad media de 59 y 41 años, respectivamente. Las mujeres se caracterizaron básicamente como amas de casa y los hombres manifestaron dedicarse principalmente a la pesca. Se digitalizaron 404 polígonos para representar a los humedales y se contabilizaron 850 puntos de valor social, sin embargo, se excluyeron 35 polígonos y 19 puntos debido a dificultades para identificar el nombre del polígono, carecer de ID y existir sobreposición de etiquetas (Cuadro 6). Los manglares (24.8%), estanques acuícolas (17.3%) y marismas (14.4%) fueron los humedales más frecuentes (Cuadro 6), mientras que los tulares, sistemas asociados principalmente con cuerpos de agua lenticos de baja salinidad, representaron un bajo porcentaje de la muestra (2.5%). Dicho

reconocimiento puede deberse a que los manglares tienen elementos estructurales (arbustos, árboles, plántulas) que se distinguen a simple vista y que ocasionan que otros humedales menos estructurados como las marismas, pasen desapercibidos a pesar de la conectividad que guardan con el resto del sistema (Himes-Cornell *et al.*, 2018). Asimismo, en el país se ha dado una amplia difusión sobre la importancia de estos humedales y su condición de especie protegida por la legislación ambiental, en particular por la NOM-022-SEMARNAT-2003 en la que se sanciona la tala y cualquier modificación, uso o extracción ilegal.

Según la información durante los GF, la normativa legal sobre el uso del manglar afecta localmente el acceso a un recurso combustible necesario ya que “de un tiempo para acá el mangle está protegido, entonces ya está prohibido cortar leña (Hombre, Teacapán)”, por lo tanto, se ha tenido que explorar alternativas como el uso de leña de mango (*Mangifera sp*) a pesar de que se emplea principalmente para el funcionamiento de hornos de secado de legumbres.

Por otra parte, aunque la porción de hombres y mujeres fue similar, es probable que ocurriera un sesgo de mapeo debido a que los participantes hombres, de edad mayor y pescadores colocaron el mayor número de etiquetas y de polígonos, evidenciando un mayor conocimiento de los humedales, a diferencia de las mujeres que por sus labores de cuidado del hogar tienen menor contacto con los humedales.

Cuadro 6. Perfil de beneficiarios y frecuencia de mención de humedales

	Municipio/ Localidad									
	Mazatlán N=23				El Rosario N=30		Escuinapa N=15			
	UR	%	IP	%	AV	%	TN	%	Total	%
Género										
Mujer	11	16	0	0	17	25	7	10	35	51
Hombre	0	0	12	18	13	19	8	12	33	49
Humedales										
Manglar	18	4	18	4	47	12	17	4	100	25
Estanques	1	0	0	0	38	9	31	8	70	17
Marismas	12	3	12	3	17	4	17	4	58	14
Lagunas	8	2	9	2	22	5	14	3	53	13
Playas	8	2	5	1	11	3	12	3	36	9
Canales	5	1	0	0	14	3	8	2	27	7
Ríos	2	0	0	0	9	2	4	1	15	4
Tulares	5	1	2	0	2	0	1	0	10	2

UR. Urías; IP. Isla de la Piedra; AV. Agua Verde; TN. Teacapán

De acuerdo con el cuadro 7 los humedales fueron valorados principalmente por aspectos económicos y de valor intrínseco (existencia), ya que cada uno aportó el 10.4% de las etiquetas de valor (88 en total), seguidos del 9.4% de valor futuro haciendo referencia al derecho de las generaciones futuras por el disfrute de un ambiente sano, así como del valor de biodiversidad que obtuvo valores cercanos (9.1 %). En general el valor de los humedales se asoció con la existencia de elementos con mercado de venta que también representan medios de vida y fuentes de ingreso económico en los hogares. Los aspectos valorados tienen relación con la presencia de servicios de provisión como la pesca y la leña, así como la posibilidad de realizar actividades turísticas. Los valores espirituales e históricos se registraron en menor medida y en algunos casos sólo como parte de anécdotas, lo cual indica que no son considerados atributos de valor en la costa sur de Sinaloa.

Cuadro 7. Numero de etiquetas por valor social y el género de los beneficiarios

Municipio/Localidad								
	Mazatlán		El Rosario		Escuinapa		Total	
	UR	IP	AG		TN			
Valor social	H	M	H	M	H	M	H	M
Existencia	21	13	18	20	10	6	49	39
Económico	19	8	18	24	14	5	51	37
Futuro	12	14	13	31	7	3	32	48
Biodiversidad	10	19	14	16	9	9	33	44
Estético	15	17	10	20	5	5	30	42
Educación	11	9	14	17	7	3	32	29
Recreación	4	13	12	14	12	4	28	31
Ambientes	8	11	14	18	3	4	25	33
Medicinal	11	9	8	16	5	4	24	29
Cultural	2	16	10	10	4	7	16	33
Espiritual	0	17	2	16	7	0	9	33
Histórico	5	5	0	9	3	1	8	15

UR. Urías; IP. Isla de la Piedra; AV. Agua Verde; TN. Teacapán

Para Chan y colaboradores (2016) el desplazamiento de aspectos intangibles que en mayor medida representan servicios culturales es atribuible a la ausencia de elementos relacionales entre los individuos y el ambiente, por ejemplo, de experiencias significativas o emocionales o en etapas tempranas de desarrollo. Asimismo, ambos géneros coincidieron al considerar que los centros

educativos e iglesias son espacios con valor de enseñanza y espiritual, mientras que el valor de belleza escénica se encuentra en paradores fotográficos artificiales, en particular aquellos con letras decorativas que se instalan en sitios públicos como plazuelas o malecones y que se insertan como atractivos turísticos. De este modo la presencia de infraestructura gris sustituye parte del valor escénico de los humedales.

En el contexto, la proximidad determinada por la distancia entre los beneficiarios y los humedales representa una variable explicativa del conocimiento ecológico sobre los humedales y generan preocupación por la pérdida de los SE aportados (Mikusiński y Niedziałkowska, 2020), sin embargo, en este caso una distancia de 3 km fue insuficiente para lograr una referencia de ubicación detallada y extensión de dichos ecosistemas, por lo cual se requirió información sobre puentes y vías de acceso para mantener la orientación espacial. Además, de manera constante las personas solicitaron la aprobación del facilitador principal para validar la precisión de los trazos y la ubicación de las etiquetas y polígonos.

En la valoración de los humedales de Estados Unidos, Wilkings y colaboradores (2018) aplicaron 1030 encuestas y documentaron que incluso en distancias inferiores (200 m y 500 m) los habitantes desconocieron la presencia de los humedales cercanos; en cambio, el tipo de actividades recreativas, la frecuencia de visitas al humedal en los últimos 12 meses y las características demográficas, como la edad y el género, explicaron el interés y conocimiento sobre esos ambientes. En ese sentido, el perfil socioeconómico es relevante en el proceso, ya que como se confirmó en la prueba de Chi cuadrada ($p=0.000$) existen diferencias significativas entre el género y los municipios de procedencia, una diferencia que se evidenció a través del discurso. Las mujeres percibieron que las playas son el ecosistema de mayor valor por el disfrute de actividades al aire libre, seguido de las marismas, el manglar y los esteros. En cambio, los hombres consideraron que los esteros son el único humedal relevante en la cotidianidad de la gente como parte de historia de las localidades pesqueras e identidad personal, según un pescador “el estero es importante marcarlo porque aquí es donde nos enseñan a pescar [...] aquí es donde nos han enseñado prácticamente todo lo que sabemos (Hombre, Teacapán)” (Figura 5).

corresponden a diferentes actores sociales. Desde la perspectiva individual se mencionó que debe evitarse la contaminación a partir de la reducción de plásticos en lagunas y esteros, evitar el vertimiento de aguas residuales domésticas y disminuir la deposición de colillas de cigarro en las playas.

Por otro lado, se consideró que generar conciencia social sobre la importancia ecológica e implementar acciones de denuncia y vigilancia, sobre todo en los sectores de alto impacto ambiental como el pesquero, agrícola y turístico podría mitigar el impacto sobre los humedales; no obstante, se requiere de un mayor involucramiento de las autoridades ambientales para activar el proceso o en su caso, penalizar aquellos sectores o individuos que dañen a los ecosistemas. Si bien adoptar una cultura de vigilancia ciudadana podría ser útil, la propuesta se centra en el comportamiento de actores sociales ajenos a las localidades de estudio en particular turistas y visitantes, de tal manera que las personas que viven en la cercanía a los humedales y beneficiarios se autodefinen como observadores pasivos. Otras acciones consideraron la implementación de una estrategia efectiva de comunicación y difusión directa con las personas, en particular con jóvenes y turistas, así como la formación de brigadas ciudadanas y la instalación de espacios, depósitos y señalética de reciclaje.

A nivel de paisaje se reconocieron 65 sitios relevantes para la conservación futura, principalmente manglares y playas, en las que podría llevarse a cabo la reforestación del manglar y el tratamiento de aguas residuales, en particular, de aquellas provenientes de la termoeléctrica en Mazatlán.

En conjunto lo anterior evidencia una disposición social a participar en acciones de conservación; sin embargo, es importante considerar alternativas híbridas que incorporen en el proceso a sectores dominantes como el turismo, a fin de promover acciones de bajo impacto en el sitio como la observación de aves, paseos en lancha, excursionismo u otras actividades de disfrute al aire libre, que sirvan como medios para establecer relaciones significativas entre el sitio y las personas y así aumentar el valoración social e involucramiento en acciones ambientales.

5.5. Conclusiones

Se dio importancia a los elementos tangibles ligados a medios de vida locales y el valor de los humedales se centró en aspectos de valor económico. Además, los discursos y narrativas de

sustentabilidad débil basados en el uso, consumo y sustitución se mantienen vigentes e influyen de forma activa en el comportamiento individual y las decisiones finales de los beneficiarios, por lo tanto, se debe promover que los humedales también son importantes por los beneficios intangibles de largo plazo y promover la idea de habitar desde la construcción del espacio y de qué manera el espacio se complementa con las actividades diarias.

5.6. Referencias

- Andersson, E., McPhearson, T., Kremer, P., Gomez-Baggethun, E., Haase, D., Tuvendal, M., & Wurster, D. (2015). Scale and context dependence of ecosystem service providing units. *Ecosystem Services*, 12, 157–164. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.08.001>
- Arévalo-Valenzuela, P., Peña-Cortés, F., & Pincheira-Ulbrich, J. (2021). Ecosystem services and uses of dune systems of the coast of the Araucanía Region, Chile: A perception study. *Ocean and Coastal Management*, 200. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105450>
- Bas Ventín, L. B., de Souza Troncoso, J., Villasante, S., Bas Ventín, L., & de Souza Troncoso, J. (2015). Towards adaptive management of the natural capital: Disentangling trade-offs among marine activities and seagrass meadows. *Marine Pollution Bulletin*, 101(1), 29–38. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.031>
- Berlanga-Robles CA., Ruiz-Luna A., Hernández- Guzmán R. 2021. Caracterización socioeconómica y ambiental de la zona costera del noroeste de México, por medio de indicadores. En A. Cervantes-Escobar, R. Hernández-Guzmán, & A. Montijo-Galindo (Eds.), *Vulnerabilidad costera en el Noroeste de México. Un enfoque multidisciplinario.* (pp. 15–41). Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C.
- Blake, D., Carver, S., & Ziv, G. (2021). Demographic, natural and anthropogenic drivers for coastal Cultural ecosystem services in the Falkland Islands. *Ecological Indicators*, 130. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108087>
- Bonilla-García, M; López-Suárez, A. 2016. Ejemplificación del proceso metodológico de la teoría fundamentada Cinta moebio 57: 305-315. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-554X2016000300006>
- Breslow, S. J. (2015). Accounting for neoliberalism: “Social drivers” in environmental management. *Marine Policy*, 61, 420–429. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2014.11.018>
- Brown, G. (2013). The relationship between social values for ecosystem services and global land cover: An empirical analysis. *Ecosystem Services*, 5, 58–68. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.06.004>
- Brown, G., & Hausner, V. H. (2017). An empirical analysis of cultural ecosystem values in coastal landscapes. *Ocean and Coastal Management*, 142(April), 49–60.

<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.03.019>

- Brown, G., & Reed, P. (2000). Validation of a Forest Values Typology for Use in National Forest Planning. *Forest Science*, 46(2), 240–247. <http://www.ingentaconnect.com/content/saf/fs/2000/00000046/00000002/art00011%5Chttp://campus.greenmtn.edu/faculty/gregbrown/publications/forestsciencepaper.pdf>
- Chan, K. M. A., Balvanera, P., Benessaiah, K., Chapman, M., Díaz, S., Gómez-Baggethun, E., Gould, R., Hannahs, N., Jax, K., Klain, S., Luck, G. W., Martín-López, B., Muraca, B., Norton, B., Ott, K., Pascual, U., Satterfield, T., Tadaki, M., Taggart, J., & Turner, N. (2016). Opinion: Why protect nature? Rethinking values and the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(6), 1462–1465. <https://doi.org/10.1073/pnas.1525002113>
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2022). Inventario Nacional de Humedales. Consultado el 02 de mayo de 2022. <https://sigagis.conagua.gob.mx/Humedales/>
- Consejo Nacional de Población (CONAPO). (2020). Índice de marginación por municipio. Base de datos por municipio 2020. http://www.conapo.gob.mx/work/models/CONAPO/Marginacion/Datos_Abiertos/Municipio/IMM_2020.xls
- Cowling, R. M., Egoh, B., Knight, A. T., O'farrell, P. J., Reyers, B., Rouget, M., Roux, D. J., Welz, A., & Wilhelm-Rechman, A. (2008). An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *Biological Sciences*, 105 (28) 9483-9488. <https://doi.org/10.1073/pnas.0706559105>
- Cox, C., Morse, W., Anderson, C., & Marzen, L. (2015). Using Public Participation Geographic Information Systems to Identify Places of Watershed Service Provisioning. *Journal of the American Water Resources Association*, 51(3), 704–718. <https://doi.org/10.1111/jawr.12269>
- Darvill, R., & Lindo, Z. (2015). Quantifying and mapping ecosystem service use across stakeholder groups: Implications for conservation with priorities for cultural values. *Ecosystem Services*, 13, 153–161. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.004>
- de Corso Sicilia, G. B., Pinilla Rivera, M., & Gallego Navarro, J. (2017). Métodos gráficos de análisis exploratorio de datos espaciales con variables espacialmente distribuidas. *Cuadernos Latinoamericanos de Administración*, XIII(25), 92-104. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=409655122009>
- De la Rosa-Velázquez, MI (2021). La importancia de los humedales costeros en el contexto de la vulnerabilidad costera: una propuesta de identificación desde la cartografía participativa En A. Cervantes-Escobar, R. Hernández-Guzmán, & A. Montijo-Galindo (Eds.), *Vulnerabilidad costera en el Noroeste de México. Un enfoque multidisciplinario*. (pp. 187–207). Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C.
- Espiella, Ricardo de la, & Restrepo, Carlos Gómez. (2020). Teoría fundamentada. *Revista Colombiana de Psiquiatría*, 49(2), 127-133. <https://doi.org/10.1016/j.rcp.2018.08.002>
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>

- Garau, E., Pueyo-Ros, J., Palom, A. R., & Vila-Subiros, J. (2021). Follow the flow: Analysis of relationships between water ecosystem service supply units and beneficiaries. *Applied Geography*, 133, 102491. <https://doi.org/10.1016/J.APGEOG.2021.102491>
- García-Nieto, A. P., Quintas-Soriano, C., García-Llorente, M., Palomo, I., Montes, C., & Martín-López, B. (2015). Collaborative mapping of ecosystem services: The role of stakeholders' profiles. *Ecosystem Services*, 13, 141–152. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.006>
- Himes-Cornell, A., Pendleton, L., & Atiyah, P. (2018). Valuing ecosystem services from blue forests: A systematic review of the valuation of salt marshes, sea grass beds and mangrove forests. In *Ecosystem Services* (Vol. 30, pp. 36–48). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.01.006>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2020). Censo de población y vivienda 2020. Recuperado de https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/default.html#Resultados_generales
- Johnston, R. J., & Russell, M. (2011). An operational structure for clarity in ecosystem service values. *Ecological Economics*, 70(12), 2243–2249. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.07.003>
- Karimi, A., & Brown, G. (2017). Assessing multiple approaches for modelling land-use conflict potential from participatory mapping data. *Land Use Policy*, 67(February), 253–267. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.004>
- Klein, T. M., Celio, E., & Grêt-Regamey, A. (2015). Ecosystem services visualization and communication: A demand analysis approach for designing information and conceptualizing decision support systems. *Ecosystem Services*, 13, 173–183. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.02.006>
- Mikusiński, G., & Niedziałkowski, K. (2020). Perceived importance of ecosystem services in the Białowieża Forest for local communities – Does proximity matter? *Land Use Policy*, 97. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104667>
- Millennium Ecosystem Assessment (Program) (MEA). (2005). *Ecosystems and human well-being : wetlands and water synthesis : a report of the Millennium Ecosystem Assessment*. World Resources Institute.
- Moore, S. A., Brown, G., Kobryn, H., & Strickland-Munro, J. (2017). Identifying conflict potential in a coastal and marine environment using participatory mapping. *Journal of Environmental Management*, 197, 706–718. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.026>
- NOM-022-SEMARNAT-2003. Norma Oficial Mexicana (2003). Que establece las especificaciones para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar. Ciudad de México, México. Recuperado de https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=670086&fecha=07/05/2004#gsc.tab=0
- Peña, L., Casado-Arzuaga, I., & Onaindia, M. (2015). Mapping recreation supply and demand using an ecological and a social evaluation approach. *Ecosystem Services*, 13, 108–118. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.12.008>
- Poma, A. (2018). El papel de las emociones en la respuesta al cambio climático. INTER

DISCIPLINA, 6(15), 191. <https://doi.org/10.22201/ceiich.24485705e.2018.15.63843>

- Potschin, M. B., & Haines-Young, R. H. (2011). Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. In *Progress in Physical Geography* (Vol. 35, Issue 5, pp. 575–594). <https://doi.org/10.1177/0309133311423172>
- Queiroz, L. de S., Rossi, S., Calvet-Mir, L., Ruiz-Mallén, I., García-Betorz, S., Salvà-Prat, J., & Meireles, A. J. de A. (2017). Neglected ecosystem services: Highlighting the socio-cultural perception of mangroves in decision-making processes. *Ecosystem Services*, 26, 137–145. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.013>
- Reyes Soto, I. M. (2021). Nube de palabras. *Eutopía*, 12(33), 55–56. Recuperado de <https://revistas.unam.mx/index.php/eutopia/article/view/78913>
- van Oort, B., Bhatta, L. D., Baral, H., Rai, R. K., Dhakal, M., Rucevska, I., & Adhikari, R. (2015). Assessing community values to support mapping of ecosystem services in the Koshi river basin, Nepal. *Ecosystem Services*, 13, 70–80. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.004>
- van Riper, C. J., & Kyle, G. T. (2014). Capturing multiple values of ecosystem services shaped by environmental worldviews: A spatial analysis. *Journal of Environmental Management*, 145, 374–384. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.06.014>
- Vrebos, D., Staes, J., Vandenbroucke, T., D’Haeyer, T., Johnston, R., Muhumuza, M., Kasabeke, C., & Meire, P. (2015). Mapping ecosystem service flows with land cover scoring maps for data-scarce regions. *Ecosystem Services*, 13, 28–40. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.005>
- Wilkins, E. J., Sinclair, W., Miller, H. M., & Schuster, R. M. (2019). Does Proximity to Wetlands Matter? A Landscape-Level Analysis of the Influence of Local Wetlands on the Public’s Concern for Ecosystem Services and Conservation Involvement. *Wetlands*, 39(6), 1271–1280. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1076-8>

6. DISCUSIONES GENERALES

Los humedales costeros aportan una amplia gama de SE que representan medios de vida locales, por lo tanto, es fundamental determinar cuáles han sido los cambios en dichos ecosistemas y las implicaciones ecológicas y sociales que conlleva la transición; de este modo la presente investigación corresponde a una valoración social de los SE de los humedales costeros de Sinaloa a partir del uso de métodos participativos y del cambio de uso de suelo como variable de aproximación ecológica (Wei *et al.*, 2017).

Para responder al planteamiento fue necesario delimitar el objeto de estudio conceptualmente, en consecuencia, se originó el artículo “Valoración social de los servicios ecosistémicos de humedales costeros: Estado actual y perspectivas” (página 27 a 37) a partir de la revisión sistemática de literatura especializada (N=46). El documento estableció que el valor social (VS) ha cobrado relevancia como objeto de estudio, sin embargo, se aborda en menor medida en ambientes naturalmente dinámicos como los humedales costeros debido la ausencia de una definición clara, limitantes metodológicas relacionadas con la colecta y sistematización de información como el sesgo por doble conteo de SE y producir información de fácil comprensión para el público en general o con intereses distintos a la conservación.

Con el documento previo se asumió una postura crítica desde la Economía Ecológica y se generó una definición específica de valor social para humedales en la zona costera, lo cual otorgó relevancia internacional y contribuyó directamente a integrar la valoración social en la planeación territorial. Lo anterior, respondió a los objetivos específicos 2 y 4, ya que como parte del aprendizaje se establecieron relaciones teóricas entre el valor social y el paisaje, que dieron pautas para la selección y diseño de los instrumentos de colecta de información, y se enlistaron 29 SE y ocho humedales a valorar en las localidades de interés.

El documento previo confirmó que este estudio es el primer antecedente para el noroeste de México en el que se analiza el valor social desde la dinámica ecológica de los humedales costeros y su relación con el perfil de los beneficiarios en la zona adyacente e incorpora la premisa que el valor social es un atributo espacial.

Para cumplir con el objetivo específico 1 “Identificar el grado de conservación de los humedales costeros del sur de Sinaloa” se desarrolló el artículo 3 “Efectos del cambio de uso del suelo en el

aporte de servicios ecosistémicos de los humedales costeros de Sinaloa, México” (página 39) fundamentado en que el uso de herramientas de percepción remota y SIG así como variables ecológicas como el cambio de uso de suelo proporciona información confiable sobre las condiciones de las unidades de provisión en una escala espacial y temporal determinada (Burkhard *et al.*, 2009), y mapear los fenómenos de interés en una escala de paisaje, en este caso, cambios de extensión y distribución de los humedales costeros.

Sin embargo, centrarse solo en esta variable podría ser limitado para analizar SE específicos que profundizan en las condiciones del recurso hídrico como elemento vital en los humedales y que son valorados socialmente. Tal es el caso de la disposición de agua dulce para consumo humano, el SE más importante después de la provisión de alimentos y que fue valorado socialmente por 24% de la población encuestada. En ese sentido disponer de información sobre la recarga de agua subterránea y purificación de agua corriente a partir de indicadores complementarios, por ejemplo, la tasa de recarga de agua anual (m^3ha^{-1} año) y cantidad de agua purificada (m^3ha^{-1}) (Malinga *et al.*, 2015) generaría una primera línea de información confiable para conocer el estado del recurso hídrico dentro de los procesos ecológicos ya que según el Índice de Tendencia de Cambio Percibido, la calidad y cantidad de agua ha disminuido en los humedales y ha ocasionado problemas de salinidad en manglares, marismas y esteros.

Asimismo, una de las principales preocupaciones internacionales es la seguridad hídrica humana en la zona costera por lo tanto el mantenimiento de humedales y sus SE es fundamental para responder al 50% de la demanda mundial de agua que se espera para 2030 (Lynch *et al.*, 2022).

De igual manera es conveniente ampliar el número de indicadores para estimar SE específicos en función del tipo de humedal, por ejemplo, incluir el estudio del ahorro neto de suelo (toneladas ha^{-1} año¹) para estimar el control de erosión de las playas, la estimación de biomasa (toneladas ha^{-1} año⁻¹) como unidad de estimación de captura de carbono del manglar y la disposición de especies para el consumo humano a través de la captura anual (toneladas/año) (Paudyl *et al.*, 2015).

Con todo lo anterior se amplía la investigación hacia los humedales menos visibles y se crea una imagen completa de los humedales como elementos interrelacionados y componentes del mismo sistema socio ecológico.

El estudio de la demanda social ha seguido una tendencia de enfoques generalizados con estudios agregados que sustentan una idea del valor social desde un modelo de beneficiario estandarizado que suele omitir las diferencias entre grupos sociales, por ejemplo, las necesidades y conocimientos

específicos de hombres y mujeres (Fortnam *et al.*, 2019; Maestré- André *et al.*, 2016). Por tal motivo los estudios disgregados, en escalas locales o de información primaria equilibran el esfuerzo de investigación y dan relevancia al hecho que cada sitio tiene elementos ecológicos, amenazas, externalidades y contextos sociales únicos (Himes *et al.*, 2018).

En ese sentido el artículo 4 titulado “Valoración social de humedales costeros en el noroeste de México” (objetivos específicos 2 y 4) caracterizó a la demanda y el valor social en una escala local desde una aproximación disgregada con el estudio de variables sociodemográficas basados en cuestionarios, escalas de juicio de Likert e índices de cambio percibido (página 62). Asimismo, en el artículo 5 titulado “Mapeo del valor social de los humedales costeros: Una perspectiva local” (página 114) correspondiente al objetivo específico 3, se incorporó la mirada de los beneficiarios de la zona adyacente a los humedales a partir del mapeo participativo y grupos focales, con lo cual se generó una imagen espacialmente explícita y de escala local para contrarrestar la generalización de los atributos de las imágenes espaciales y que en lo particular, exploró el supuesto que los cambios en el paisaje son percibidos por las personas que se benefician y coexisten con los humedales debido a la cercanía o proximidad a dichos ambientes.

A partir de ambas intervenciones se identificó que los manglares, playas y marismas son los humedales prioritarios para el bienestar humano en la zona de estudio y existe dependencia debido a la presencia de elementos con valor económico que también forman parte de los medios de vida, principalmente SE de provisión relacionados con la pesca. La dependencia coincide con el aumento de actividades que se realizan en los humedales (según los datos del ITCP) y justifica acciones extractivas ilegales que pueden detonar conflictos sociales en caso de continuar el deterioro ambiental (Dalu *et al.*, 2022).

El municipio de procedencia, el género de los beneficiarios y la percepción sobre las condiciones ambientales determinado por la existencia de humedales en condiciones prístinas y el potencial para llevar a cabo actividades a futuro, en particular de tipo económico, se identificaron como factores que asignan valor social a los humedales, y que se deben tomar en cuenta para diseñar e implementar intervenciones en las localidades en el corto y mediano plazo, principalmente porque las condiciones – calidad, cantidad y extensión- se perciben en deterioro (Lau *et al.*, 2018).

El conocimiento de los humedales y el nivel educativo no fueron determinantes para valorar a los SE, lo cual podría sugerir que las acciones de enseñanza a la que acceden los adultos, ya sea a cargo de actores externos (gobierno u ONG) y del conocimiento ecológico local entre pares (pescador-

pescador) replican información desde una visión de sustentabilidad débil que prioriza la existencia de los ecosistemas a largo plazo pero que otorgan un papel secundario al mantenimiento de las funciones ambientales y de la biodiversidad (Ekins *et al.*, 2003).

Sin embargo, las afirmaciones en torno al conocimiento ecológico local deben tomarse con cautela debido al alcance restringido del cuestionario de valor social y de los instrumentos cartográficos. En el primero, el número de preguntas que abordaron el conocimiento de los humedales de manera específica fue mínimo (1) en comparación al número de ítems de valoración social (10), asimismo, el conocimiento ecológico suele asociarse a una práctica tangible ej., pesca, cacería, pastoreo etc., un aspecto que no se cuestionó de manera directa en las intervenciones participativas. Por otro lado, los beneficiarios describen a los humedales a partir de sus experiencias de la niñez y ocupación actual, y delimitan su ubicación espacial a partir de referencias geográficas cotidianas, entre ellas la ubicación de sus hogares, de embarcaderos rústicos y sitios de descanso.

Ante las debilidades metodológicas estudios futuros pueden considerar el desarrollo y aplicación de diferentes instrumentos de recolección de datos o en su caso, aplicar variantes del mismo cuestionario estandarizado para evitar sesgos por respuestas automáticas. Además, es importante evitar imponer opciones o restringirse a listas prediseñadas; por el contrario, es conveniente que las personas mencionen los SE y valores sociales que asignan a los humedales desde sus propias palabras, de esta manera se genera un acervo semántico y lingüístico específico y se enriquece la comprensión de los humedales costeros. Además de seleccionar elementos cartográficos que transmitan una sensación de cercanía y permitir el dibujo libre.

En términos generales, los diferentes niveles de escala empleados (temporal, espacial y de alcance de los actores sociales) tienen fuerte implicaciones socio ecológicas, por un lado, si los fenómenos y sus efectos se perciben lejanos – en el tiempo y espacio- y ajenos a la cotidianidad suelen pasarse desapercibidos y carecer de importancia para el individuo (Poma, 2018), en este caso, los hallazgos indican que los beneficiarios percibieron los cambios en los humedales y se valoran por su papel como fuentes de SE. En ese sentido, las personas manifestaron una disposición a participar en la conservación, pero acotada a la observación y vigilancia del comportamiento de los turistas, en la que se transfieren responsabilidades, lo cual indica que los actores sociales han adoptado un papel específico desde los que asumen un nivel de injerencia limitado y lejano y se exige la participación del gobierno como agente regulador.

Además, la intangibilidad, inconmensurabilidad e invisibilidad del VS y de los SE culturales,

todavía debe ser atendido como objeto de estudio, por lo que planteamientos futuros tienen la oportunidad de explorar el interés social por experiencias contemplativas como el avistamiento de aves y la apreciación del paisaje, propias turismo alternativo y del ecoturismo, que además de generar beneficios económicos con un bajo impacto ambiental, buscan establecer relaciones significativas y socioafectivas desde el contacto humano – naturaleza.

Finalmente se debe tener presente que las decisiones finales son modeladas en gran parte por fuerzas del contexto (Wei *et al.*, 2017) en las que participan distintos actores sociales con múltiples niveles de decisión, por lo tanto, es importante establecer escalas que favorezcan el estudio ecológico y al mismo tiempo sean plataformas para la toma de decisiones conjunta entre diversos sectores sociales (beneficiarios, reguladores, modificadores) involucrados en el manejo de la costa sur de Sinaloa. Así la cuenca hidrográfica, una unidad natural, ofrece un espacio oportuno para la participación multi actoral y mantener el enfoque en el recurso hídrico (Thorslund *et al.*, 2017).

7. CONCLUSIONES GENERALES

En el periodo 2010-2019 los humedales costeros, principalmente marismas, playas y manglares experimentaron tasas negativas de cambio y con ello, pérdida de superficie. Ante este escenario las implicaciones son negativas y amenazan el aporte de servicios de regulación hídrica y de provisión.

Los playas, marismas y manglares representaron los humedales con mayor reconocimiento y valor social en la zona costera sur de Sinaloa. La disposición de sitios de pesca y de alimento para consumo (servicios de provisión), la belleza paisajística (servicio cultural) y la existencia de refugios para animales (servicio de soporte) fueron los SE con mayor reconocimiento local.

Los humedales se valoran por la utilidad percibida, en particular de los valores económicos asociados a la provisión de SE mientras que el valor intangible como los servicios culturales relacionados con la espiritualidad e historia, está ausente.

Los beneficiarios cercanos a humedales perciben el deterioro de los humedales como una condición cercana, sin embargo, no es un agente movilizador para participar en acciones de conservación a nivel local, ya que se asumen como agentes lejanos a las decisiones ambientales y transfieren las responsabilidades al comportamiento de los turistas y visitantes.

El municipio de procedencia y el género tuvieron diferencias significativas en la asignación del valor social; en ese sentido las mujeres expresaron que la playa es de alto valor social a diferencia de los hombres, quienes dieron mayor importancia a los esteros.

8. RECOMENDACIONES

Se requiere mantener el monitoreo del crecimiento poblacional y la expansión de infraestructura turística debido al alcance como impulsores de transformación física, así como de aquellos de naturaleza económica y política como los compromisos de producción y los discursos de conservación debido a que se tratan de modeladores de las decisiones finales en los individuos. Se debe ampliar la información sobre la demanda local a partir de metodologías y enfoques de género para analizar las condiciones de acceso, utilidad y aprovechamiento de los ecosistemas y los SE, de ser posible también trascender al estudio de la escala de alcance en la toma de decisiones a través de las relaciones, roles y niveles de injerencia entre los actores sociales.

9. REFERENCIAS

- Agouridis, C. T., Douglas-Mankin, K. R., Linhoss, A. C., & Mittelstet, A. R. (2016). Wetlands and Coastal Systems: Protecting and Restoring Valuable Ecosystems. *Transactions of the ASABE*, 59(5), 1299–1301. <https://doi.org/10.13031/trans.59.12103>
- Aheto, D. W., Kankam, S., Okyere, I., Mensah, E., Osman, A., Jonah, F. E., & Mensah, J. C. (2016). Community-based mangrove forest management: Implications for local livelihoods and coastal resource conservation along the Volta estuary catchment area of Ghana. *Ocean and Coastal Management*, 127, 43–54. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.04.006>
- Alonso-Pérez, F., Ruiz-Luna, A., Turner, J., Berlanga-Robles, C. A., & Mitchelson-Jacob, G. (2003). Land cover changes and impact of shrimp aquaculture on the landscape in the Ceuta coastal lagoon system, Sinaloa, Mexico. *Ocean and Coastal Management*, 46(6–7), 583–600. [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(03\)00036-X](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(03)00036-X)
- Arévalo-Valenzuela, P., Peña-Cortés, F., & Pincheira-Ulbrich, J. (2021). Ecosystem services and uses of dune systems of the coast of the Araucanía Region, Chile: A perception study. *Ocean and Coastal Management*, 200. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105450>
- Ash, N., Blanco, H., Garcia, K., & Brown, C. (2010). *Ecosystems and human well-being: a manual for assessment practitioners*. Island Press.
- Bagstad, K.J., Semmens, D.J., Waage, S., Winthrop, R., (2013). A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosyst. Serv.* 5, 27–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.07.004>
- Balvanera, P., & Cotler, H. (2007). Acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos. *Gaceta Ecológica*, 84–85, 8–15.
- Bas Ventín, L. B., de Souza Troncoso, J., Villasante, S., Bas Ventín, L., & de Souza Troncoso, J. (2015). Towards adaptive management of the natural capital: Disentangling trade-offs among marine activities and seagrass meadows. *Marine Pollution Bulletin*, 101(1), 29–38. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.031>
- Berlanga-Robles, C. A., & Ruiz-Luna, A. (2002). Land use mapping and change detection in the coastal zone of northwest Mexico using remote sensing techniques. *Journal of Coastal Research*, 18(3), 514–522. <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-0036616095&partnerID=tZOtx3y1>
- Blake, D., Carver, S., & Ziv, G. (2021). Demographic, natural and anthropogenic drivers for coastal Cultural ecosystem services in the Falkland Islands. *Ecological Indicators*, 130. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108087>
- Boyd, J., & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2–3), 616–626. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002>
- Brito Rodríguez, M., & Cànoves Valiente, G. (2019). El desarrollo turístico en Mazatlán, México: evaluación de la sostenibilidad por medio de indicadores. *Cuadernos de Turismo*, 43, 187–

213. <https://doi.org/10.6018/turismo.43.08>

- Brown, G. (2013). The relationship between social values for ecosystem services and global land cover: An empirical analysis. *Ecosystem Services*, 5, 58–68. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.06.004>
- Brown, G., & Weber, D. (2012). Measuring change in place values using public participation GIS (PPGIS). *Applied Geography*, 34, 316–324. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.12.007>
- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., & Windhorst, W. (2009). Landscapes' capacities to provide ecosystem services - A concept for land-cover based assessments. *Landscape Online*, 15(1), 1–22. <https://doi.org/10.3097/LO.200915>
- Cabral, P., Feger, C., Levrel, H., Chambolle, M., & Basque, D. (2016). Assessing the impact of land-cover changes on ecosystem services: A first step toward integrative planning in Bordeaux, France. *Ecosystem Services*, 22, 318–327. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.08.005>
- Camacho Valdez, V., Ruiz-Luna, A., & Berlanga-Robles, C. A. (2016). Effects of Land Use Changes on Ecosystem Services Value Provided By Coastal Wetlands: Recent and Future Landscape Scenarios. *Journal of Coastal Zone Management*, 19(01), 1–7. <https://doi.org/10.4172/2473-3350.1000418>
- Camacho-Valdez, V., Ruiz-Luna, A., Ghermandi, A., Berlanga-Robles, C. A., & Nunes, P. A. L. D. (2014). Effects of Land Use Changes on the Ecosystem Service Values of Coastal Wetlands. *Environmental Management*, 54(4), 852–864. <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0332-9>
- Casado-Arzuaga, I., Madariaga, I., & Onaindia, M. (2013). Perception, demand and user contribution to ecosystem services in the Bilbao Metropolitan Greenbelt. *Journal of Environmental Management*, 129, 33–43. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.059>
- Chaudhary, S., McGregor, A., Houston, D., & Chettri, N. (2015). The evolution of ecosystem services: A time series and discourse-centered analysis. *Environmental Science and Policy*, 54, 25–34. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.04.025>
- Convención de Ramsar (2023). Sitios Ramsar. Recuperado de <https://www.ramsar.org/es/humedal/mexico>
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26(1), 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Cunha, J., Elliott, M., & Ramos, S. (2018). Linking modelling and empirical data to assess recreation services provided by coastal habitats: The case of NW Portugal. *Ocean and Coastal Management*, 162, 60–70. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.12.022>
- Dalu, M. T. B., Mukhuwana, O., Cuthbert, R. N., Marambanyika, T., Gunter, A. W., Murungweni, F. M., & Dalu, T. (2022). Understanding communities' perceptions, demographics and uses of wetlands in Vhembe Biosphere Reserve, South Africa. *Wetlands Ecology and Management*, 30(6), 1231–1244. <https://doi.org/10.1007/s11273-022-09892-2>
- Davidson, N. C., & Finlayson, C. M. (2019). Updating global coastal wetland areas presented in Davidson and Finlayson (2018). *Marine and Freshwater Research*, 70(8), 1195–1200.

<https://doi.org/10.1071/MF19010>

- de Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393–408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)
- De la Rosa-Velázquez, MI. & Ruiz-Luna, A. (2020). Valoración social de los servicios ecosistémicos de humedales costeros: Estado actual y perspectivas. *Acta Biológica Colombiana*, 25(3), 403-413. <https://doi.org/10.15446/abc.v25n3.80387>
- Diario Oficial de la Federación (DOF) (2006). Programa de Ordenamiento Ecológico Marino del Golfo de California. Recuperado de https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4940652&fecha=15/12/2006#gsc.tab=0
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J. R., Arico, S., Báldi, A., Bartuska, A., Baste, I. A., Bilgin, A., Brondizio, E., Chan, K. M. A., Figueroa, V. E., Duraiappah, A., Fischer, M., Hill, R., ... Zlatanova, D. (2015). The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>
- Ekins, P., Simon, S., Deutsch, L., Folke, C., & De Groot, R. (2003). A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. *Ecological Economics*, 44(2–3), 165–185. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00272-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00272-0)
- Escobar, A. C., Ruiz-Luna, A., & Robles, C. A. B. (2023). Social perceptions of ecosystem services delivered by coastal wetlands: their value and the threats they face in northwestern Mexico. *Ethnobiology and Conservation*, 12 <https://doi.org/10.15451/ec2023-02-12.06-1-15>
- Espinoza-Tenorio, A, Moreno-Báez, M, Pech, D, Villalobos-Zapata, GJ, Vidal-Hernández, L, Ramos-Miranda, J, Mendoza-Carranza, M, Zepeda-Domínguez, JA, Alcalá-Moya, G, Pérez-Jiménez, JC, Rosete, F, León, C, & Espejel, I. (2014). El ordenamiento ecológico marino en México: un reto y una invitación al quehacer científico. *Latin american journal of aquatic research*, 42(3), 386-400. Recuperado de http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-560X2014000300001&lng=es&tlng=es
- Farber, S. C., Costanza, R., & Wilson, M. A. (2002). Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, 41(3), 375–392. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00088-5](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00088-5)
- Fisher, B., Turner, R. K., and Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- Fortnam, M., Brown, K., Chaigneau, T., Crona, B., Daw, T. M., Gonçalves, D., Hicks, C., Revmatas, M., Sandbrook, C., & Schulte-Herbruggen, B. (2019). The Gendered Nature of Ecosystem Services. *Ecological Economics*, 159, 312–325. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.12.018>
- Ghermandi, A., Ding, H., & Nunes, P. A. L. D. (2013). The social dimension of biodiversity policy in the European Union: Valuing the benefits to vulnerable communities. *Environmental Science & Policy*, 33(SI), 196–208. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.06.004>

- Gómez-Baggethun, E., B. Martín-López, D. Barton, L. Braat, H. Saarikoski, Kelemen, M. García-Llorente, E., J. van den Bergh, P. Arias, P. Berry, L., M. Potschin, H. Keene, R. Dunford, C. Schröter-Schlaack, P. Harrison. (2014). State-of-the-art report on integrated valuation of ecosystem services. European Commission FP7 OpenNESS Project Deliverable 4.1.
- Haines-Young, R., & Potschin-Young, M. B. (2018). Revision of the common international classification for ecosystem services (CICES V5.1): A policy brief. *One Ecosystem*, 3. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e27108>
- Heink, U., Hauck, J., Jax, K., & Sukopp, U. (2016). Requirements for the selection of ecosystem service indicators - The case of MAES indicators. *Ecological Indicators*, 61(1, SI), 18–26. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.09.031>
- Himes-Cornell, A., Pendleton, L., & Atiyah, P. (2018). Valuing ecosystem services from blue forests: A systematic review of the valuation of salt marshes, sea grass beds and mangrove forests. In *Ecosystem Services* (Vol. 30, pp. 36–48). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.01.006>
- IPBES (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.
- IPBES (2022). Informe del Plenario de la Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas sobre la labor realizada en su noveno período de sesiones. Bonn (Alemania), 3 a 9 de julio de 2022. 42 páginas.
- Kati, V., & Jari, N. (2016). Bottom-up thinking—Identifying socio-cultural values of ecosystem services in local blue-green infrastructure planning in Helsinki, Finland. *Land Use Policy*, 50, 537–547. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2015.09.031>
- Klain, S. C., & Chan, K. M. A. (2012). Navigating coastal values: Participatory mapping of ecosystem services for spatial planning. *Ecological Economics*, 82, 104–113. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.07.008>
- Lau, J. D., Hicks, C. C., Gurney, G. G., & Cinner, J. E. (2018). Disaggregating ecosystem service values and priorities by wealth, age, and education. *Ecosystem Services*, 29, 91–98. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.12.005>
- Lau, J. D., Hicks, C. C., Gurney, G. G., & Cinner, J. E. (2019). What matters to whom and why? Understanding the importance of coastal ecosystem services in developing coastal communities. *Ecosystem Services*, 35, 219–230. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.12.012>
- Layke, C., Mapendembe, A., Brown, C., Walpole, M., & Winn, J. (2012). Indicators from the global and sub-global Millennium Ecosystem Assessments: An analysis and next steps. *Ecological Indicators*, 17, 77–87. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.025>
- Lynch, A. J., Cooke, S. J., Arthington, A. H., Baigun, C., Bossenbroek, L., Dickens, C., Harrison,

- I., Kimirei, I., Langhans, S. D., Murchie, K. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Owuor, M., Raghavan, R., Samways, M. J., Schinegger, R., Sharma, S., Tachamo-Shah, R. D., Tickner, D., ... Jähnig, S. C. (2023). People need freshwater biodiversity. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 10(3). <https://doi.org/10.1002/wat2.1633>
- Maes, J., Liqueste, C., Teller, A., Erhard, M., Paracchini, M. L., Barredo, J. I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J.-E., Meiner, A., Royo Gelabert, E., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Piroddi, C., Egoh, B., Degeorges, P., ... Lavalle, C. (2016). An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem Services*, 17, 14–23. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.023>
- Maestre-Andrés, S., Calvet-Mir, L., & van den Bergh, J. C. J. M. (2016). Sociocultural valuation of ecosystem services to improve protected area management: a multi-method approach applied to Catalonia, Spain. *Regional Environmental Change*, 16(3), 717–731. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0784-3>
- Malinga, R., Gordon, L. J., Jewitt, G., & Lindborg, R. (2015). Mapping ecosystem services across scales and continents - A review. *Ecosystem Services*, 13, 57–63. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.01.006>
- Mara, D. R., Alejandra, A., Cecilia, A. S., Nestor, M., & Lorena, H. (2020). Linking farmers' management decision, demographic characteristics and perceptions of ecosystem services in the Southern Pampa of Argentina. *Journal of Rural Studies*, 76, 202–212. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2020.03.002>
- 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*, 82, 23–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.07.018>
- Millennium Ecosystem Assessment (Program) (MEA). (2005). *Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis: a report of the Millennium Ecosystem Assessment*. World Resources Institute.
- Mitsch W., & Gosselink, J.G.(2015) *Wetlands*. John Wiley & Sons Inc; 5 th Edition. 736 páginas, ISBN: 978-1-118-67682-0
- Montoya, J. M., & Raffaelli, D. (2010). Climate change, biotic interactions and ecosystem services. In *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* (Vol. 365, Issue 1549, pp. 2013–2018). Royal Society. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0114>
- Pascual, U., Balvanera, P., Díaz, S., Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., Watson, R. T., Başak Dessane, E., Islar, M., Kelemen, E., Maris, V., Quaas, M., Subramanian, S. M., Wittmer, H., Adlan, A., Ahn, S. E., Al-Hafedh, Y. S., Amankwah, E., Asah, S. T., ... Yagi, N. (2017). Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26–27, 7–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006>
- Paudyal, K., Baral, H., Burkhard, B., Bhandari, S. P., & Keenan, R. J. (2015). Participatory assessment and mapping of ecosystem services in a data-poor region: Case study of community-managed forests in central Nepal. *Ecosystem Services*, 13, 81–92. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.01.007>

- Peña, L., Casado-Arzuaga, I., & Onaindia, M. (2015). Mapping recreation supply and demand using an ecological and a social evaluation approach. *Ecosystem Services*, 13, 108–118. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.12.008>
- Perez-Verdin, G., Sanjurjo-Rivera, E., Galicia, L., Hernandez-Diaz, J. C., Hernandez-Trejo, V., & Marquez-Linares, M. A. (2016). Economic valuation of ecosystem services in Mexico: Current status and trends. *Ecosystem Services*, 21, 6–19. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.003>
- Plieninger, T., Dijks, S., Oteros-Rozas, E., & Bieling, C. (2013). Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land Use Policy*, 33, 118–129. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.12.013>
- Poma, A. (2018). El papel de las emociones en la respuesta al cambio climático. *INTER DISCIPLINA*, 6(15), 191. <https://doi.org/10.22201/ceiich.24485705e.2018.15.63843>
- Potschin, M. B., & Haines-Young, R. H. (2011). Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography*, 35(5), 575–594. <https://doi.org/10.1177/0309133311423172>
- Potschin-Young, M., Haines-Young, R., Görg, C., Heink, U., Jax, K., & Schleyer, C. (2018). Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade. *Ecosystem Services*, 29, 428–440. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.015>
- Reed, M. S., Graves, A., Dandy, N., Posthumus, H., Hubacek, K., Morris, J., Prell, C., Quinn, C. H., & Stringer, L. C. (2009). Who's in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. *Journal of Environmental Management*, 90(5), 1933–1949. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2009.01.001>
- Ricaurte, L. F., Wantzen, K. M., Agudelo, E., Betancourt, B., & Jokela, J. (2014). Participatory rural appraisal of ecosystem services of wetlands in the Amazonian Piedmont of Colombia: Elements for a sustainable management concept. *Wetlands Ecology and Management*, 22(4), 343–361. <https://doi.org/10.1007/s11273-013-9333-3>
- Ridding, L. E., Redhead, J. W., Oliver, T. H., Schmucki, R., McGinlay, J., Graves, A. R., Morris, J., Bradbury, R. B., King, H., & Bullock, J. M. (2018). The importance of landscape characteristics for the delivery of cultural ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, 206, 1145–1154. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.066>
- Ruelas-Inzunza, J., Meza-López, G., & Páez-Osuna, F. (2008). Mercury in fish that are of dietary importance from the coasts of Sinaloa (SE Gulf of California). *Journal of Food Composition and Analysis*, 21(3), 211–218. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2007.11.004>
- Scholes, R. J., Reyers, B., Biggs, R., Spierenburg, M. J., & Duriappah, A. (2013). Multi-scale and cross-scale assessments of social-ecological systems and their ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(1), 16–25. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.01.004>
- Thorslund, J., Jarsjo, J., Jaramillo, F., Jawitz, J. W., Manzoni, S., Basu, N. B., Chalov, S. R., Cohen, M. J., Creed, I. F., Goldenberg, R., Hylin, A., Kalantari, Z., Koussis, A. D., Lyon, S. W., Mazi, K., Mard, J., Persson, K., Pietro, J., Prieto, C., ... Destouni, G. (2017). Wetlands as large-scale nature-based solutions: Status and challenges for research, engineering and management. *Ecological Engineering*, 108, 489–497.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.012>

- Torres-Lima, P., Conway-Gómez, K., & Buentello-Sánchez, R. (2018). Socio-Environmental Perception of an Urban Wetland and Sustainability Scenarios: a Case Study in Mexico City. *Wetlands*, 38(1), 169–181. <https://doi.org/10.1007/s13157-017-0967-4>
- van Riper, C. J., Landon, A. C., Kidd, S., Bitterman, P., Fitzgerald, L. A., Granek, E. F., Ibarra, S., Iwaniec, D., Raymond, C. M., & Toledo, D. (2017). Incorporating sociocultural phenomena into ecosystem-service valuation: The importance of critical pluralism. *BioScience*, 67(3), 233–244. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw170>
- Wallace, K. J. (2007). Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, 139(3–4), 235–246. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.015>
- Wei, H., Fan, W., Wang, X., Lu, N., Dong, X., Zhao, Y., Ya, X., & Zhao, Y. (2017). Integrating supply and social demand in ecosystem services assessment: A review. *Ecosystem Services*, 25, 15–27. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.03.017>
- Zoderer, B. M., Lupo Stanghellini, P. S., Tasser, E., Walde, J., Wieser, H., & Tappeiner, U. (2016). Exploring socio-cultural values of ecosystem service categories in the Central Alps: the influence of socio-demographic factors and landscape type. *Regional Environmental Change*, 16(7), 2033–2044. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0922-y>

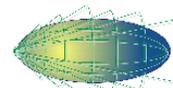
10. ANEXOS

10.1. Hoja de Respuestas para Mapeo Participativo



Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C.

Hoja de respuestas



Laboratorio de
Manejo Ambiental

Fecha: __/__/20__
Día Mes Año

Facilitador _____

Lugar del evento _____

Equipo de trabajo _____

Conocimiento del humedal

Indica con una X ¿Qué tipo de humedales conocen?			
Humedales naturales	1	Manglares	
	2	Tulares y carrizales	
	3	Marismas	
	4	Lagunas y esteros	
	5	Playas	
	6	Ríos y arroyos	
Humedales artificiales	7	Estanques	
	8	Canales	

II. Mapeo de valor

ID	Valor social	Descripción	Etiquetas
Disfrute			
1	Histórico	El humedal se valora porque tiene lugares y cosas de la historia natural y humana que me importan a mí, a otros y/o a la nación.	
2	Cultural	El humedal se valora por ser un lugar donde puede continuar y transmitirse la sabiduría y el conocimiento, las tradiciones y el modo de vida de mis antepasados.	

ID	Valor social	Descripción	Etiquetas
Disfrute			
3	Existencia	Valoro estos humedales en sí mismos, ya sea que las personas estén presentes o no.	
4	Recreación	El humedal se valora porque proporcionan un lugar para mis actividades recreativas al aire libre.	
5	Estético	El humedal ofrece sitios para el disfrute de la belleza paisajística, monumentos, sonidos, aromas.	
6	Espiritual	El humedal se valora porque son un lugar especial sagrado, religioso o espiritual para mí o porque siento reverencia y respeto por la naturaleza del sitio.	
Consumo			
7	Económico	El humedal se valora porque proporciona madera, pesca, minerales y / o oportunidades de turismo, como equipamiento y guía.	
8	Ambientes prístinos	El humedal se valora porque ayuda a producir, preservar, limpiar y renovar el aire, el suelo y el agua.	
9	Biodiversidad	El humedal se valora porque provee una variedad de peces, animales de vida silvestre, plantas.	
Uso			
10	Medicinal (Terapéutico)	El humedal se valora porque me hace sentir mejor, física y/o mentalmente.	
11	Futuro	El humedal se valora por ser un lugar donde las generaciones futuras pueden conocer y experimentar los humedales tal como son ahora.	
12	Educación (Enseñanza)	El humedal se valora por ser sitios donde podemos aprender sobre el medio ambiente a través de la observación científica o la experimentación.	

III. Amenazas actuales identificadas

ID	Factor de cambio	Actuales	Futuras
1	Ocurrencia de eventos naturales (huracanes, tormentas, inundaciones y sequías)		
2	La contaminación (basura, drenaje)		
3	La construcción de obras físicas (viviendas, estanqueras, tapón, escolleras, presas)		
4	Mayor número de personas viviendo cerca del humedal		
5	Desconocimiento de los beneficios y servicios ecosistémicos de los humedales		
6	El interés de las personas por cuidar los humedales		
7	Las creencias de las personas sobre el humedal (p.e. inagotables, sólo producen mosquitos)		
8	Otro:		

