



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES

**ÁREAS PRIORITARIAS DE
CONSERVACIÓN HIDROLÓGICA Y SU
VALORACIÓN ECONÓMICA EN LA
SUBCUENCA DEL RÍO PIXQUIAC,
VERACRUZ**

GABRIEL CHABLÉ RODRÍGUEZ

T E S I S
PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, ESTADO DE MÉXICO

2022

La presente tesis titulada: **Áreas prioritarias de conservación hidrológica y su valoración económica en la subcuenca del Río Pixquiac, Veracruz** realizada por el alumno: Gabriel Chablé Rodríguez bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS
EN CIENCIAS FORESTALES

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO

Dr. Manuel de Jesús González Guillén

ASESOR

Dr. Armando Gómez Guerrero

ASESOR

Dr. Demetrio Salvador Fernández Reynoso

ASESORA

Dra. Teresa Margarita González Martínez

Montecillo, Texcoco, Estado de México, febrero de 2022.

ÁREAS PRIORITARIAS DE CONSERVACIÓN HIDROLÓGICA Y SU VALORACIÓN ECONÓMICA EN LA SUBCUENCA DEL RÍO PIXQUIAC, VERACRUZ

Gabriel Chablé Rodríguez, M.C.

Colegio de Postgraduados, 2022

RESUMEN

Los ecosistemas forestales, además de contribuir al desarrollo económico y social, son fuente de vida y belleza escénica. Sin embargo, su disminución por deforestación y sobreexplotación, producto del crecimiento y desarrollo poblacional, afectan su funcionalidad y salud. En consecuencia, en un futuro cercano, puede haber un capital natural insuficiente para cubrir la demanda de servicios ambientales (SA) como agua limpia, mejor calidad del aire, entre otros. El objetivo de la presente investigación fue determinar áreas prioritarias de conservación hidrológica y la disposición de los usuarios a pagar por lo SA de la subcuenca Pixquiac, en el Estado de Veracruz. Para el periodo 2002 a 2018, se identificaron y analizaron cambios y conflictos de uso de la tierra a través de álgebra de mapas, redes neuronales, matrices de transición y cadenas de Markov. Los cambios de uso se combinaron con variables socioeconómicas para obtener áreas prioritarias de conservación. Se realizó un análisis espacial y económico de la evolución del Pago por Servicios Ambientales (PSA). Con la información obtenida de áreas prioritarias y PSA se obtuvo la superficie prioritaria que ha recibido apoyo a lo largo del tiempo. Se diseñó, construyó y aplicó una encuesta estructurada que incluyó factores sociales, económicos y culturales a través de un muestreo aleatorio, con el fin de construir un modelo econométrico que permitió identificar la Disposición a Pagar (DAP) y sus principales aspectos relacionados. Finalmente, se analizó si el potencial de aportación es suficiente para apoyar, a través del PSA, a todas las áreas prioritarias hidrológicas identificadas en la subcuenca Pixquiac. Los resultados muestran que entre 2002 y 2018 se perdieron 653.12 ha de cobertura forestal. Se identificaron siete zonas con conflictos entre los usos de la tierra que abarcan una superficie de 4,490.44 ha. De seguir la tendencia actual de cambios de uso, para el año 2042 se perderían 279.60 ha adicionales de cobertura forestal. Durante el periodo analizado hubo una inversión de \$21,535,650 en apoyos por SA, en una superficie de 5,450.41 ha. Sin embargo, del total de áreas prioritarias obtenidas, sólo 881.58 ha (24.5% del total) fueron consideradas en este esquema de pago. En general, existe un aumento en la incorporación de superficie, así como el monto pagado por área y tiempo ($\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) lo que favorece un mayor interés por ingresar al programa de SA. Los resultados de una encuesta indicaron que 92.04% de la población manifestó estar de acuerdo en otorgar una aportación mensual promedio de \$10.23 para la conservación de las áreas forestales. Los resultados obtenidos en este estudio tienen una relevancia fundamental al asignar un valor a la conservación de las zonas forestales como provisoras de SA hidrológicos. Además, estos resultados aportan información relevante que sirve para que los tomadores de decisiones orienten el PSA a donde realmente se requiere, considerando escalas espaciales adecuadas de las áreas forestales, así como el potencial en la DAP que puede servir para incentivar la creación de mercados locales de SA.

Palabras clave: Áreas prioritarias, Disponibilidad a pagar, servicios ambientales hidrológicos, PSA.

PRIORITY HYDROLOGICAL CONSERVATION AREAS AND THEIR ECONOMIC VALUATION IN THE PIXQUIAC RIVER SUB-BASIN, VERACRUZ

Gabriel Chablé Rodríguez, M.C.

Colegio de Postgraduados, 2022

ABSTRACT

Besides to contributing to economic and social development, forest ecosystems are a source of life and scenic beauty. However, there is a decrease due to deforestation and overexploitation processes affecting its functionality and health. Consequently, soon, there may be insufficient natural capital because according to human population growth and development increase, more environmental services (ES) such as clean water, better air quality, among others, are required. The objective of this research was to determine priority areas for hydrological conservation and estimate their value of productive economic rent in the Pixquiac sub-basin, in the State of Veracruz. During 2002 to 2018, land use changes and conflicts were identified and analyzed through map algebra, neural networks, transition matrices and Markov chains. Land use change was combined with socioeconomic variables to obtain priority conservation areas. A spatial and economic analysis of the evolution of the Payment for Environmental Services (PES) was carried out. The information obtained from priority areas and PES was combined to obtain the priority area that has received support over time. A structured survey was designed, built, and applied that included social, economic and cultural factors through random sampling in order to build an econometric model that allowed identify the Willingness to Pay (WTP) and its main related aspects. Finally, it was analyzed whether the contribution potential is sufficient to support all the priority hydrological areas identified in the Pixquiac River sub-basin through the PES. The results showed that from 2002 to 2018 there was a loss of forest cover of 653.12 ha. Seven areas of conflict between land uses were identified, covering an area of 4,490.44 ha. If the current trend of changes in use continues, by the year 2042 an additional 279.60 ha of forest cover would be lost. Regarding SE support amounts, during the analyzed period there is an investment in supports of \$21,535,650.00 in an area of 5,450.41 ha. However, it should be noted that of the total priority areas obtained, only 881.58 ha (24.5% of the total) were considered in this payment scheme. In general, there is an increase in the incorporation of surface, as well as the amount paid $\text{ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, which favors a greater interest in entering the program. According to the applied survey, 92.04% of the population stated that they agreed to grant an average monthly contribution of \$10.23 for the conservation of forest areas. The results obtained have a fundamental relevance when assigning a value to the conservation of forest areas as providers of hydrological environmental services. This research provides relevant information that helps decision makers guide the PSA to where it is really required considering adequate spatial scales of forest areas, as well as the potential that exists in the WTP that can serve to encourage the creation of local markets of environmental services.

Keywords: Priority areas, Willingness to pay, hydrological environmental services, PES.

AGRADECIMIENTOS

Al Colegio de Postgraduados y al Posgrado en Ciencias Forestales por brindarme la oportunidad de continuar con mi formación personal y profesional

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo otorgado para poder realizar mis estudios de posgrado.

A la Línea de Investigación 01 Manejo Sustentable de Recursos Naturales, que aportó recursos para el desarrollo de la investigación.

Al Dr. Manuel de Jesús González Guillén por ser parte de mi formación académica, por todo el apoyo brindado a través de sus valiosos aportes, dirección y consejos para la realización de esta investigación.

Al Dra. Teresa Margarita González Martínez por sus valiosas sugerencias y aportes para la revisión de la presente investigación.

Al Dr. Armando Gómez Guerrero por el apoyo, la revisión y sugerencias en cada uno de los capítulos de la tesis.

Al Dr. Demetrio Salvador Fernández Reynoso por sus aportaciones, revisiones y comentarios en la investigación.

A la M.C. María Luisa León Mateos Coordinadora de bosques y agua de SENDAS A.C. por el apoyo y acompañamiento brindado en el trabajo de campo.

DEDICATORIA

A mis padres Elizabeth y Sergio: Por haberme formado como la persona que soy, por apoyarme en todo momento de manera incondicional, por sus sabios consejos.

A mi hermano Fabian: porque siempre me has enseñado a no darme por vencido.

A mi abuela Consuelo: por sus valiosos consejos y enseñanzas de vida.

A Susana: Por tu comprensión, apoyo incondicional y por demostrarme que siempre se puede salir adelante.

A Lizzy: por su cariño incondicional.

CONTENIDO

	Página
RESUMEN.....	iii
ABSTRACT.....	iv
LISTA DE CUADROS	x
LISTA DE FIGURAS	xi
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
OBJETIVOS	3
General	3
Particulares	3
HIPÓTESIS	4
REVISIÓN DE LITERATURA	4
Áreas prioritarias y conflictos de uso de la tierra	4
El medio ambiente y la perspectiva económica	4
Valoración económica de los Servicios Ambientales	6
Métodos de Valoración de SA.....	11
Estudios de caso de valoración económica de SA.....	14
Programa de Pago por SA	14
Funcionamiento hidrológico y provisión de SA.....	17
Área de estudio	18
Aspectos biofísicos.....	18
Aspectos socioeconómicos.....	23
Mecanismos de pago por servicios ambientales en la subcuenca del Río Pixquiac.....	26
CAPITULO I. CONFLICTOS Y ESCENARIOS FUTUROS DEL USO DE LA TIERRA EN UNA SUBCUENCA DEL GOLFO DE MÉXICO.....	28
1.1 RESUMEN.....	28
1.2 ABSTRACT.....	29
1.3 INTRODUCCIÓN	30
1.4 MATERIALES Y MÉTODOS	32
1.4.1 Área de estudio.....	32
1.4.2 Conflictos y cambios de uso a través del análisis espaciotemporal	32
1.4.3 Probabilidad de cambios de uso actual de la tierra.....	33

1.4.4 Construcción del modelo espacial que simula los cambios de uso de la tierra	34
1.4.5 Escenarios alternativos futuros.....	34
1.5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	35
1.5.1 Conflictos y cambios de uso a través del análisis espaciotemporal	35
1.5.2 Probabilidad de cambios de uso de la tierra.	41
1.5.3 Construcción del modelo espacial que simula los cambios de uso de la tierra	41
1.5.4 Escenarios alternativos futuros.....	42
1.6 CONCLUSIONES	46
CAPÍTULO II. ÁREAS PRIORITARIAS Y PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES EN LA SUBCUENCA DEL RÍO PIXQUIAC, VERACRUZ, MÉXICO.....	47
2.1 RESUMEN.....	47
2.2 ABSTRACT.....	48
2.3 INTRODUCCIÓN	49
2.4 MATERIALES Y MÉTODOS	51
2.4.1 Montos de inversión y superficies incorporadas	51
2.4.2 PSA por zonificación en la subcuenca del Río Pixquiac.....	52
2.4.3 Generación de la tendencia de apoyo PSA futuro en el área de estudio	52
2.4.4 Áreas prioritarias y apoyos de PSA.....	52
2.5 RESULTADOS Y DISCUSION.....	52
2.5.1 Montos de inversión y superficies incorporadas.	52
2.5.2 PSA por zonificación en la subcuenca del Río Pixquiac.....	56
2.5.3 Generación de la tendencia futura de apoyo PSA en el área de estudio.....	59
2.5.4 Áreas prioritarias y apoyos de PSA.....	60
2.6 CONCLUSIONES	62
CAPÍTULO III. DISPOSICIÓN A PAGAR POR SERVICIOS ECOSISTÉMICOS HIDROLÓGICOS EN XALAPA, VERACRUZ, MÉXICO	63
3.1 RESUMEN.....	63
3.2 ABSTRACT.....	64
3.3 INTRODUCCIÓN	65
3.4 MATERIALES Y MÉTODOS	67

3.4.1 Área de estudio	67
3.4.2 Fundamentos del modelo usado	67
3.4.3 Diseño y construcción de la encuesta.....	68
3.4.4 Diseño y tipo de muestreo	68
3.4.5 Análisis de variables y generación de modelo econométrico.....	69
3.5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	71
3.5.1 Modelo econométrico.....	71
3.5.2 Evaluación de las variables del modelo.....	73
3.5.3 Disposición a pagar por la conservación	77
3.6 CONCLUSIONES	79
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES.....	80
Fortalezas	82
Debilidades.....	83
Líneas futuras de investigación	83
LITERATURA CITADA	84
ANEXOS.....	108

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Matriz de cambios y resultados producto de la oferta y la demanda, la cantidad de SA y la DAP o DAA.	8
Cuadro 1.1. Matriz de transición 2002 – 2018 en la subcuenca del Río Pixquiac. Superficies en ha.	36
Cuadro 1.2. Superficie de los usos actual, potencial y en conflicto de la tierra en la subcuenca del Río Pixquiac.	39
Cuadro 1.3. Matriz de probabilidad de cambio de uso de la tierra en la subcuenca del Río Pixquiac.	41
Cuadro 2.1. Recursos económicos y superficies del PSA total en la subcuenca del Río Pixquiac, Veracruz, México.	53
Cuadro 2.2. Montos y superficies por tipo de PSA en la subcuenca del Río Pixquiac.	54
Cuadro 2.3. Superficies y montos de apoyo de PSA por zonificación hidrológica en la subcuenca del Río Pixquiac.	56
Cuadro 2.4. Superficie incorporada al PSA por zonificación y año en la subcuenca del Río Pixquiac.	58
Cuadro 2.5. Proyección del PSA en la subcuenca del Río Pixquiac en monto y superficie.	59
Cuadro 3.1. Variables del modelo de la Disposición a Pagar (DAP).	70
Cuadro 3.2. Estimadores del modelo econométrico de la Disposición a Pagar.	71
Cuadro 3.3. Resultados del modelo de regresión con respecto a la Disposición a Pagar.	72
Cuadro 3.4. Intervalos de edad y significancia de encuestados en Xalapa, Ver.	74
Cuadro 3.5. Nivel educativo y significancia de encuestados en Xalapa, Ver.	74
Cuadro 3.6. Fuente de ingresos y significancia de encuestados en Xalapa, Ver.	75
Cuadro 3.7. Intervalo del nivel de ingresos y significancia de encuestados en Xalapa, Ver.	75
Cuadro 3.8. Número de dependientes económicos y significancia de encuestados	76
Cuadro 3.9. Cantidad disponible de agua potable y significancia de los encuestados en Xalapa, Ver.	76
Cuadro 3.10. Fuente de abastecimiento principal y significancia de los encuestados en Xalapa, Ver.	76
Cuadro 3.11. Disposición a pagar del total de los encuestados	77

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Curva de oferta y demanda.....	8
Figura 2. Variación compensatoria y variación equivalente.....	9
Figura 3. Valoración económica de los bosques. Fuente: Pearce (1992).	11
Figura 4. Mapa de ubicación de la subcuenca del Río Pixquiac.....	18
Figura 5. Mapa de vegetación en la subcuenca del Río Pixquiac.	19
Figura 6. Mapa de zonificación de la subcuenca del Río Pixquiac.	20
Figura 7. Mapa de los tipos de clima en la subcuenca del Río Pixquiac.	21
Figura 8. Mapa geológico en la subcuenca del Río Pixquiac.	22
Figura 9. Mapa edafológico en la subcuenca del Río Pixquiac	23
Figura 10. Mapa de localidades en la subcuenca del Río Pixquiac.	24
Figura 1.1. Mapa de cambios de uso de la tierra durante 2002–2018 en la subcuenca del Río Pixquiac.....	36
Figura 1.2. Mapa de conflictos de uso de la tierra en la subcuenca del Río Pixquiac.	38
Figura 1.3. Mapas de escenarios: Tendencial (a), Desarrollo (b) y Conservación (c), proyectados para el año 2042 en la subcuenca del Río Pixquiac.....	43
Figura 2.1. Distribución de apoyos otorgados del programa de PSA por zonificación en la subcuenca del Río Pixquiac.	57
Figura 2.2. Áreas prioritarias en la subcuenca del Río Pixquiac.	60
Figura 2.3. Áreas prioritarias y PSA en la subcuenca del Río Pixquiac.....	61
Figura 3.1. Análisis de correlación de Pearson en variables independientes.....	73

INTRODUCCIÓN GENERAL

Los ecosistemas forestales son fuente de vida y belleza escénica, además de contribuir al desarrollo económico y social. Sin embargo, debido a políticas mal orientadas en su manejo, ellos están siendo disminuidos y deteriorados por los procesos de deforestación y sobreexplotación, afectando su funcionalidad y salud (Jardel-Peláez, 2015). En consecuencia, en un futuro cercano, puede haber un capital natural insuficiente para proveer los servicios que proporcionan los ecosistemas, ya que a medida que el crecimiento y desarrollo poblacional humana incrementan, se requiere de más servicios ambientales (SA) como agua limpia, mejor calidad del aire, entre otros (Ruiz-Pérez *et al.*, 2007).

La disminución en la cantidad y la calidad de los SA hidrológicos puede deberse, entre otras causas, a la pérdida de los bosques debido a que no se les proporciona el valor adecuado a sus servicios (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO], 2009). La conservación de zonas, que fungen como captadores de agua, en las partes altas de las cuencas hidrográficas es fundamental (FAO, 2007). Para lograrlo, se requiere que a los propietarios de dichos bosques se les pague o compense adecuadamente con la renta o costo de oportunidad que proporcionan sus terrenos (FAO, 2007). De otra manera, podría haber lugar a una decisión económica de orientarlos a usos más rentables, aunque no fueran acordes a su capacidad de uso potencial, como sucede con monocultivos como el aguacate y el café a cielo abierto en México (Ayala-Montejo *et al.*, 2021). La valoración económica juega un papel importante al estimar tales valores económicos para la aplicación correcta de políticas públicas de conservación (Cristeche y Penna, 2008).

Cualquier valoración debe considerar el intervalo de valores ecológicos y socioculturales que no son cubiertos por la valoración económica tradicional (García-Ureta, 2015). Una comprensión clara de estos vínculos proveerá la información necesaria para alcanzar la eficiencia y la optimización del uso correcto de los recursos (Herbert *et al.*, 2010). La creación y el funcionamiento correcto de los mercados podría mejorar el estado de los ecosistemas y servicios que ellos proveen a la sociedad (Daily, 2009).

Los dueños de terrenos forestales, proveedores de SA hidrológicos, realizan otras actividades que son económicamente beneficiosas para ellos, como la agricultura y la ganadería (Martínez-Cruz *et*

al. (2010). A su vez, estos dueños no perciben la pérdida de SA que sus actividades pueden provocar, así como también desconocen o no tienen acceso a mecanismos que le recompensen el tomar en cuenta el cuidado de estos servicios (Piagiola *et al.*, 2003).

Existe desconocimiento del valor económico de los SA que mantiene el ecosistema forestal y la pérdida que puede significarle al dueño, ambos sin ninguna relevancia para el mercado (Ruiz-Pérez *et al.*, 2007). Lo anterior se debe a que estos servicios son considerados bienes públicos por lo que no existe competencia o restricción para su uso o disfrute una vez generados, sin tomar en cuenta las particularidades que puedan existir para su aprovechamiento (Haro-Martínez y Taddei-Bringas, 2014).

El valor económico que puede asignar a un bien o servicio tiene una relación directa con las necesidades humanas (Cristeche y Penna, 2008). De manera general, se puede calcular con base al pago que una persona está dispuesta a desembolsar para obtenerlo, o bien, por la compensación que estaría dispuesta a aceptar por perder su disfrute (Linares-Llamas y Romero-López, 2008). Este tipo de valoración llega a desarrollarse en los mercados diversos, no obstante, realizar una valoración de los SA es una de las tareas más difíciles de la economía ambiental ya que por lo regular no existen valores de mercado definidos (Organización de Estados Americanos [OEA], 2008).

En México, se han aplicado diferentes técnicas y modelos de valoración económica de los SA hidrológicos, por ejemplo, en la definición de algunos elementos de la política pública para la valoración de los SA en México (Fragoso-Olivares, 2014), en la valoración económica del agua del Río Tlapaneco en el Estado de Oaxaca (Galindo-De Jesús, 2011), en la definición de áreas potenciales para la conservación de la biodiversidad y escenarios futuros alternativos en la sierra norte de Puebla (Olivares-García, 2018), o en el pago por servicios ambientales hidrológicos, impacto y opciones para el manejo bajo régimen ejidal (Ruiz-Jiménez y Valtierra-Pacheco, 2017), entre otros.

La elección de los métodos de valoración económica depende de la disponibilidad de información de los recursos y el tipo de SA (Pulgar-Vidal, 2016). Conocer la disposición a pagar por parte de los usuarios de los SA se vuelve relevante, debido a que permite tomar decisiones sobre la base socioeconómica de los usuarios, contrariamente, podría conducir a resultados que no sean

socialmente justos, orientando la mayor parte de las mejoras ambientales a las áreas de mayor poder adquisitivo (Cristeche y Penna, 2008).

A nivel nacional en los últimos años se ha incrementado esta pérdida de cobertura forestal, la ciudad de Xalapa, la capital del estado de Veracruz sufre desabastos en la provisión de agua potable en la época de estiaje, lo cual ocasiona que se realicen “tandeos” en el suministro de agua potable en la ciudad. Esto acarrea un problema socioeconómico, que aumenta día con día, por la necesidad creciente de contar con agua para realizar diferentes actividades económicas a medida que la población crece y se desarrolla.

Resulta imperativo que el organismo municipal de agua gestione acciones y estrategias que le permitan mayor disponibilidad del recurso (Paré y García-Campos, 2018). Cabe destacar que, de seguir con el aumento creciente de la población en la zona conurbada de Xalapa, el acceso al servicio y disponibilidad de agua potable cada vez será más escaso y limitativo, lo que impactará negativamente en el desarrollo de las actividades económicas y la vida diaria de la sociedad en general.

Por lo anterior, el propósito de esta investigación fue analizar y valorar las áreas prioritarias forestales en la parte alta y media de la subcuenca del Río Pixquiac las cuales proveen SAH, de tal manera que puedan proponerse acciones y estrategias de gestión integrada al manejo forestal, que complementen a los PSA que operan en la región.

OBJETIVOS

General

Proponer estrategias de gestión en el mejoramiento de los PSA que operan en la región, considerando las áreas de conservación hidrológica y la disposición a pagar por parte de los usuarios del agua.

Particulares

- a) Analizar los conflictos de uso de la tierra en el área de estudio de 2002 a 2018 y generar escenarios futuros alternativos y tendenciales al año 2042.
- b) Definir zonas prioritarias de conservación hidrológica a partir de áreas forestales y sus cambios a través del tiempo.

- c) Obtener la disponibilidad a pagar por parte de los usuarios del agua en la subcuenca.

HIPÓTESIS

- a) Las áreas prioritarias de conservación hidrológica tienden a disminuir a través del tiempo debido a los conflictos de uso de la tierra en el área de estudio.
- b) Existe una disponibilidad a pagar por los usuarios en la subcuenca del Río Pixquiac para conservar áreas prioritarias.

REVISIÓN DE LITERATURA

Áreas prioritarias y conflictos de uso de la tierra

La conservación de los ecosistemas forestales tiene una relación directa con el aprovechamiento sustentable (Russildi *et al.*, 2016), por lo que el establecimiento de áreas prioritarias en la conservación de SAH son una medida de mitigación en zonas donde existen cambios en el uso de la tierra (Kim y Arnhold, 2018).

A través del tiempo los ecosistemas terrestres han ido cambiando drásticamente, principalmente por la conversión a los diversos usos de la tierra, generando conflictos que surgen cuando un uso no se ajusta a la capacidad natural de la tierra (Bryn *et al.*, 2013). Para evitar estos conflictos se pueden identificar áreas prioritarias a partir de diferentes perspectivas de evaluación (Prestele *et al.*, 2016).

Existen diversos métodos para la delimitación de áreas prioritarias, generalmente se utilizan sistemas de información geográfica (SIG) en conjunto con análisis estadístico (Rahman *et al.*, 2016), a través de modelos probabilísticos que ayudan a la priorización e identificación de áreas de importancia en una zona en particular (Kim *et al.*, 2019).

El medio ambiente y la perspectiva económica

Durante los últimos años, los SA que proveen los ecosistemas han logrado un mayor reconocimiento social, a su vez las poblaciones urbanas han comenzado a comprender la importancia de los recursos naturales y la relación que guardan con las actividades productivas que desarrollan.

Sin embargo, aún se necesita realizar investigación que pueda servir de instrumento de política pública a los tomadores de decisiones, para impulsar acciones y estrategias de mitigación e impacto en las zonas urbanas o rurales afectadas (Orrantia-Albizu *et al.*, 2008). Los SA tienen que ser considerados como un patrimonio que debe conservarse con el apoyo de la sociedad y las instituciones (Arteaga-Reyes *et al.*, 2018). Los SA son de interés público y están sujetos a políticas, mecanismos e instituciones adecuadas para su atención y aprovechamiento (Pisanty *et al.*, 2016), ya que la disminución de zonas con cobertura forestal ha generado una reducción en estos servicios.

Para mitigar algunos efectos ligados a la deforestación y a tala clandestina, es necesario el fomento de mecanismos compensatorios a los dueños forestales a través de acciones y estrategias institucionales. Para ello, es importante una coordinación de actores locales que incentiven la participación de los usuarios de estos servicios (López-Moreno *et al.*, 2014).

Una compensación adecuada por los SA que se proporcionan daría la posibilidad de obtener beneficios a sus dueños para que ellos adopten prácticas productivas y benéficas para el ecosistema. Cuando existe tal compensación, es altamente probable que elijan un uso sostenible de los recursos naturales (Landell-Mills y Porras, 2002).

Una de las perspectivas teóricas para abordar este tema es el de la economía ambiental, que consiste en aplicar principios económicos y su estructura analítica al estudio de las formas en que la sociedad llega a usar el ambiente y los efectos ecológicos y sociales que resultan de estos usos (Haro-Martínez y Taddei-Bringas, 2014).

Bajo el modelo de desarrollo actual, la economía sienta las bases sobre el uso de los recursos que utiliza una sociedad para poder desarrollar la producción de estos, así como la distribución y consumo para satisfacer sus necesidades (Torres-López, 2002). No obstante, en este enfoque clásico de la economía, muchas veces los recursos naturales, el ambiente y los procesos derivados no son considerados dentro del sistema económico (Sánchez *et al.*, 2019).

Bajo el enfoque económico clásico, se prevé que la escasez de recursos ambientales podría resolverse por el desarrollo tecnológico, asumiendo que la capacidad de carga y la provisión de recursos es infinita (Osorio-Múnera y Correa-Restrepo, 2012). Sin embargo, se ha llegado a cuestionar algunos planteamientos básicos de la economía ambiental incluyendo la abundancia de los recursos naturales (Labandeira *et al.*, 2007). Si bien algunas otras funciones ambientales llegan

a considerarse como recursos económicos, como la captación de CO₂, aún no hay mercados bien desarrollados (Haro-Martínez y Taddei-Bringas, 2014).

Se han establecido diferencias entre los recursos naturales y los recursos económicos tradicionales. Se excluye la valoración económica de los SA de los métodos de asignación de recursos en las sociedades actuales y el mercado cuyo sistema organiza y distribuye los recursos de la sociedad, esto con el fin de lograr un bienestar que esté en función de las necesidades satisfechas (Resico, 2010).

El concepto de funcionamiento para la valoración económica es relativamente sencillo, se puede describir como una inmensa cámara de compensación en la que se llega a procesar toda la información que las personas pueden proporcionar referente a las preferencias y posibilidades de la cual van a surgir señales del valor de las cosas (Lomas *et al.*, 2005).

Estas señales o precios son los que informan sobre el valor que el mercado puede otorgar a los distintos bienes y servicios, además son los que contienen la información necesaria para que la misma sociedad pueda organizarse a nivel de consumidores y productores (Ordoñez de Haro, 2009).

Al excluirse la mayoría de las funciones de los ecosistemas, estas funciones llegan a carecer de un precio para el mercado por lo que la sociedad llega a interpretar que dichas funciones carecen de valor (Murillo-Urrutia, 2003). Sin embargo, no debe excluirse que el ecosistema proporciona servicios que son importantes para satisfacer necesidades básicas como el agua y captura de carbono (Renner, 2019).

Valoración económica de los Servicios Ambientales

Cuando se busca considerar la valoración económica de los SA es necesario que se estipulen los costos de producción y consumo, ya que en economía las medidas de valor monetario se basan en lo que la gente quiere (Ojeda *et al.*, 2008). Considerando esta noción de valor económico, se infiere que una persona está dispuesta a dar una cantidad de dinero para intercambiarlo por un bien, como una justa medida del valor relativo que la persona le da a éste (Ojea *et al.*, 2012); principio que puede aplicarse a bienes con y sin un mercado establecido.

El consumidor está dispuesto a pagar (DAP) o Dispuesto a aceptar (DAA) por los diversos cambios que existen en los SA (Arabomen *et al.*, 2019), por lo que la elección entre varias alternativas está orientada hacia sus preferencias (Glenk, 2011), las cuales son resultado de la evaluación comparativa en la que un individuo prefiere el servicio A en lugar del B (Hökby y Söderqvist, 2003).

De acuerdo con la teoría del consumidor, las preferencias individuales son representadas por una función de utilidad (Taye *et al.*, 2018), por una parte, el conjunto de bienes de mercado es representado por $x = [x_1, x_2, \dots, x_n]$ y el de SA por $z = [z_1, z_2, \dots, z_n]$. Entonces la función de utilidad puede expresarse como una conjunción de la función de ambos grupos, es decir: $u = u(x, z)$. Por lo que, el consumidor busca maximizar su utilidad bajo las restricciones de presupuesto (m) y conjunto de precios $p = [p_1, p_2, \dots, p_n]$, siendo así que la elección de servicios debe cumplir con esta condición, de tal manera que la expresión sería Maximizar $u(X)$ sujeto a: $P, X, Z = m$.

Si hay un cambio en alguna de las variables correspondientes a la función anterior, por ejemplo, la cantidad de bienes y servicios, esto se verá reflejado en la utilidad, por lo que el consumidor debe decidir si dispone de una mayor o menor cantidad de un servicio sea “x” o “z” lo que le causaría una mayor o menor utilidad pasando de u_0 a u_1 , causando una variación compensatoria (VC) (Goel, 2013).

Por el contrario, si hay un cambio potencial en la cantidad de bienes y servicios en la que el consumidor disfrute la misma cantidad de bienes y servicios, se ocasiona un aumento o disminución en la utilidad de u_0 a u ; esta medida de cambio es llamada variación equivalente (VE) (Carmenza-Rozo, 2011).

La curva de demanda (Figura 1) indica que el consumidor se encuentra dispuesto a pagar P_1 por Q_1 , siendo que con las primeras unidades se está dispuesto a pagar un precio más alto, por lo que la cantidad que realmente paga el consumidor se encuentra comprendida por los puntos Q_1 y el precio de mercado P_1 . El excedente del productor sigue la misma lógica de oferta y demanda, sin embargo, para determinar el beneficio que obtienen los vendedores, por participar en el mercado, se debe tomar en cuenta el ingreso que obtiene el ofertante por la venta de un servicio o bien menos el coste de producirlo (Rahim *et al.*, 2012).

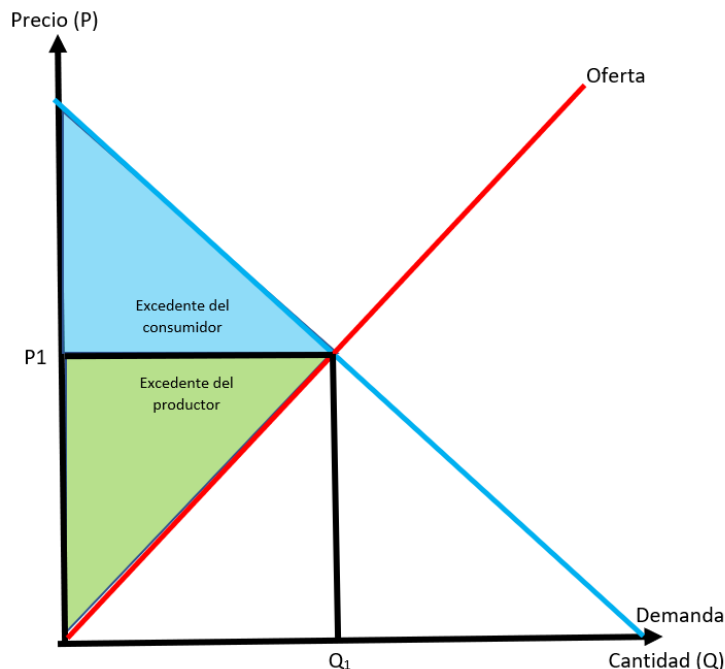


Figura 1. Curva de oferta y demanda

Al considerar la oferta y la demanda, la cantidad de SA y la DAP o DAA tienen una relación estrecha tal como se puede observar en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Matriz de cambios y resultados producto de la oferta y la demanda, la cantidad de SA y la DAP o DAA.

Cambio en la provisión del servicio	Resultado del cambio	DAP o DAA	Medida del bienestar
Mayor cantidad del servicio	Mejora del bienestar (mayor utilidad)	DAP por la mayor cantidad del servicio	VC
Misma cantidad del servicio	Mejora del bienestar (mayor utilidad)	DAA por renunciar a la mejora	VE
Misma cantidad del servicio	Pérdida del bienestar (menor utilidad)	DAP para evitar empeorar el servicio	VE
Menor cantidad del servicio	Pérdida del bienestar (menor utilidad)	DAA por la menor cantidad del servicio	VC

Nota: SA= Servicios ambientales; VC= Variación compensatoria; VE= Variación equivalente, DAP= Disposición a pagar y DAA= Disposición a aceptar

La VC se puede observar en la Figura 2 partiendo de Z_0 a Z_1 en donde Z representa un servicio público como los SA, siendo así que si se pasa de 0 a 1 incrementa este servicio y un pago nos devuelve al bienestar original U_0 pero con una provisión de Z_1 por lo que el VC es la cantidad compensatoria que nos deja indiferentes entre disfrutar el bien público Z_1 , pagando una cantidad monetaria para obtenerlo contra quedarse en Z_0 , sin pagar absolutamente nada.

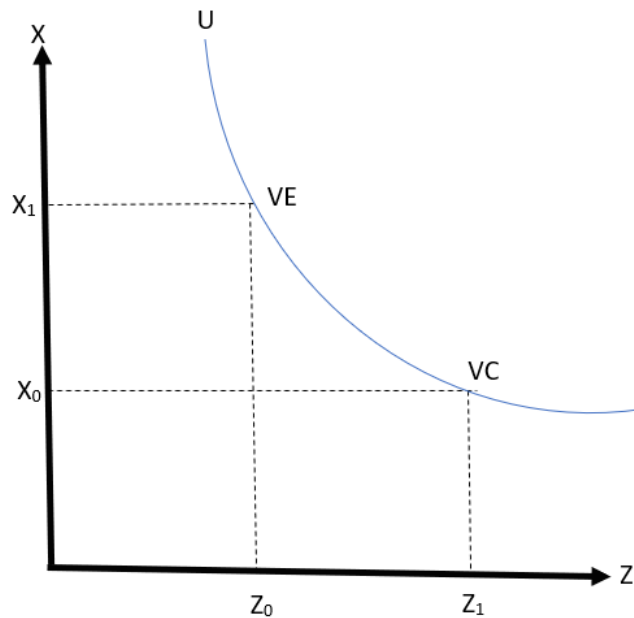


Figura 2. Variación compensatoria y variación equivalente

Esta mejora en la provisión de los SA puede ser vista también desde la VE, ya que, a diferencia del caso anterior, se presentan cambios en la provisión del servicio que no llega a concretarse, es decir partimos de Z_0 y evaluamos los cambios potenciales a Z_1 , siendo que la VE es la cantidad de dinero que nos deja indiferentes entre realizar el cambio de Z_0 a Z_1 .

Los SA implican una serie de atributos funcionales de los ecosistemas que benefician directa o indirectamente a los seres humanos (Ernstson, 2013). Esta dependencia del hombre hacia los ecosistemas se hace notar invariablemente en las economías de subsistencia íntimamente ligadas al entorno (Gómez-Baggethun y de Groot, 2007).

En términos económicos, el capital natural tiene una contribución directa en la economía ya que provee los insumos necesarios para satisfacer algunas de las necesidades del hombre (Fernández y Gutiérrez, 2013). Un aprovechamiento sustentable de los recursos naturales permite la

continuidad de los ecosistemas al contribuir al funcionamiento óptimo de sus componentes (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2018).

Los SA se consideran bienes públicos caracterizados por dos propiedades: No exclusividad y no rivalidad. Mientras la primera hace referencia a que, si el bien se ha producido, no es posible evitar que nadie lo consuma, la segunda indica que, si una persona consume un bien, no reduce el consumo para otras (Pérez-Torres, 2016).

Los bienes comunes tienden a ser considerados como un problema de libre acceso por parte de un colectivo, cualquiera puede apropiarse de sus beneficios, entonces el colectivo buscará el beneficio máximo posible trayendo como consecuencia el deterioro de los recursos naturales o de los ecosistemas (Field y Field, 2003; Gatzweiler, 2006).

Cabe destacar que a través del tiempo, los SA han sido categorizados de diferentes maneras, por ejemplo, Blanco *et al.* (2019) realizaron una clasificación descriptiva dividiéndolos en renovables, no renovables, de estructura, servicios bióticos, de información, culturales y sociales; a su vez, Fisher *et al.* (2009) los clasificaron por función obteniendo así servicios de producción, hábitat, regulación y de información; sin embargo, la clasificación más aceptada es la realizada por la (Millennium Ecosystem Assessment [MAE], 2005), la cual comprende los siguientes aspectos:

- **Soporte:** están compuestos por la estructura y funciones ecológicas esenciales para ofrecer SA.
- **Provisión:** comprende bienes tangibles que integran la biodiversidad o los elementos abióticos de un ecosistema, y que a su vez proveen beneficios directos para el consumo.
- **Regulación:** son los procesos naturales que ocurren entre los diversos componentes de la biodiversidad, ayudando así a mantener el equilibrio de los ecosistemas.
- **Culturales:** son beneficios no materiales que la sociedad obtiene de los ecosistemas, a través del conocimiento, interacción e interpretación de los elementos de la naturaleza, y su relevancia como símbolos espirituales, religiosos, culturales y de recreación.

Métodos de Valoración de SA

Para la economía, los sistemas de valor utilizados en los SA pueden diferenciarse entre valor intrínseco, el cual se encuentra ligado a un componente natural por el sólo hecho de existir, y el valor instrumental, derivado de la satisfacción de las diversas necesidades humanas en el bienestar económico (Olander *et al.*, 2018). Por lo que cualquier SA puede tener un valor instrumental siempre que exista una demanda o satisfaga una preferencia y, por tanto, el valor monetario se puede calcular con base en la intensidad de esa preferencia y de la escasez de un servicio (Li *et al.*, 2017). Estos valores pueden ser divididos en valores de uso y no uso (Figura 3) (Marre *et al.*, 2015).

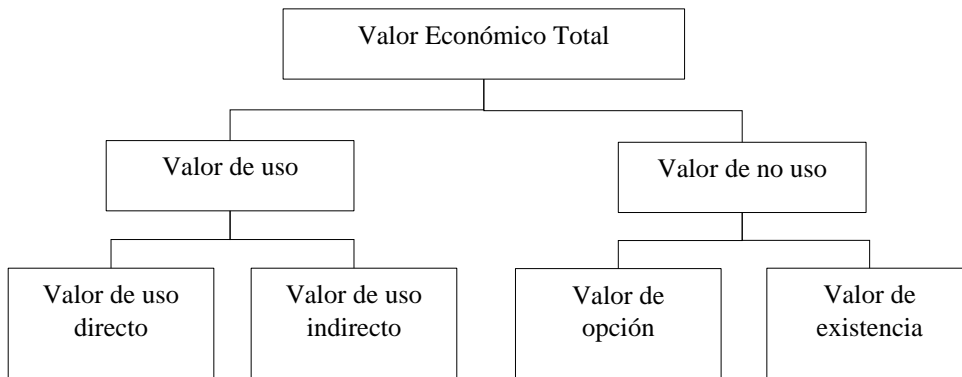


Figura 3. Valoración económica de los bosques. Fuente: Pearce (1992).

Los valores de uso son aquellos que se encuentran relacionados directamente con la utilización de un recurso con el fin de satisfacer una necesidad (Marre *et al.*, 2015), estos valores se pueden diferenciar en: (a) directos, los cuales incluyen actividades comerciales como la producción de insumos a partir de recursos naturales, (b) indirectos, como lo son la mayoría de las diversas funciones ecológicas que los ecosistemas proveen y se derivan principalmente de proteger o sostener actividades de importancia económica que tienen beneficios cuantificables por el mercado, (c) de opción, el valor que hace referencia para utilizar posteriormente un recurso y (d) de existencia (Lan *et al.*, 2015).

Los valores de no uso implican que a pesar de que no exista una utilización del recurso (Wei *et al.*, 2015), es posible que sea valioso para quienes no lo estén usando y se clasifican en dos formas: (a) de existencia, el cual indica que un ecosistema puede ser apreciado por la sociedad sin que sea utilizado directa o indirectamente, sin embargo, valoran el hecho de que exista en determinadas

condiciones y su degradación implica una pérdida de bienestar, y (b) el valor de legado hace referencia al hecho de que se puedan aprovechar en el futuro diversos recursos naturales (Dutton *et al.*, 2010).

Existen diversas clasificaciones sobre las metodologías de valoración ambiental, principalmente diferenciadas por el origen de la información (Qu *et al.*, 2016). Por ejemplo, las metodologías de valoración directa se encuentran basadas en los valores de mercado, mientras que las de valoración indirecta tienen su origen en las preferencias reveladas, a su vez, las de valoración contingente tienen su base en las preferencias declaradas (Dixon, 1988). La diferencia radica en el tipo de datos que se utiliza para estimar los valores ya que los primeros hacen una estimación basándose en el valor que los individuos dan al recurso ambiental hidrológico analizando los comportamientos de los mercados reales, mientras que los segundos y terceros infieren el valor económico a través de mercados virtuales tomando en cuenta los datos de las elecciones que hacen los individuos (Mogas, 2004). A continuación, se describen diversos métodos de valoración de SA.

Método de los costos evitados: Este método tiene su base en la intervención de los bienes ambientales durante el proceso de producción de otros bienes, como por ejemplo la calidad de agua que llega requerir algún sector en específico. Si se llega a detectar que no se cuenta con la calidad requerida se deberán adquirir los insumos necesarios para satisfacer el suministro con los estándares necesarios, este gasto puede dar una idea sobre el valor económico del servicio ambiental con el que se encuentra relacionado (Ruiz-Avilés *et al.*, 2001).

Método del costo de viaje: Hace referencia al valor de los lugares recreativos y su principio básico es el costo generado al viajar hasta el sitio, por lo que se puede interpretar como la disposición de pago por visitar el lugar. Este método se puede utilizar por ejemplo para asignar un valor a cualquier atributo cultural y recreativo de una cuenca hidrológica como el ecoturismo, ya que utiliza como indicador el valor de uso de los bienes ambientales y el valor del excedente neto del consumidor. El método se puede dividir en tres etapas, la primera es la obtención de la información de los individuos que visitan el área de valoración, la segunda es evaluar la demanda para visitar el área y la disposición a pagar por ella; finalmente, la última etapa se enfoca en obtener el indicador correspondiente para asignar un valor al área (García *et al.*, 2001).

Método de precios hedónicos: Es utilizado para calcular el valor económico de bienes y servicios del ecosistema que llegan a afectar los precios del mercado. Parte del mismo supuesto que el método de costo del viaje, haciendo referencia a las funciones de utilidad. Este método evalúa al SA como una característica o atributo de un bien privado, ya que parte del supuesto en el cual se considera que los bienes que se comercian en el mercado poseen un conjunto de características y atributos que no es posible adquirir por separado. Se les considera bienes “multiatributo” ya que tienden a poseer diferentes valores que satisfacen varias necesidades al mismo tiempo, por lo que al comprar un bien no solamente se satisface una necesidad, también que se adquiere con el objeto de obtener un determinado nivel de calidad de vida (Cristeche y Penna, 2008).

Método de valoración contingente: Este método tiene una diferencia sustancial ya que es el único que es directo o hipotético, tiene como objetivo que las personas realicen declaraciones sobre la preferencia que tienen sobre un servicio ambiental en particular, en vez de realizar una estimación del valor con base en las fluctuaciones del mercado real, asimismo, este método es el único que permite calcular el valor económico total de un servicio ambiental. Lo anterior, debido a que es posible hacer estimaciones de valores de uso y no uso, además de ser una metodología útil a los fines de comparación. Por lo anterior, se puede llegar a tomar como un método controvertido. Dentro de la aplicación de este tipo de método generalmente se estima la demanda de un bien que no posee un mercado donde pueda ser sustituido o complementado por un bien privado; sin embargo, teóricamente este método es aplicable a todos los casos de valoración ambiental (Cristeche y Penna, 2008).

Método de costo de oportunidad: Este método forma parte de las metodologías de valoración directa, se encuentra orientado a el costo – beneficio; se basa en los costos de la utilización de un recurso para diversas actividades que no poseen un precio de mercado establecido, por lo que puede ser estimado utilizando diversas variables de aproximación sobre el ingreso que no es recibido o se está perdiendo por dejar de utilizar el recurso en otros usos alternativos que si poseen precio de mercado (Izko y Burneo, 2003).

Para la presente investigación se consideró utilizar el método de valoración contingente ya que es un modelo integral que analiza la información de manera que toma en consideración las valoraciones y alternativas para la toma de decisiones en la zona de estudio, estas expresiones de valor se consideran contingentes ya que parten de una situación hipotética.

Estudios de caso de valoración económica de SA

Diversos estudios de caso han abordado la valoración económica de los SA hidrológicos, para ello se han aplicado distintos métodos y enfoques.

Por ejemplo, en el programa de pago por SA hidrológicos en la región Izta-Popo, Martínez-Cruz *et al.* (2010) evaluaron la percepción de los participantes del PSA hacia el programa y el costo de mantener el servicio ambiental a través del método de valoración contingente, encontrando así que los beneficiarios del programa han generado una actitud positiva hacia la conservación y poseen conocimiento sobre la valoración económica de los SA. Por su parte, Cabrera-Murrieta (2012) desarrolló una valoración de los servicios ecosistémicos desde la perspectiva de la economía ecológica a través del método de costo de viaje en la reserva de la biosfera de la Isla San Pedro Mártir, mientras Acuayte-Valdes (2011) elaboró una valoración económica a través del método de valoración contingente del Río San Bernardino, Texcoco, como belleza natural y recurso hídrico.

Existen diversos equipos de investigación que están desarrollando aplicaciones de la economía de recursos naturales y la economía ambiental. Dentro del sector institucional, como en la academia, se puede mencionar el análisis a estudios de caso en la venta de servicios ambientales forestales y su valoración (Burstein *et al.*, 2002).

Programa de Pago por SA

Después de Costa Rica, México se considera como un país líder en el desarrollo de mecanismos de pago por servicios ambientales (PSA) en Latinoamérica ya que en 2003 inició con el Programa de PSA Hidrológicos (PSAH) cuyos fondos se obtienen de los aprovechamientos de las aguas nacionales (Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], 2010).

Este programa se centra en el pago a propietarios de terrenos forestales que lo soliciten cuyo fin es la conservación de los bosques en áreas hidrológicamente importantes. La operación de este programa le corresponde a la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) quien a través de los años ha ido modificando el funcionamiento de éste (FONAFIFO *et al.*, 2012).

Desde su creación en 2003, el PSAH-CONAFOR ha ido evolucionando, sufriendo modificaciones tanto en el diseño como en la aplicación, llegando a tener diferentes modalidades como Pago por SA Hidrológicos, Conservación de la Biodiversidad, Selva Lacandona, y Fondos Concurrentes

(Burstein *et al.*, 2002). Este último, es de los esquemas que más sobresalen del programa y tiene por objetivo establecer pagos por SA promoviendo la conjunción de recursos financieros y operativos de la CONAFOR y partes interesadas en aportar recursos económicos; logrando con participación privada diversificar las fuentes de financiamiento en la conservación de los ecosistemas forestales (CONAFOR, 2019).

El programa de PSA, establecido por el gobierno federal, tiene sus orígenes en las modificaciones legislativas aplicadas a la Ley Federal de Derechos 2003. Inició su operación con recursos obtenidos de la recaudación de los derechos de explotación, uso o aprovechamiento de aguas nacionales por distintos usuarios municipales y organismos operadores. El recurso destinado para este programa fue administrado por el Fondo Forestal Mexicano (SEMARNAT, 2003).

Debido a una gran participación en el sector forestal durante el primer año, la CONAFOR, a través del Diario Oficial de la Federación (2004), publica al año siguiente, las Reglas de Operación (RdO) para el otorgamiento de pagos del Programa (SEMARNAT, 2004).

Posteriormente, las RdO del programa de PSA se integran como componente a las Reglas de Operación Únicas (ROU) del programa ProÁrbol teniendo diferentes modalidades como lo son Hidrológicos, Captura de Carbono, Biodiversidad y elaboración de proyectos (CONAFOR, 2010).

Durante 2007, la CONAFOR, a través de la Gerencia de SA del Bosque, realizó un análisis buscando atender puntos críticos en el establecimiento de mecanismos del PSA, esto la llevo a identificar y establecer condiciones que se deben considerar para la evolución del programa destacando los puntos siguientes (Perevochtchikova, 2014):

- Las condiciones particulares presentadas en cada región del país causan diferentes variaciones lo que impacta en los costos de oportunidad, por lo que un pago estandarizado es insuficiente para establecer un monto adecuado a nivel regional (González- Guillén *et al.*, 2008).
- No existe una suficiencia de recursos económicos para establecer el programa en todas las áreas importantes que proveen SA, lo que hace necesario explorar otras alternativas de financiamiento (Herbert *et al.*, 2010). Aunque en el país existen esfuerzos locales para conservar la provisión de SA, estos no se atienden de manera directa provocando que pueda disminuir el impacto (SEMARNAT, 2016).

- Es poco probable eliminar las fallas de mercado las cuales están directamente relacionadas con las condiciones que generan mecanismos locales, por lo que existe la factibilidad de buscar acuerdos interinstitucionales que podrían funcionar como actores que intervengan en la retribución económica “adecuada” para las diferentes zonas del país (CONAFOR, 2017).
- Finalmente, como resultado del análisis y experiencias del apoyo del PSA, la CONAFOR implementa un programa para impulsar a los mecanismos locales de pago a través de los “Lineamientos para promover el mercado de los SA hidrológicos a través de fondos concurrentes” (CONAFOR, 2010).

Este nuevo esquema pretendía involucrar directamente a los usuarios de SA como actores de suma importancia para el establecimiento de estos mecanismos, incentivando la intervención y el establecimiento de acuerdos contractuales con los proveedores; resultando fuentes de financiamiento a nivel local (Bauche, 2012).

La CONAFOR (2012) estableció una estrategia que tuvo como base dos componentes de apoyo que buscan atender múltiples condiciones y oportunidades para establecer y desarrollar mecanismos de PSA: Programa Nacional de PSA y el Fondo Patrimonial de Biodiversidad.

- (1) Programa Nacional de PSA: este apoyo se otorga bajo una convocatoria nacional en la que se asignan los pagos a los proveedores de SA que se encuentran en zonas elegibles establecidas por la CONAFOR.
- (2) Fondo Patrimonial de Biodiversidad: este apoyo está dirigido a áreas con presencia de biodiversidad de importancia global basado en un fondo de carácter patrimonial, el cual estuvo constituido inicialmente por las aportaciones del gobierno federal y el *Global Environmental Facility*, Programa de Mecanismos Locales de Pago por Servicios Ambientales a través de Fondos Concurrentes. Este apoyo busca realizar aportaciones donde existen actores interesados en establecer mecanismos de pago locales, donde deben aportar al menos un 50% de recursos y desarrollar capacidades propias para operar localmente.

A partir del 2016, la CONAFOR determinó que todos los conceptos de apoyo del PSA se integren a las RdO del Programa Nacional Forestal, por lo que los lineamientos que rigen a los Mecanismos

Locales de PSA, a través de Fondos Concurrentes, ahora operarán bajo los criterios técnicos del Componente de SA (Nava-López *et al.*, 2018).

Funcionamiento hidrológico y provisión de SA

Rendón-Díaz-Mirón y Hidalgo-Toledo (2003) definen a las cuencas como unidades de territorio en donde funciona la combinación de un subsistema hídrico que produce agua, simultáneamente con los sistemas ecológicos, económicos, sociales y políticos.

En una cuenca se producen bienes y servicios ambientales que son demandados por las poblaciones localizadas en su territorio, por lo que los beneficios son fruto de las funciones inherentes a los ecosistemas (Rendón-Díaz-Mirón y Hidalgo-Toledo, 2003). La importancia de la cuenca radica en la forma en la que el agua circula, y el conocimiento que existe para delimitar las zonas con mayor captación de agua a fin de considerarlas para generar un esquema de PSA (Chafla y Cerón, 2016).

La cuenca hidrográfica es un área en la que se pueden distinguir tres zonas funcionales relacionadas a las características topográficas del medio: cuenca alta, media y baja. Las cuales pueden influir en los procesos hidrometeorológicos y en el uso de sus recursos (Llerena, 2003).

Un cambio en los usos de la tierra tiene un efecto en los elementos del ciclo hidrológico presentes en una cuenca (Zhang *et al.*, 2013), como puede ser en la precipitación, las temperaturas, evapotranspiración, infiltración y escurrimiento (Nieschulze *et al.*, 2009; Nainar *et al.*, 2018). Los cambios en los usos de la tierra modifican los aspectos estructurales de la vegetación y el funcionamiento de los ecosistemas, lo que puede causar una reducción en la disponibilidad de agua (Phung *et al.*, 2019). Por ejemplo, cuando existe una precipitación de intensidad alta en una zona de remoción de cobertura vegetal, se tiene como consecuencia un efecto de sellado en el suelo, lo que reduce significativamente la capacidad de infiltración del mismo y, por tanto, la escorrentía se vuelve mayor (López-Moreno *et al.*, 2014).

Las alteraciones en el ciclo hidrológico tienden a variar en función de los cambios en los usos de la tierra (Sajikumar y Remya, 2015), por ejemplo, la transformación de terrenos forestales en terrenos agrícolas de riego ocasiona un aumento en la evapotranspiración, contrariamente, si el cambio ocurre hacia un suelo de uso pecuario, se favorece su compactación y el aumento de sedimentos en la escorrentía (Shresth *et al.*, 2020).

Área de estudio

El área de estudio se ubica en la subcuenca hidrográfica del Río Pixquiac, en el estado de Veracruz, México, donde actualmente operan un proyecto de Mecanismos Locales de Pago por SA a través de Fondos Concurrentes integrado por la CONAFOR y el gobierno Municipal (Figura 4).

Para la provisión de agua, la ciudad de Xalapa, Veracruz depende de dos subcuencas: la del Río Huitzilapan y la del Río Pixquiac (García-Coll, 2019), que pertenecen a la cuenca alta del Río la Antigua; a diferencia del agua proveniente del Huitzilapan, la del Río Pixquiac es de alta calidad fundamentalmente por la ausencia de localidades y drenajes río arriba, respecto a la red de presas derivadoras en las que se capta el agua para la ciudad de Xalapa (Vidriales-Chan y Fuentes-Martínez, 2017).

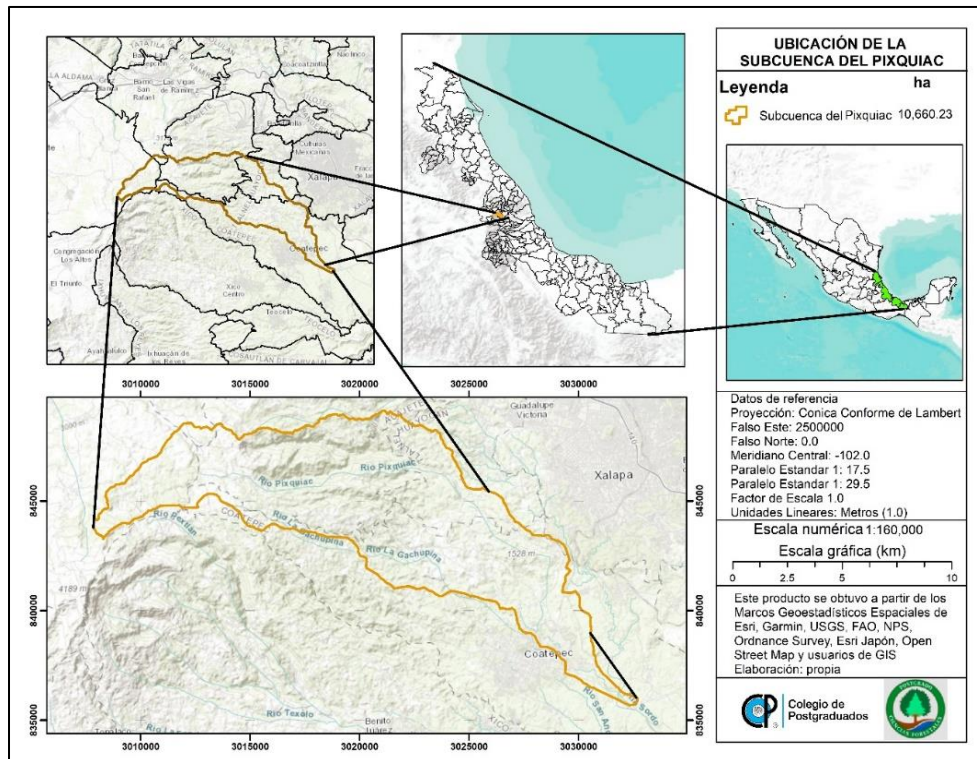


Figura 4. Mapa de ubicación de la subcuenca del Río Pixquiac.

Aspectos biofísicos

La subcuenca del Río Pixquiac tiene una superficie de 10,660.23 ha y una longitud de 30.27 km. Se ubica en la ladera de barlovento del Cofre de Perote, expuesta a vientos cargados de humedad

provenientes del Golfo de México; su variación altitudinal va desde los 1,040 hasta los 3,740 m (García-Coll *et al.*, 2017).

La vegetación predominante en esta zona es: cafetales bajo sombra, bosque mesófilo de montaña, bosques de pino-encino y coníferas en la parte más alta de la subcuenca (Figura 5), por lo que la superficie con cubierta forestal alcanza cerca del 50%, el otro 50% es dedicado a actividades agropecuarias o a viviendas (García-Coll *et al.*, 2008).

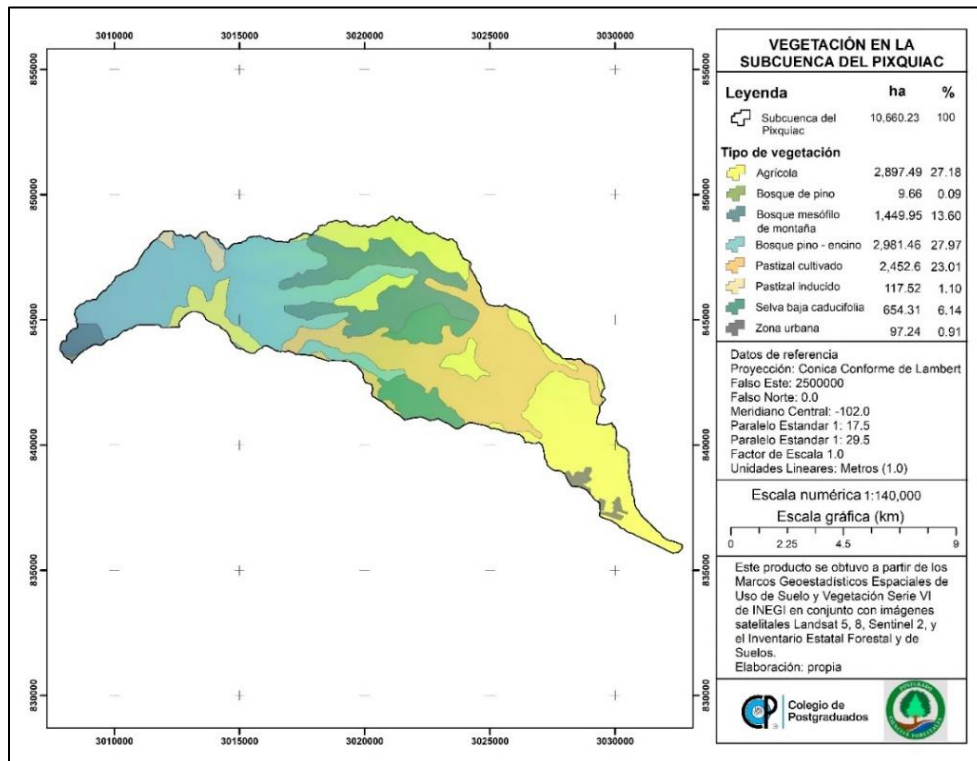


Figura 5. Mapa de vegetación en la subcuenca del Río Pixquiac.

Los bosques mesófilos de montaña presentes en la subcuenca del Río Pixquiac representan uno de los relictos más importantes de este ecosistema en el estado de Veracruz, en parte, debido al buen estado de conservación y a su conectividad con otros ecosistemas forestales dentro y fuera de la subcuenca (Gual-Díaz y Rendón-Correa, 2017). Dentro de la subcuenca, estos bosques se encuentran desde los 1,200 hasta los 2,700 m de altitud, sin embargo, la vegetación que los compone no es homogénea, sino que presenta distintas especies y asociaciones de especies dependiendo del piso altitudinal en que se encuentren (Muñoz y Gerez, 2008).

La subcuenca del Río Pixquiác ha sido zonificada en tres áreas (Figura 6): zona alta, media y baja, de acuerdo con sus características topográficas, climáticas, de vegetación y por su funcionalidad como cuenca: zona de recarga, zona de tránsito y zona de salida (Paré y Gerez, 2012).

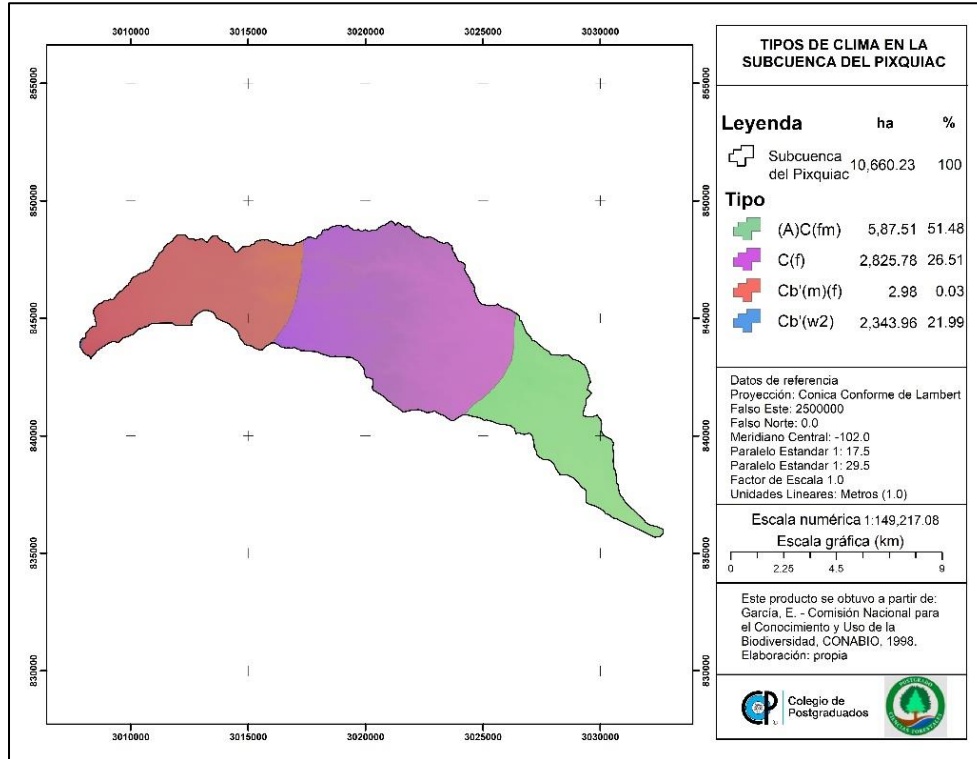


Figura 6. Mapa de zonificación de la subcuenca del Río Pixquiác.

Desde el punto de vista hidrológico, esta subcuenca es de montaña alta con una densa red de drenaje. La relación entre los cauces de agua y la superficie total propicia que exista una capacidad mayor para coleccionar el agua de lluvia ya que tiene en promedio una red de escurrimiento de 3.95 km/km² de acuerdo a Paré y Gerez (2012).

En la zona de mayor altitud predominan escurrimientos temporales y efímeros de primer y segundo orden, caracterizados por una alta fragilidad ante modificaciones de sus cauces que se encuentran poco consolidados. A partir de la zona media aparecen cauces de ríos más estables, aunque sujetos a procesos de sedimentación provocados por la deforestación y erosión aguas arriba, además de eventos climáticos extremos como huracanes y sequías (Paré y Gerez, 2012).

En la parte media de la subcuenca hay mayores precipitaciones con un promedio anual de 1,800 a 2,000 mm, condición que se suma a las fuertes pendientes en laderas deforestadas lo que provoca

derrumbes y deslizamiento de tierras y que se presentan con mayor frecuencia y abundancia en las temporadas de lluvia (Muñoz-Villers *et al.*, 2016).

Respecto al clima (Figura 7), de acuerdo con la clasificación Koppen modificado por García, en la parte alta de la cuenca predomina el clima Cb'(m)(f) el cual es semifrío, húmedo con temperaturas medias anuales que oscilan entre los 5° C y los 12° C, mientras que, en la parte media predomina el clima C(f) el cual es templado húmedo con temperaturas medias anuales entre los 12 °C y los 18 °C. Sin embargo, en la parte baja de la cuenca el clima dominante es (A)C(fm) semicálido húmedo con una temperatura media anual mayor a los 18 °C.

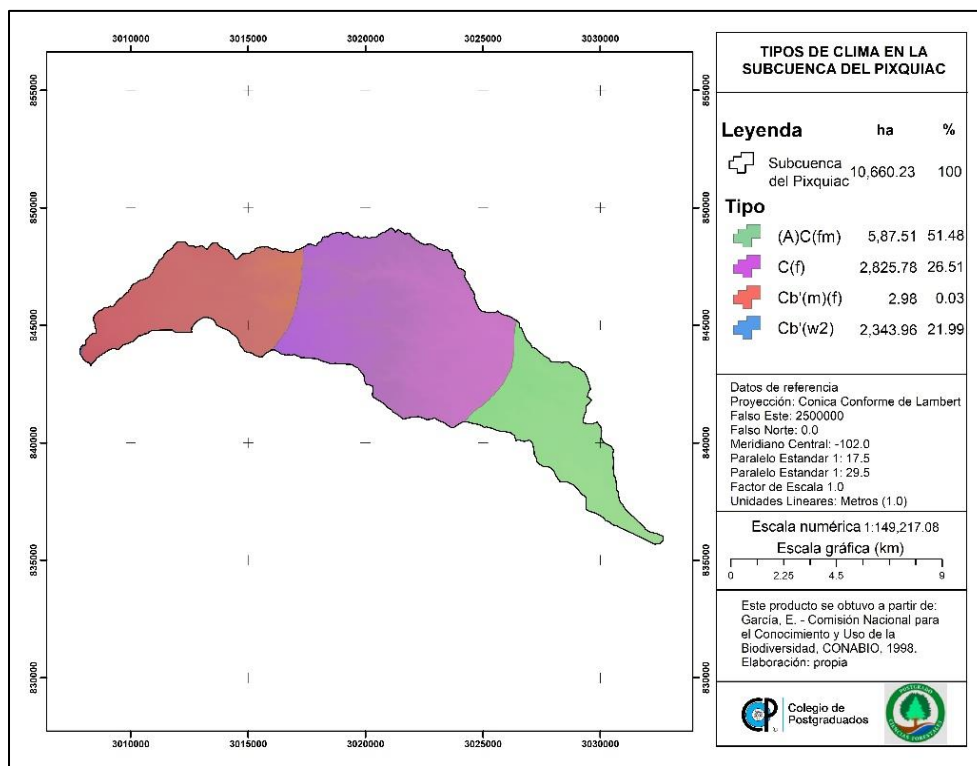


Figura 7. Mapa de los tipos de clima en la subcuenca del Río Pixquiatic.

La constitución geológica de la subcuenca (Figura 8) es preponderadamente volcánica con rocas andesitas, toba, básica y brecha volcánica intermedia, las cuales resisten de manera diferenciada los procesos de erosión (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2010).

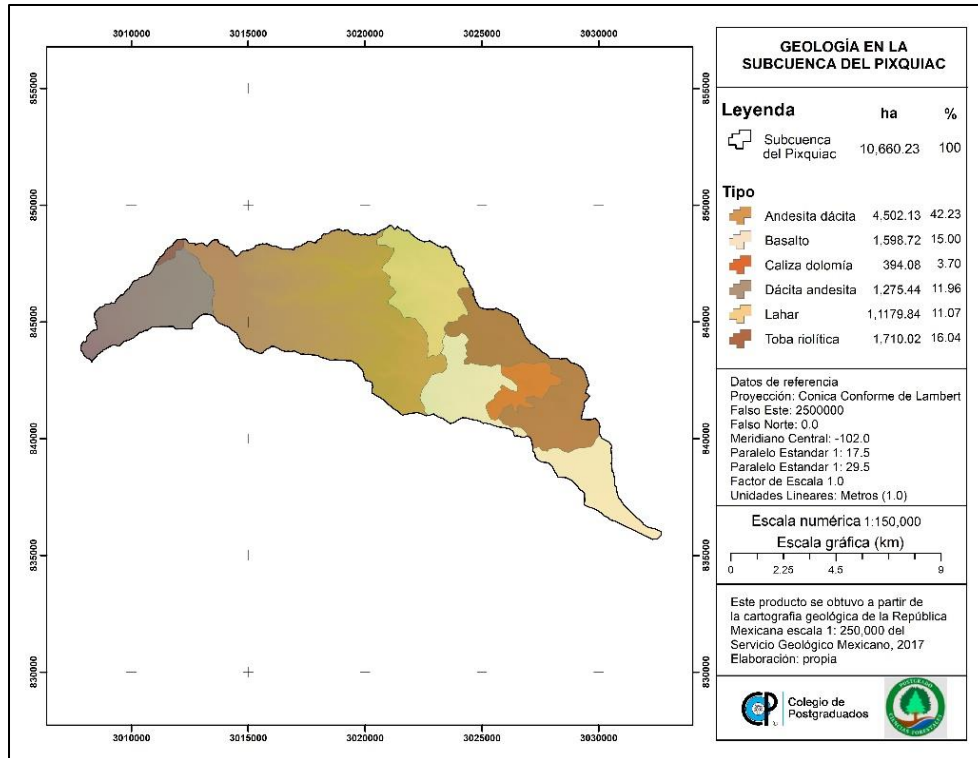


Figura 8. Mapa geológico en la subcuenca del Río Pixquiatic.

El 86.47% de la subcuenca se encuentra cubierta por suelos tipo Andosol que tienen como características un potencial amplio para retener humedad ya que son capaces de contener hasta 150% más agua que su peso, mientras que un 13.53% se encuentra cubierto por suelos tipo Alisol (Figura 9) (Williams-Linera, 2007).

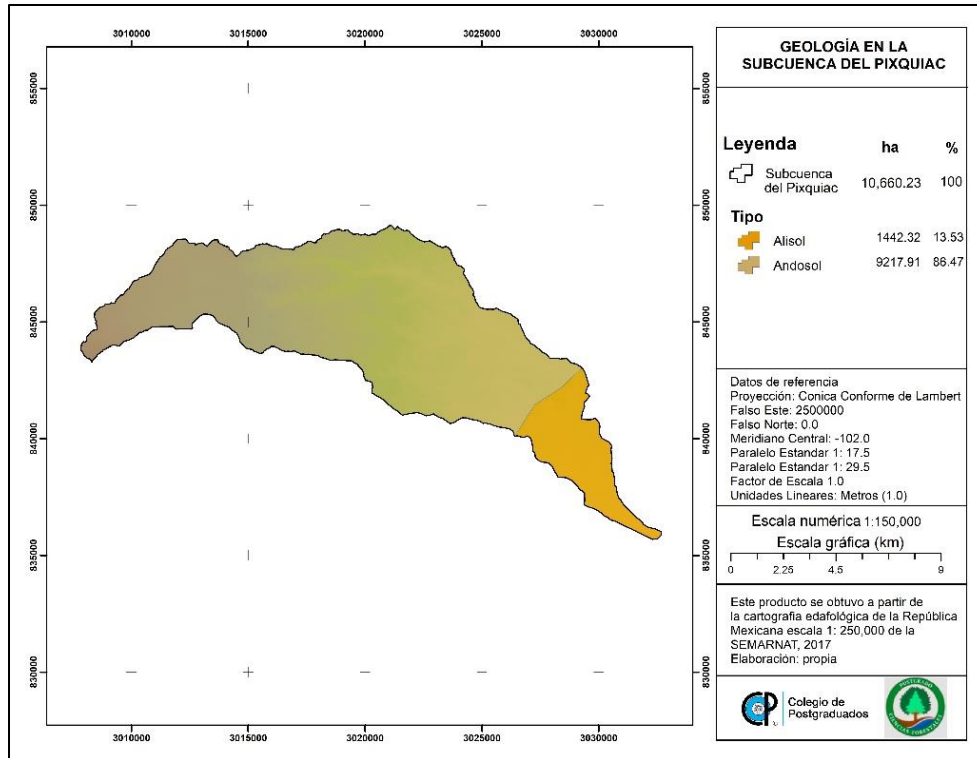


Figura 9. Mapa edafológico en la subcuenca del Río Pixquiac

Aspectos socioeconómicos

De acuerdo con INEGI (2012), dentro de la subcuenca del Río Pixquiac residen 7,800 habitantes distribuidos en 56 localidades que abarcan los municipios de Coatepec, Acajete y Tlanguayocan ubicados en la zona baja y media. En la parte alta solo existe una localidad asentada llamada el Rosario perteneciente al municipio de Coatepec, la cual cuenta con una población de 250 personas.

En la parte baja se concentra el 69% de la población (5,535 hab.) asentados en 29 localidades de las cuales, 13 son urbanas y semiurbanas, y el resto, rurales (INEGI, 2010).

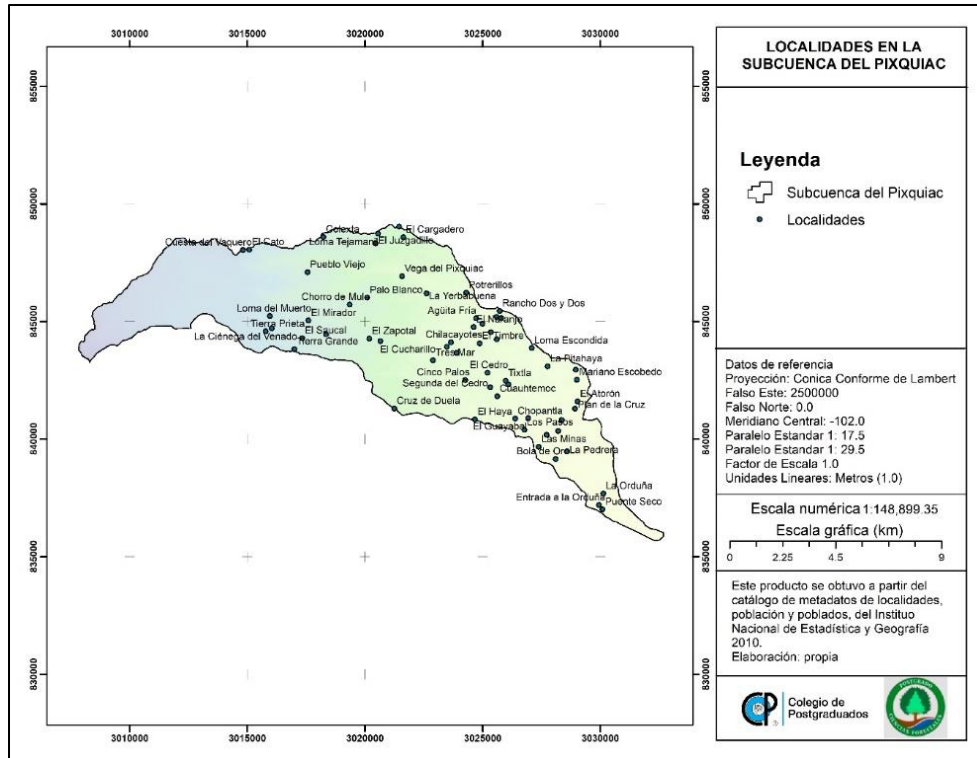


Figura 10. Mapa de localidades en la subcuenca del Río Pixquiatic.

En la subcuenca la emigración es permanente, ya que las personas se trasladan de sus localidades hacia las ciudades más cercanas en busca de mejores oportunidades de empleo en la zona conurbada.

De acuerdo con el Consejo Nacional de Población (CONAPO) (2000), en las comunidades de la subcuenca del Río Pixquiatic predominan las zonas de alta y muy alta marginación, además, la población en general presenta ingresos económicos de dos salarios mínimos o menores.

Las comunidades de la parte alta y media cuentan con una telesecundaria en el poblado del Encinal, mientras que la educación básica se encuentra a cargo del Consejo Nacional de Fomento Educativo. En la parte baja, la educación primaria se encuentra bajo responsabilidad de la Secretaría de Educación de Veracruz (INEGI, 2012).

Existe solo un plantel de educación medio superior dentro de la subcuenca el cual es un bachillerato técnico localizado en la entrada de la ciudad de Coatepec, donde acude la mayor parte de los estudiantes de la zona media y baja.

Aunque dentro de la zona de estudio no existen planteles educativos de nivel superior, la proximidad de las localidades respecto a las zonas urbanas de Xalapa y Coatepec permite que los habitantes de las comunidades en la subcuenca tengan acceso a este nivel de estudios. Sin embargo, las limitaciones económicas muchas veces impiden que los jóvenes continúen sus estudios más allá de la secundaria.

Con relación a los sistemas de salud presentes, hay una Unidad de Atención a la Salud a cargo del Instituto Mexicano del Seguro Social ubicada en la localidad de Cinco Palos en el municipio de Coatepec. Si la situación lo amerita como en el caso de las mujeres que van a parir o alguna urgencia de gravedad acuden al Centro de Especialidades Médicas o al Hospital Civil de Xalapa (Paré y Gerez, 2012).

Respecto a las vías de comunicación, las carreteras asfaltadas solo llegan hasta las comunidades de Rancho Viejo y Cinco Palos. A partir de ahí, el camino es de terracería en la zona media para salir a la parte alta, atravesando el ejido Agua de los Pescados hasta conectar con la carretera Xalapa-Perote a la altura de la comunidad Sierra de Agua.

En la comunidad de Rancho Viejo convergen los principales caminos, por lo que este poblado se considera la entrada a la sierra, el resto de los caminos de la parte media y alta son veredas transitables a pie o a caballo (INEGI, 2010).

La tenencia de la tierra dentro de la subcuenca está constituida principalmente en propiedades particulares que abarcan 6,372.94 ha (59.39%), mientras los núcleos ejidales comprenden una extensión de 4,357.94 ha (40.61%) (INEGI, 2010).

En la zona alta de la subcuenca se realizan principalmente actividades de reforestación y conservación de bosques en terrenos localizados arriba de los 3,000 m de altitud que se ubican dentro del Parque Nacional Cofre de Perote y en las áreas aledañas. Bajo la cota 3,000 msnm existe el aprovechamiento de madera bajo un programa de manejo forestal regulado (Manson y El Haya, 2007).

Las áreas dedicadas a la agricultura dirigen sus productos al mercado local y autoconsumo producen principalmente papa y avena. La ganadería ovina y caprina tiene como fin la comercialización local (Paré y Gerez, 2012).

Las actividades económicas más representativas de la zona media de la subcuenca son la ganadería lechera, la agricultura de autoconsumo y para comercialización principalmente de los cultivos de maíz, frijol y papa; la tenencia de la tierra es ejidal y de pequeños propietarios (Paré y Gerez, 2012).

En la zona baja de la subcuenca hay presencia de fragmentos de bosque mesófilo de montaña y grandes extensiones de cultivo de café de sombra, frutales y una presencia alta de actividad ganadera principalmente lechera. La tenencia de la tierra está conformada principalmente por pequeños propietarios y una parte del ejido la Orduña (Nava-López *et al.*, 2018).

Mecanismos de pago por servicios ambientales en la subcuenca del Río Pixquiac

- El objetivo del proyecto de Mecanismos Locales de Pago por Servicios Ambientales busca consolidar instrumentos de financiamiento a través de la participación de actores locales. En este mecanismo se apoya la gestión integral de la subcuenca, a través de cuatro líneas de acción (Vidriales-Chan y Fuentes-Martínez, 2017):
- La conservación del bosque a través de la compensación de un recurso monetario y la creación de áreas privadas y ejidales de conservación.
- La restauración de suelos y acciones de reforestación, así como el mantenimiento de estas.
- La conservación activa a través de apoyo a actividades productivas sustentables que fomenten y armonicen con el cuidado de la subcuenca.
- La sensibilización ambiental y monitoreo comunitario de bosques influyendo incipientemente en aumentar y mejorar la cantidad y calidad del agua.

En 2005, la Asociación Civil Senderos y Encuentros para un Desarrollo Autónomo Sustentable (SENDAS) elaboró una primera propuesta referente a la iniciativa de Gestión compartida de la subcuenca del Río Pixquiac cuyo resultado fue un proyecto de monitoreo comunitario del agua. Al año siguiente, se realizó la primera reforestación con especies de bosque mesófilo de montaña conjuntando recursos de CONAFOR y el Ayuntamiento de Xalapa (García-Coll *et al.*, 2008).

En 2008, con la creación del programa de Mecanismos Locales de PSA a través de Fondos Concurrentes de la CONAFOR, se firmó el primer convenio de colaboración interinstitucional por un año y en 2009, se renovó dicho convenio. Para el año 2010, se refrendó el proyecto a cinco años, lo que reafirmó la participación de ambas instituciones (García-Coll *et al.*, 2008).

En 2016, se firmó un convenio de colaboración entre la CONAFOR, el Fondo Ambiental Veracruzano (FAV) y la Comisión Municipal de Agua y Saneamiento (CMAS) de Xalapa con una duración de cinco años. El objetivo fue seguir apoyando y ampliando las líneas de acción antes mencionadas, destinando los recursos otorgados por la CONAFOR y CMAS Xalapa a la conservación de los bosques (CMAS, 2016).

Los recursos otorgados por el Fondo Ambiental Veracruzano se aplicaron al desarrollo de proyectos de reorientación de las actividades productivas hacia modalidades sustentables compatibles con el cuidado y restauración de la zona. Asimismo, se financiaron actividades de sensibilización ambiental y fortalecimiento de la organización y gobernanza en torno a la gestión integral de la subcuenca (CMAS, 2016).

Actualmente, este proyecto abarca 1,040.28 ha y cuenta con una aportación total de \$8,572,860.00. Estos proveedores fueron seleccionados acorde a la convocatoria emitida por el Comité de Cuenca del Río Pixquiac (CONAFOR, 2016).

La presente investigación engloba un análisis metodológico de los cambios y conflictos de usos de la tierra en la subcuenca del Río Pixquiac, evaluando también la evolución del PSA que ha operado en la región a través del tiempo así como la valoración contingente en los usuarios y proveedores de los SA, de manera que, con este análisis se obtengan herramientas que permitan contribuir como fuente de información a los administradores y tomadores de decisiones sobre la dinámica de zonas forestales y su importancia en la región.

CAPITULO I. CONFLICTOS Y ESCENARIOS FUTUROS DEL USO DE LA TIERRA EN UNA SUBCUENCA DEL GOLFO DE MÉXICO

1.1 RESUMEN

Identificar y contrastar los usos actuales y potenciales de la tierra permite generar políticas de manejo sobre el uso correcto e incorrecto de los terrenos forestales. Este estudio identificó y analizó conflictos originados por la dinámica de los cambios de uso de la tierra en la subcuenca del Río Pixquiac, en la región central de México, a través de redes neuronales, matrices de transición, álgebra de mapas y cadenas de Markov. Los resultados indican que del año 2002 al 2018 hubo una pérdida de cobertura forestal de 653.12 ha, además, se identificaron siete zonas de conflictos entre los usos de la tierra que abarcan una superficie de 5,299.75 ha. De seguir la tendencia, para el año 2042 se perderían 279.60 ha adicionales de cobertura forestal. Este estudio es importante en la gestión actual y planificación futura de los recursos hídricos del área de estudio.

Palabras clave: escenarios futuros; gestión del territorio; Markov; Molusce; subcuenca Pixquiac.

CONFLICTS AND FUTURE SCENARIOS OF LAND-USE IN A WATERSHED OF THE GULF OF MEXICO

1.2 ABSTRACT

Identifying and contrasting current and potential land uses allows generating management policies on the correct and incorrect use of forest lands. This study identified and analyzed conflicts originated by the dynamics of changes in land use in the sub-basin of the Pixquiac River, in the central region of Mexico, through neural networks, transition matrices, maps algebra and Markov chains. The results indicate that from 2002 to 2018 there was a loss of forest cover of 653.12 ha, in addition, seven conflict zones were identified between land uses that cover an area of 5,299.75 ha. If the trend continues, by 2042 an additional 279.60 ha of forest cover would be lost. This study is important in the current management and future planning of the water resources of the study area.

Key words: future scenarios; management of the territory; Markov; Molusce; Pixquiac sub-basin

1.3 INTRODUCCIÓN

El cambio de uso de la tierra es el proceso que mayor repercusión negativa ha ejercido sobre los ecosistemas (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services [IPBES], 2019), especialmente a causa del crecimiento poblacional disperso y desordenado (Luján-Álvarez et al., 2021). Este cambio impacta directamente a los ecosistemas a través del proceso de agregación, donde familias o comunidades pequeñas y dispersas se convierten en pueblos y ciudades contiguas más grandes (Fallati et al., 2017). Existen también cambios por la expansión de actividades agropecuarias derivado del aumento de la demanda de recursos (Ruiz-Durán et al., 2017). Los impactos directos incluyen la pérdida de hábitat, erosión del suelo y fragmentación del bosque (Suliman, 2018; Wohlfart et al., 2017). Impactos indirectos incluyen la disminución de la captura de agua, alteraciones en el microclima, fragmentación de corredores biológicos, migración de fauna, entre otros (Trisurat et al., 2016). Por ello, la protección y el manejo integrado de las zonas forestales se ha convertido en uno de los mayores desafíos que enfrenta la sociedad, especialmente en sitios cuyo uso actual de la tierra es intensivo y difiere de su potencialidad (Froese y Schilling, 2019; Castellanos-Mora y Agudelo-Hz, 2020).

El uso actual debe considerar las condiciones ambientales relacionadas con el suelo, topografía, clima y disponibilidad de agua, que pueden ser limitantes para el desarrollo de las actividades agrícolas, pecuarias o forestales (Camargo et al., 2020). No hacerlo significa generar conflictos entre usos actuales y potenciales, los cuales han conducido a diversos problemas, incluyendo la degradación de los ecosistemas (Roodposhti et al., 2019), modificación dramática del paisaje (Dislich et al., 2018; Pham et al., 2019), pérdida de biodiversidad, y cambios en los servicios que los ecosistemas forestales proveen (Koo et al., 2020). A nivel mundial, en las últimas tres décadas, la superficie deforestada promedió 5.9 millones de hectáreas por año (0.15 % del total de la superficie forestal) (FAO, 2020), en América, para el mismo periodo, la cantidad disminuida fue de 2.66 millones de ha (0.47% del total) (FAO, 2020) y en México, entre 2001 a 2018, la pérdida anual se estimó en 212,000 ha (0.05 % del total de la superficie forestal) (CONAFOR, 2020). Lo anterior, gracias a la reducción de la pérdida de cobertura forestal y al aumento de la superficie forestal en algunas zonas (FAO, 2020). No obstante, el problema de cambio de uso de suelo sigue siendo el detonador de la degradación de los ecosistemas forestales.

La dinámica del cambio de uso de la tierra varía mucho en términos espaciales y temporales. Aspectos económicos, demográficos, tecnológicos, culturales, políticos y de gestión son los impulsores del cambio que operan a nivel local y regional (Meyfroidt et al., 2018). Entender el fenómeno del cambio de uso de la tierra en términos de conflictos de uso y su tendencia resulta fundamental en la planeación del territorio y en la implementación de las estrategias de conservación de los ecosistemas forestales y sus SA (Masum et al., 2017; Galicia et al., 2018).

Actualmente existen distintos métodos y modelos para generar escenarios tendenciales y alternativos, pero uno de los más utilizados a nivel mundial es el de autómatas celulares (Gomes et al., 2021). Este modelo matemático y computacional permite describir un sistema dinámico compuesto por un conjunto de datos que adquieren distintos estados o valores (Wu et al., 2019). Dentro de sus aplicaciones, evalúa la dinámica del cambio de uso de la tierra y sus impactos a través de escenarios alternativos que contrastan distintas políticas de gestión.

La zona montañosa de la región central de Veracruz, México, además de poseer diversos valores ambientales, tiene gran importancia hidrológica a nivel local, ya que abastece de agua potable a la ciudad de Xalapa, Veracruz. Sin embargo, no se ha logrado detener el cambio de uso de la tierra en los terrenos con aptitud forestal. En consecuencia, existe una disminución en la provisión de agua, orillando a las autoridades municipales a racionar el suministro a través de tandeos en la época de estiaje. Por ello, es necesario generar información y conocimiento sobre los conflictos e impactos de uso de los terrenos y sus tendencias futuras bajo diferentes escenarios de política en su uso. Lo anterior permitiría a los tomadores de decisión planificar e implementar una gestión más ordenada del territorio dentro de la subcuenca.

El objetivo de este estudio fue explorar la generación de escenarios alternativos futuros de cambios de uso de la tierra en la subcuenca del Río Pixquiac para estimar los impactos probables de tales usos. El primer paso fue realizar, a través de imágenes de satélite, un análisis multitemporal de los conflictos de uso de la tierra durante el periodo de 2002-2018. Con esa información, se construyó un modelo espacial que simula los cambios de uso a partir de variables socioeconómicas y ambientales. El modelo fue entonces usado, asumiendo diferentes niveles de cambios de uso de la tierra, para generar una serie de escenarios de cambios futuros. Se examinaron tres escenarios futuros alternativos: Tendencial, Conservación y Desarrollo.

1.4 MATERIALES Y MÉTODOS

1.4.1 Área de estudio

La subcuenca del Río Pixquiac se ubica en la parte central de México, dentro de la cuenca Río la Antigua (Carter *et al.*, 2020), comprende parte de los municipios de Perote, Las Vigas, Acajete, Tlalnehuayocan y Coatepec; del estado de Veracruz. Cuenta con una superficie de 10,660.23 ha y una extensión longitudinal de 30.27 km. Está ubicada en la ladera de barlovento del Cofre de Perote, cuya variación altitudinal oscila entre 1,040 y 3,760 m (García-Coll *et al.*, 2008). La precipitación media anual es de 1,800 mm, la cual se distribuye en los meses de mayo a octubre. Es una subcuenca de montaña con una densa red de drenaje (Maldonado-González *et al.*, 2017). La vegetación predominante incluye bosques mesófilos de montaña, bosques de pino-encino, cafetales de sombra y pastizales (García-Coll *et al.*, 2008). En la parte media y alta existen localidades aisladas con un alto grado de marginación (López-Ramírez *et al.*, 2020).

El estudio incluyó tres fases: (a) conflictos y cambios de uso a través del análisis espaciotemporal, (b) probabilidad de cambios de uso actual de la tierra y (c) construcción del modelo espacial que simula los cambios de uso de la tierra.

1.4.2 Conflictos y cambios de uso a través del análisis espaciotemporal

Se determinaron los usos de la tierra para los años 2002 y 2018 a través de una clasificación supervisada de imágenes satelitales de los sensores Landsat 5, 7 y 8, e imágenes Sentinel 2. Se utilizó información cartográfica de uso de suelo y vegetación escala 1:250,000 de las Series III y VI de INEGI (INEGI, 2003, 2017a) como información de referencia. El análisis cartográfico se realizó con ArcGIS 10.4.

La información cartográfica generada se clasificó en cuatro usos principales: agrícola, forestal, pecuario, y urbano. El área mínima cartografiable fue de 0.25 km², los polígonos con una superficie menor se incorporaron a la categoría de vecindad con mayor superficie de contacto. Se realizó una verificación en campo con un muestreo al azar de las clases resultantes de uso de la tierra.

Las capas de uso de suelo se transformaron a formato ráster y se utilizó álgebra de mapas para analizar la dinámica espacio temporal del cambio de uso de la tierra entre los años 2002 y 2018.

Se compararon los usos actuales y potenciales de la tierra para identificar áreas con uso actual correcto y aquellas que difieren de su uso potencial productivo, por ejemplo, un área de uso actual agrícola con aptitud de uso forestal. El uso potencial de la tierra se determinó a partir de la carta temática E14-3 de INEGI (2017b) escala 1:250,000. A través de la comparación de ambos usos y análisis estadístico se elaboraron las matrices de conflicto.

1.4.3 Probabilidad de cambios de uso actual de la tierra

Se estimaron las probabilidades de cambio de uso actual de la tierra a través de un modelo de Cadenas de Markov de primer orden, tomando como base el cambio entre los años 2002 y 2018. Este modelo de primer orden proporciona diversos eventos en un sistema que inicialmente se encuentra en el estado i y a través del tiempo pasa al estado j , por lo que es bastante útil para el análisis de la proyección futura de los cambios de uso de la tierra (López *et al.*, 2001).

Los modelos de cadenas de Markov poseen varios supuestos, el primero es considerar que el cambio de uso de la tierra es un proceso estocástico y que se encuentra en diferentes categorías de los estados de una cadena. A su vez, una cadena es definida como un proceso estocástico cuya propiedad incluye el valor del proceso en el tiempo t , donde X_t , depende sólo de su valor en el tiempo $t-1$, X_{t-1} , y no de la secuencia de valores X_{t-2} , X_{t-3} , ..., X_{t-n} , expresado en la ecuación [1]:

$$P\{X_t = a_j | X_0 = a_0, X_1 = a_1, X_2 = a_2, \dots, X_{t-1} = a_1\} = P\{X_t = a_j | X_{t-1} = a_i\} \quad [1]$$

Donde: P = Probabilidad de transición; X = Sistema analizado; t = Tiempo; a_i = Estado inicial; y a_j = Estado final.

Este modelo considera a los estados de transición como un proceso que solamente está condicionado por el estado inicial, y se expresa en forma matricial como [Ec. 2]:

$$n_{t+1} = Pn_t \quad [2]$$

Donde: n_t = Vector de la fracción del área del terreno en cada uno de los diversos usos de la tierra en el tiempo t ; n_{t+1} = Vector de la fracción del área del terreno para los mismos usos de la tierra en $t+1$; y P = Matriz $m*m$ en la que se expresa la probabilidad de que un sitio que se encuentra en el estado i , a través del tiempo t , pueda realizar una transición al estado j en el tiempo $t+1$. Esta

matriz se estandariza, por lo que, la suma de las probabilidades de transición de cualquier estado siempre es igual a uno (López *et al.*, 2001).

1.4.4 Construcción del modelo espacial que simula los cambios de uso de la tierra

A través del complemento MOLUSCE (*Methods of Land Use Change Evaluation*, por sus siglas en inglés) en el software QGIS 2.18 se determinó la viabilidad en la aplicación de la cadena de Markov, se verificó que ésta alcanzara el estado estacionario realizando 1,000 iteraciones a tiempo discreto para obtener la estacionalidad y convergencia.

Otros factores que se integraron al modelo espacial fueron la distancia euclidiana de los caminos y de las localidades, la elevación a través de un modelo digital, y la pendiente del terreno, por considerarse que son variables dinámicas que interactúan con los cambios existentes en el uso de la tierra (Chang *et al.*, 2017; Al-Juaidi *et al.*, 2018; Doelman *et al.*, 2018). Se evaluó el grado de dependencia entre variables por medio de la correlación de Pearson.

Para la validación del modelo espacial, se determinaron los usos de la tierra del año 2010 siguiendo la metodología aplicada en la primera etapa. Este punto intermedio se conjuntó con la información generada en 2002 y, por medio del módulo MOLUSCE, se obtuvo el cambio de uso de la tierra para proyectarlo al 2018. Se estableció un valor de 1,000 iteraciones para la curva de aprendizaje de la red neuronal dentro del módulo. La validación consistió en comparar la proyección obtenida del modelo con la obtenida en la clasificación supervisada para los años 2002-2018. El grado de exactitud de la simulación se determinó con el índice Kappa.

1.4.5 Escenarios alternativos futuros

Una vez generado y validado el modelo, se desarrollaron tres escenarios alternativos futuros con un periodo de proyección de 24 años, de 2018 a 2042.

Escenario Tendencial. Este escenario se obtuvo, a través de autómatas celulares, al proyectar los cambios de uso de la tierra detectados de 2002 a 2018 al 2042 manteniendo una tendencia constante.

Escenario de Desarrollo. El escenario de desarrollo asume un incremento del 50% de la superficie de uso forestal a uso agropecuario. Este incremento se focalizó en las fronteras agropecuarias con

otros usos a través de zonas de amortiguamiento representadas a través de áreas buffer dentro de la zona de estudio.

Actualmente, el gobierno mexicano aplica una política de fomento al sector agropecuario a través de distintos Programas como “Sembrando vida”, “Producción para bienestar”, “Programa de fomento a la agricultura, ganadería, pesca y acuicultura” o “Precios de garantía” que consisten en brindar subsidios a productores de pequeña y mediana escala para implementar sistemas agroforestales e incrementar la productividad de granos y ganadería (SADER, 2021). Estos programas podrían estimular e incrementar la conversión del uso de la tierra de conservación hacia usos agropecuarios.

Escenario de Conservación. Por su parte, el escenario de Conservación incluyó un incremento del 50% de la superficie de uso forestal basado en la reconversión de usos agropecuarios, siguiendo la misma lógica del escenario de desarrollo, pero aplicada al uso forestal.

El fundamento de este escenario se basa en la implementación de programas como el PSA que impulsan el cuidado, conservación y aumento de áreas de uso forestal. Por ejemplo, el Fideicomiso Coatepecano para la Conservación del Bosque y el Agua (FIDECOAGUA) cuyo objetivo se centra en la conservación de los bosques por medio de una retribución económica al incorporarlos a un programa de pago por servicios ambientales (PSA) (Nava-López *et al.*, 2018).

Finalmente, los escenarios alternativos se sometieron al escrutinio de actores locales y tomadores de decisiones que validaron y determinaron la factibilidad de su implementación y resultados.

1.5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1.5.1 Conflictos y cambios de uso a través del análisis espaciotemporal

Durante el periodo 2002–2018, 86.5% (9,224.33 ha) de la subcuenca del Río Pixquiac permaneció sin cambio, mientras que 13.4% (1,345.91 ha) de la superficie presentó cambios en el uso de la tierra. Los principales cambios se ubicaron en la parte media y baja de la cuenca (Figura 1.1).

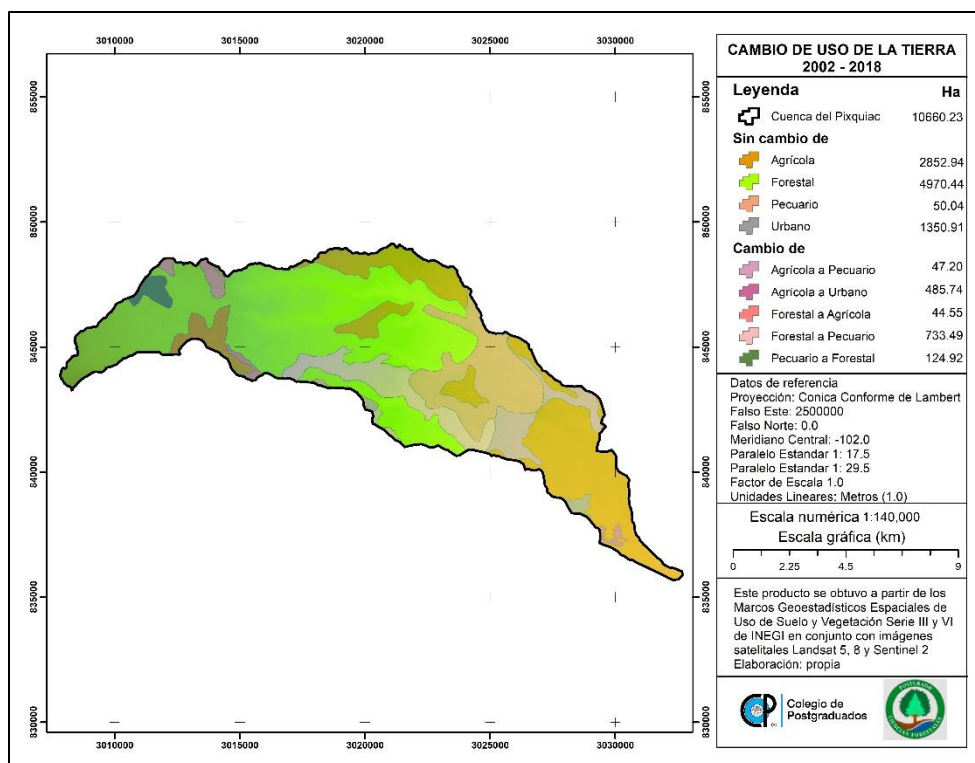


Figura 1.1. Mapa de cambios de uso de la tierra durante 2002–2018 en la subcuenca del Río Pixquiac.

El Cuadro 1.1 presenta la matriz de transición del uso de la tierra. La principal pérdida de superficie forestal (733.49 ha) y agrícola (485.74 ha) ocurrió debido al uso pecuario. Sin embargo, algunas zonas del uso pecuario fueron reconvertidas al uso forestal (124.92 ha), sobre todo en la parte alta de la subcuenca.

Cuadro 1.1. Matriz de transición 2002 – 2018 en la subcuenca del Río Pixquiac. Superficies en ha.

Año	2018					Total
	Uso	Agrícola	Forestal	Pecuario	Urbano	
2002	Agrícola	2,852.94		485.74	47.2	3,385.88
	Forestal	44.55	4,970.44	733.49		5,748.48
	Pecuario		124.92	1,350.91		1,475.83
	Urbano				50.04	50.04
	Total	2,897.49	5,095.36	2,570.14	97.24	10,660.23

Fuente: elaboración propia.

En términos absolutos, la superficie de uso forestal fue la clase que tuvo la mayor pérdida con 653.12 ha, 6.13% con respecto a la superficie de la subcuenca, seguido de la superficie agrícola cuya disminución fue de 488.39 ha (4.58%). La superficie correspondiente a la clase pecuaria tuvo un aumento significativo correspondiente a 1,094.31 ha (10.97%), convirtiéndose en la clase con mayor incremento, seguido de la urbanización la cual tuvo un aumento de 47.20 ha (0.44% del total).

Es importante resaltar que la superficie forestal fue el uso de la tierra con mayor extensión en las dos temporalidades analizadas, en comparación con los demás. Contrariamente, el uso de suelo urbano representó menos del 1% de la superficie total de la cuenca (Figura 1.1), pero casi duplicó su superficie al pasar de 50.04 ha a 97.24 ha.

De acuerdo con la Comisión Nacional Forestal (2020), en México se pierden alrededor de 212,000 ha por año de bosques, principalmente por el incremento en las fronteras agropecuarias y la presión del crecimiento de zonas urbanas. En la región central de Veracruz, los factores antropogénicos que impulsan la reconversión de terrenos son la atomización en la tenencia de la tierra, el crecimiento de áreas urbanas y la venta de terrenos para la construcción de conjuntos habitacionales (López-Ramírez *et al.* 2020).

Como parte de la política pública, Álvarez-Aquino *et al.* (2018) indican que se ha favorecido el apoyo a áreas agropecuarias a expensas del uso forestal. A pesar de existir apoyos como el PSA en la región, que incentiva la conservación de áreas forestales, estos han sido insuficientes para frenar la conversión hacia otros usos de la tierra. En la subcuenca del Río Pixquiac, distintos factores de cambio como la marginación de localidades en la parte alta, la falta de empleo o apoyo gubernamental han impactado adversamente las zonas forestales e incrementado otros usos de la tierra. Entre los años 2002 y 2018, la pérdida de superficie forestal fue del 6.47% concentrándose mayormente en la parte media y baja de la subcuenca, la cual presenta una mayor conectividad entre caminos y cercanía a las comunidades.

La superficie pecuaria es la que presentó mayor incremento con 10.27% y en segundo lugar, el uso urbano con un aumento del 0.47%. Sin embargo, los usos forestal y agrícola presentaron una disminución en su superficie. A nivel local esto puede explicarse por el incremento actual de apoyos gubernamentales orientados hacia la ganadería en la región central de Veracruz (Thiébaud

y Velázquez-Hernández, 2017), lo que ocasiona una transición directa ya sea de uso forestal o agrícola hacia el uso pecuario. Por otro lado, la expansión de la mancha urbana donde se encuentra la ciudad de Coatepec ocasiona el cambio en los usos presentes en la parte baja de la subcuenca. Lo anterior por la falta de alternativas económico-productivas para la población local como la generación de empleo o el desarrollo de proyectos sustentables acorde con el uso de la tierra (Benítez *et al.*, 2012).

La Figura 1.2 muestra el mapa de conflictos de la subcuenca del Río Pixquiac donde 57.87% de la superficie presentó un uso correcto, es decir, los usos actuales y potenciales de la tierra, coincidieron. Sin embargo, 42.13% de la superficie presentó un conflicto en el uso potencial forestal cuyo uso actual fue agropecuario y urbano. También existen zonas con potencial agropecuario que se transformaron a zonas urbanas por el crecimiento poblacional. El número de interacciones de conflictos de uso de la tierra se encontraron mayormente en las zonas media y baja de la cuenca (Figura 1.2).

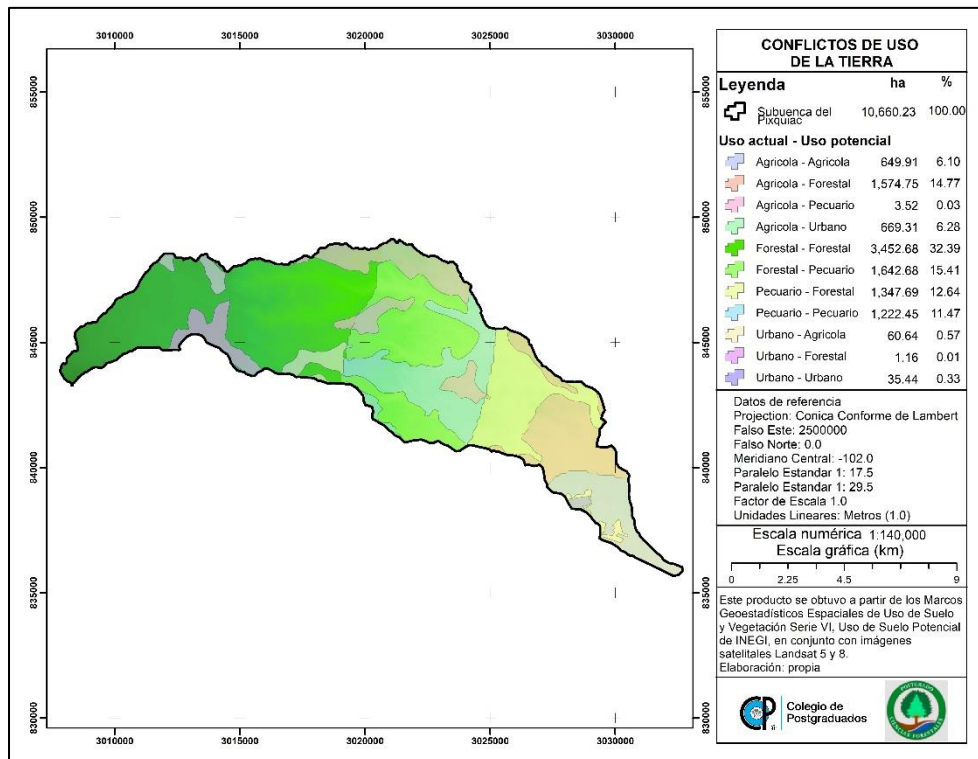


Figura 1.2. Mapa de conflictos de uso de la tierra en la subcuenca del Río Pixquiac.

La superficie actual, potencial y en conflicto de cada uso de la tierra dentro de la subcuenca se presenta en el Cuadro 1.2. Del total de la superficie de uso actual de la subcuenca (10,660.23 ha),

47.8% presentó uso forestal, seguido por 27.18% de uso agrícola, 24.11% para uso pecuario y 0.91% con uso urbano.

El uso potencial de la tierra dentro de la subcuenca fue predominantemente forestal (59.8%), seguido del uso pecuario (33.16%), agrícola (6.67%) y urbano (0.37%). Las zonas con conflicto de uso abarcaron una superficie de 4,490.44 ha, de las cuales 2,186.94 ha correspondieron al uso agrícola, 1,280.92 ha al uso forestal, 964.30 ha a uso pecuario y 58.28 ha a uso urbano (Cuadro 1.2).

Cuadro 1.2. Superficie de los usos actual, potencial y en conflicto de la tierra en la subcuenca del Río Pixquiac.

Clase	Uso actual		Uso potencial		En conflicto*	
	ha	%	ha	%	ha	%
Agrícola	2,897.49	27.18	710.55	6.67	-2,186.94	-20.51
Forestal	5,095.36	47.80	6,376.28	59.81	1,280.92	12.02
Pecuario	2,570.14	24.11	3,534.44	33.16	964.30	9.05
Urbano	97.24	0.91	38.96	0.37	-58.28	-0.55
Total	10,660.23	100.00	10,660.23	100.00	4,490.44	42.13

Fuente: elaboración propia. *Números negativos indican que la superficie de uso actual supera a la superficie de uso potencial.

La identificación de los conflictos de uso de la tierra aportó información relevante para entender la situación que enfrentan las áreas forestales en la subcuenca del Río Pixquiac. La determinación de conflictos es una herramienta en la gestión del territorio, que permite definir directrices para una optimización en el uso de la tierra. Trata de maximizar el beneficio a la sociedad tanto en la provisión de SA como en términos económicos. Brown *et al.* (2017) y Kim *et al.* (2019) mencionan que los conflictos de uso de la tierra se conciben como una expresión creciente de la presión humana sobre el medio ambiente.

El 27.42% de la subcuenca presenta conflictos con el uso potencial forestal, principalmente por el uso agrícola en la zona alta y media de la subcuenca, lo que representa el 14.77% de la superficie. El 12.64% corresponde al uso pecuario desarrollado en la parte baja de la subcuenca, donde existe una mayor cercanía a localidades, acceso a caminos y mayor urbanización en las colindancias del área de estudio. Estos conflictos repercuten directamente en la provisión de servicios ambientales

hidrológicos (SAH) de los bosques, por tener una relación directa con la problemática de desabasto de agua que afronta la ciudad de Xalapa. Por otro lado, zonas que anteriormente eran agrícolas o pecuarias han ido recuperando su vegetación original debido al abandono causado por la emigración hacia zonas urbanas cercanas (Velázquez-Hernández y López-Romero, 2021) o por las condiciones orográficas (Griffith *et al.*, 2017), sobre todo en las partes alta y media de la subcuenca.

Para que exista un desarrollo sostenible, es fundamental la planificación de los usos de la tierra. A pesar de existir diversos estudios (Asbjornsen *et al.*, 2017; Paré y Gerez, 2012) que consideran áreas potenciales de degradación o prioritarias en la subcuenca del Río Pixquiac, aún no existe un estudio que aborde la problemática referente a los conflictos generados con el uso de la tierra. Debe tomarse en consideración la potencialidad del uso para poder diseñar estrategias en la gestión del uso óptimo del territorio buscando una mayor productividad forestal, agrícola y pecuaria. Correa-Ayram *et al.* (2017); Mokondok *et al.* (2018) y Rosa da Conceição *et al.* (2018) coinciden en que una región que toma en cuenta la gestión de los conflictos de uso para la determinación de aplicación de apoyos de fomento conservacionista se focaliza mejor en zonas que pueden considerarse prioritarias.

La planificación del uso de la tierra en la subcuenca del Río Pixquiac, usando como referencia el uso potencial del territorio, es fundamental para impulsar medidas que regulen las actividades agropecuarias, y a su vez, incentivar el aprovechamiento forestal sustentable. Existen casos exitosos en otras regiones del mundo, en donde esto ha permitido un manejo integrado del territorio, obteniendo resultados favorables para equilibrar las actividades productivas y de conservación (Karimi y Hockings, 2018; Jiang *et al.*, 2020).

1.5.2 Probabilidad de cambios de uso de la tierra.

Para el año 2042, en la subcuenca del Río Pixquiac la probabilidad de que una hectárea de uso forestal mantenga su uso fue de 76%, 23% de probabilidad de que cambie hacia un uso pecuario, 1% de que cambie a uso agrícola y nula probabilidad de cambio hacia uso urbano. El uso pecuario tuvo alta probabilidad de mantener su uso (85%) y una probabilidad de 15% de cambiar a uso forestal (Cuadro 1.3).

Cuadro 1.3. Matriz de probabilidad de cambio de uso de la tierra en la subcuenca del Río Pixquiac.

		Cambio de uso Tendencial al año 2042				
		Agrícola	Forestal	Pecuario	Urbano	Total
Usos actuales 2018	Agrícola	0.71	0.01	0.25	0.03	1.00
	Forestal	0.01	0.76	0.23	0.00	1.00
	Pecuario	0.00	0.15	0.85	0.00	1.00
	Urbano	0.00	0.00	0.00	1.00	1.00

Fuente: elaboración propia.

1.5.3 Construcción del modelo espacial que simula los cambios de uso de la tierra

Para la generación de escenarios se determinó el nivel de correlación entre las variables incluidas en el modelo (altitud, pendiente, distancia euclidiana de caminos y localidades). Ninguna de las variables presentó una correlación significativa por lo que se consideraron válidas. La mayoría de las variables analizadas presentaron una correlación positiva excepto la relación entre la pendiente y la distancia euclidiana a localidades.

Por otra parte, la estabilización de la curva de aprendizaje de la Red Neuronal se alcanzó alrededor de las 250 iteraciones con un porcentaje de error del 2%, lo que indica la optimización de la Red en la generación de escenarios futuros. Respecto a la validación, el índice Kappa indicó un valor de 0.96, lo que indica que el ajuste del mapa proyectado a través del módulo MOLUSCE, contra el mapa generado a través de la clasificación supervisada de imágenes satelitales, fue satisfactorio (Berg *et al.*, 2004).

El escenario Tendencial sugiere un aumento en la dinámica de cambios. Por ejemplo, el uso pecuario tendrá un aumento de casi 300 ha (2.68%) en la parte alta y media de la cuenca. La

mancha urbana continuará creciendo en la parte baja de la cuenca, mientras la superficie forestal perderá 279.60 ha (2.62%) por cambios a otros usos. Sin embargo, no presentó un cambio hacia uso urbano.

Según la superficie de cambio (Figura 1.3a), las zonas forestales y algunas áreas agrícolas serán mayormente transformadas en zonas de pastoreo o uso pecuario.

1.5.4 Escenarios alternativos futuros

Escenario de Desarrollo: Este escenario indica que, a lo largo de la subcuenca, la superficie forestal irá quedando segregada en pequeños manchones. Se observa que, en la zona baja y media de la cuenca, la superficie de uso forestal ha desaparecido (Figura 1.3b). El cambio entre usos del suelo, respecto al escenario actual, indica un incremento de 64.74 ha (0.61%) para el uso pecuario y 14.86 ha (0.14%) para el uso urbano. Sin embargo, existe una disminución de 77.99 ha (0.73%) para el uso agrícola, y de 1.61 ha (0.02%) para el uso forestal.

Escenario de Conservación: Este escenario mostró (Figura 1.3c) que las áreas forestales podrían presentar un incremento del área total y la consolidación de una cobertura continua en la zona de estudio. El uso pecuario presentó una tendencia inversa al uso forestal debido a la disminución y fragmentación de los usos agropecuarios. La superficie forestal presentó el mayor incremento con 291.2 ha (2.73%), seguido por el uso urbano con 156.48 ha (1.47%), mientras que el uso pecuario presentó una pérdida de 267.96 ha (2.51%) y el uso agrícola de 179.72 ha (1.69%).

En términos relativos, se observó que hay una dinámica mayor de cambios en el escenario de Conservación (8.4%) en comparación al escenario Tendencial (5.4%) y de Desarrollo (1.69%).

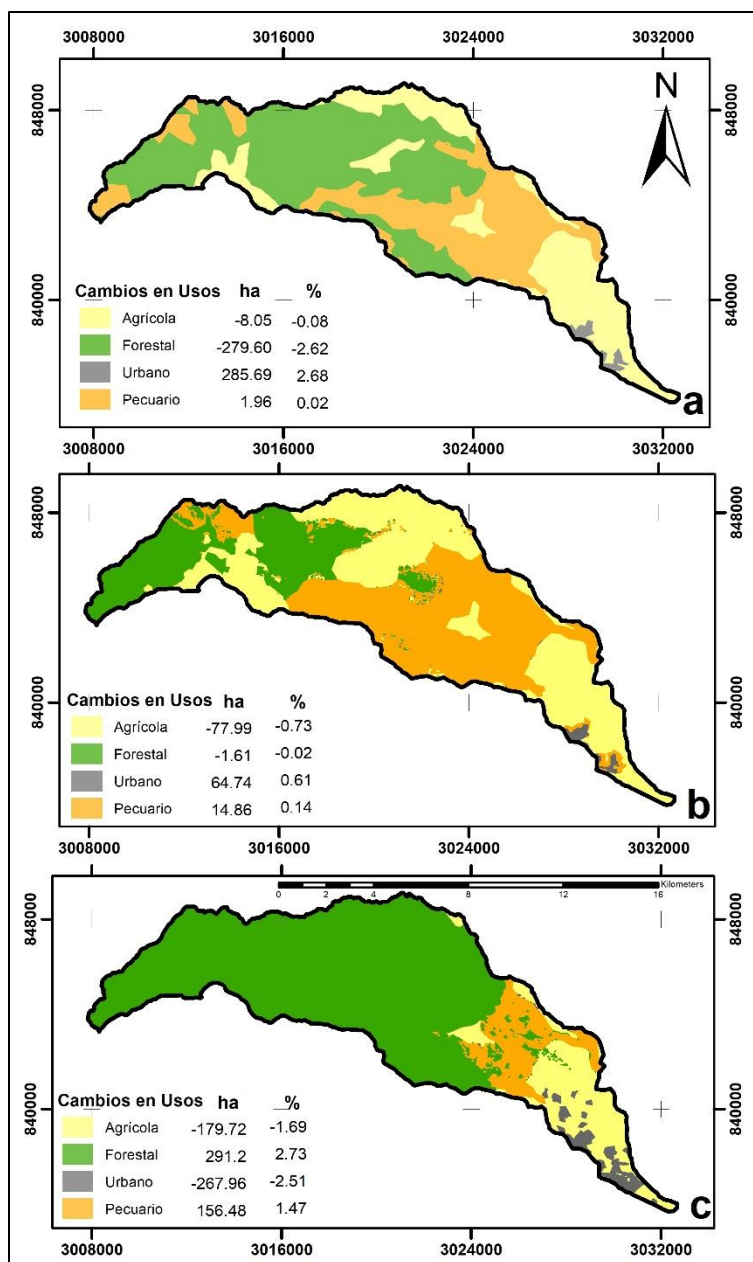


Figura 1.3. Mapas de escenarios: Tendencial (a), Desarrollo (b) y Conservación (c), proyectados para el año 2042 en la subcuenca del Río Pixquiaca.

La subcuenca del Río Pixquiaca soporta diversas actividades agropecuarias, forestales y de uso residencial. Actualmente, las zonas forestales han mantenido la dominancia en el uso de la tierra. Sin embargo, el escenario Tendencial indica una disminución a futuro debido a la dinámica de los cambios observados. Existe la posibilidad de que 279.60 ha se conviertan hacia otro uso. Aun así, la probabilidad de que una hectárea de uso forestal se mantenga en el mismo uso es relativamente alta (76%). Este resultado concuerda con los obtenidos con otros estudios (Biswas *et al.*, 2019)

donde existe una constante de transición hacia otros usos. Rodríguez-Robayo y Merino-Pérez (2017) mencionan que el deterioro en la provisión de SA en México se encuentra relacionado con la forma en la que el país desarrolla sus actividades económicas, así como con los procedimientos para el aprovechamiento de los recursos naturales. La carencia de un soporte económico para los dueños de los terrenos de conservación puede generar que dichas áreas vayan disminuyendo paulatinamente y las consecuencias negativas pueden reflejarse en la producción de SA (López-Ramírez *et al.*, 2020).

En general, el mapa proyectado para el año 2042 refleja una predominancia en crecimiento del uso pecuario y una disminución en las zonas forestales de la región, las cuales son fundamentales para el abasto de agua en la ciudad de Xalapa. Cabe destacar que la disminución de cobertura forestal proyectada en la subcuenca del Río Pixquiac no es tan drástica como en otras partes del mundo. De acuerdo con Keenan *et al.* (2015) la tendencia en la disminución mundial del área forestal es 0.12%, lo cual contrasta con este estudio el cual presenta una disminución del 0.40% teniendo así una diferencia del 0.28%.

Los resultados obtenidos a través del escenario de Desarrollo muestran un incremento de los usos agrícola y pecuario a costa de la disminución de zonas forestales, por lo que, si este escenario fuera realístico, las consecuencias tanto ambientales como territoriales serán preocupantes como lo son la pérdida de hábitats y corredores biológicos de fauna, aumento en la erosión del suelo, alteración en los microclimas de la región entre otros (Gollnow *et al.*, 2018; Hishe *et al.*, 2020).

El escenario de Conservación permitió estimar el efecto de una gestión integrada del territorio que potencia actividades económicas del sector forestal. Esta gestión no solo aumentaría la cobertura de las zonas forestales sino también traería beneficios referentes a la provisión de SA (Shahbazian *et al.*, 2019). Sin embargo, el escenario de conservación forestal tiene ventajas y desventajas (Gomes dos Santos *et al.*, 2021). Por ejemplo, al haber un incremento en áreas forestales, pero sin un adecuado manejo o integración con actividades productivas, puede desincentivar la economía local (Marchi *et al.*, 2018) ya que no habría generación de ingresos lo que ocasionaría la emigración de residentes de las localidades en la parte alta y media de la subcuenca (Olivares-Galván, 2017).

Para compensar la superficie agropecuaria, el uso de suelos de conservación brindaría a los lugareños mayores oportunidades para disfrutar de las áreas verdes debido a la disponibilidad de terrenos cercanos sin transformar (Bamwesigy *et al.*, 2020). Estas áreas también proporcionarían más hábitat para la vida silvestre. Los paisajes seguirían siendo más naturales y los terrenos aledaños donde hay desarrollo residencial se apreciarían más (Sandoval-Chávez *et al.*, 2021). Además, en el escenario de Conservación, los residentes podrían disponer de más agua de calidad para diversos usos (por ej., doméstico, comercial, turístico, industrial, agropecuario) y de contar con leña, hongos y muchas otras amenidades derivadas del bosque (Brockerhoff *et al.*, 2017).

Se debe considerar la renta productiva, que los dueños de la tierra están obteniendo, bajo el uso actual (Rahman *et al.*, 2016) podría disminuir en el mediano y largo plazo al disminuir la productividad de los suelos (Lu *et al.*, 2015).

El análisis de la detección de conflictos de usos de la tierra y generación de escenarios alternativos futuros es una herramienta de planificación importante para mejorar la gestión integrada del territorio en la subcuenca del Río Pixquiac. Se pueden implementar mecanismos de gestión local para el cuidado de los bosques, semejante al programa FIDECOAGUA en la región de Coatepec, el cual es un proyecto de índole municipal cuyo objetivo es conservar los bosques con recursos económicos obtenidos por un esquema de pago por servicios ambientales que se canaliza a los dueños de terrenos forestales (Nava-López *et al.*, 2018). Se requiere focalizar los recursos recolectados hacia las áreas forestales con aptitud hidrológica y que presenten mayores probabilidades de cambio de uso o a reconvertir aquellas cuya aptitud ha sido cambiada.

Los escenarios futuros de cambios de uso de la tierra examinados aquí solo proporcionan una idea de la amplia gama de futuros posibles para el área de estudio. Cada escenario alternativo daría lugar a diferentes impactos sobre el paisaje y captura de agua. Por tanto, los escenarios pueden evaluarse con respecto a varios criterios socioeconómicos y ambientales (Rodrigues da Cunha *et al.*, 2021). Las restricciones políticas podrían alterar estos parámetros o restringir los cambios de uso de la tierra a áreas propicias para la captura de agua, donde haya alta aptitud de captación de agua y los valores ecológicos sean altos (Chávez-González *et al.*, 2015; Pineda-López *et al.*, 2005).

El enfoque que aquí se presenta puede usarse para generar un sinnúmero de escenarios futuros alternativos. Por ejemplo, el escenario Tendencial utilizó áreas de uso forestal a ser cambiadas de

uso bajo la tendencia de probabilidades de cambio pasado y sujetas a variables ambientales (por ej., la altitud y la pendiente), económicas (por. ej., distancias a la infraestructura caminera) y sociales (por ej., distancias a las poblaciones). Los escenarios alternativos podrían explorar qué sucedería si incrementan o disminuyen los cambios de uso de la tierra respecto al tenido en el Tendencial, o si los cambios de uso fueran de manera compacta o desagregada.

Cada uno de estos escenarios podría evaluarse en función de un conjunto de criterios ecológicos y socioeconómicos para determinar los posibles impactos sobre la oferta de agua, la biodiversidad y el hábitat, impuestos, el consumo de agua, otros.

1.6 CONCLUSIONES

En la subcuenca del Río Pixquiac, se ha experimentado una disminución de la superficie forestal de 653.12 ha (0.40%), debido en mayor medida al incremento del uso pecuario, pero también al aumento de la zona urbana, la cual se ha incrementado casi 50% llegando a 97.24 ha.

Los conflictos en el uso forestal originados por las actividades agrícolas, pecuarias y urbanas representaron alrededor del 50% del área de la subcuenca. Al haber zonas forestales cercanas a comunidades rurales, se propició una disminución de cobertura y una transición hacia el uso pecuario, ocasionando también una disminución en los servicios ambientales que proporcionan los bosques, como la captura de agua.

La realización de un modelo basado en el análisis multitemporal, por medio de Sistemas de Información Geográfica, tiene la capacidad de evaluar la dinámica presente y futura de los cambios ocurridos en el uso de la tierra en un intervalo de tiempo definido, asimismo se genera información que sirve como base para la toma de decisión en la implementación de políticas públicas dentro del área de estudio.

Los procesos de modelación utilizados son válidos para la generación de múltiples escenarios ya sean tendenciales o alternativos, asimismo, el uso de redes neuronales junto con las matrices de transición son una metodología que puede ser útil como herramienta de planificación para desarrollar escenarios futuros, con base a variables biofísicas que influyen en el desarrollo de las actividades humanas.

CAPÍTULO II. ÁREAS PRIORITARIAS Y PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES EN LA SUBCUENCA DEL RÍO PIXQUIAC, VERACRUZ, MÉXICO

2.1 RESUMEN

El Pago por Servicios Ambientales (PSA) es una herramienta de mercado que busca compensar a los dueños por la conservación de sus terrenos forestales y aminorar la problemática del cambio de uso de la tierra en zonas boscosas importantes para la provisión de SA. Sin embargo, en su implementación, resulta fundamental verificar que este mecanismo se focalice a donde realmente se requiere. El presente estudio realizó un análisis de la evolución del Pago de SA en la subcuenca del Río Pixquiac, Veracruz y evaluó el grado de coincidencia entre las áreas apoyadas y áreas prioritarias hidrológicas. Para ello, se analizó estadísticamente la información de los ejercicios fiscales del PSA en la región durante 2003 – 2016 y con sistemas de información geográfica se determinaron las áreas prioritarias y sus coincidencias de apoyos recibidos. Los resultados muestran que el monto de apoyo ascendió a \$21,535,650.00 en una superficie de 5,450.41 ha durante el periodo analizado. Sin embargo, sólo 881.58 ha (24.5% del total de áreas prioritarias hidrológicas) fueron consideradas en este esquema de pago. Es necesario que los tomadores de decisiones cuenten con información oportuna que permita focalizar los recursos disponibles a una escala espacial más precisa. Además, se debe conjuntar esfuerzos por parte de los actores involucrados para que exista una mayor participación de los dueños de los bosques y usuarios de los SA.

Palabras clave: conservación, fondos concurrentes, mecanismos locales, proveedores, uso forestal.

PRIORITY AREAS AND PAYMENT FOR ENVIRONMENTAL SERVICES IN THE PIXQUIAC RIVER SUB-BASIN, VERACRUZ, MEXICO

2.2 ABSTRACT

Payment for Environmental Services (PES) is a market tool that seeks to compensate owners for the conservation of their forest lands and reduce the problem of land use change in forested areas important for the provision of ES. However, in its implementation, it is essential to verify that this mechanism is focused where it is really required. The present study carried out an analysis of the evolution of the Payment of ES in the Pixquiac River sub-basin, Veracruz and evaluated the degree of coincidence between the supported areas and hydrological priority areas. For this, the information from the PES fiscal years in the region during 2003 - 2016 was statistically analyzed and with geographic information systems the priority areas and their coincidences of received support were determined. The results show that the amount of support amounted to \$21,535,650.00 in an area of 5,450.41 ha during the analyzed period. However, only 881.58 ha (24.5% of the total hydrological priority areas) were considered in this payment scheme. Decision-makers need to have timely information that allows them to focus the available resources on a more precise spatial scale. Moreover, efforts should be combined by the stakeholders involved so that there is a greater participation of forest owners and users of the ES.

Keywords: conservation, concurrent funds, local mechanisms, suppliers, forest use.

2.3 INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas naturales son esenciales para el desarrollo de la sociedad debido a los servicios ambientales (SA) de soporte, regulación, culturales y de provisión que brindan (MAE, 2005). Estos últimos incluyen alimentos, madera, resinas, biocombustibles, entre otros (Czúcz *et al.*, 2020), que pueden cuantificarse, tasarse y valorarse a precios de mercado, mismos que permiten su regulación. Sin embargo, algunos SA como la captación de agua, la regulación de descarga para control de inundaciones, la infiltración, la conservación de la biodiversidad y la disminución de la erosión, son SA intangibles y de difícil valoración (Mora-Carvajal *et al.*, 2019). Además, debido a su naturaleza, de no rivalidad y no exclusividad, no cuentan con un precio de mercado. Al no existir un mercado para estos servicios, ni una valoración social explícita para ellos, se hace difícil y complejo estimular su oferta y conservación (Teague *et al.*, 2016).

Tradicionalmente, la conservación de las áreas provisoras de SA se ha realizado a través de las Áreas Naturales Protegidas (ANP) y de la aplicación de restricciones al manejo (Bobadilla-Jiménez *et al.*, 2017). Sin embargo, las ANP dependen de un presupuesto fiscal, generalmente limitado y de donaciones, lo que hace riesgosa e incierta su salud y permanencia (Errejón-Gómez *et al.*, 2019). Por su parte, las restricciones de manejo causan injusticia social al no compensar correctamente a los dueños de los terrenos forestales por los servicios ecosistémicos proporcionados (Mudavanhu *et al.*, 2017). Por tanto, ambas medidas son incompletas, costosas e ineficientes (Tlapa-Almonte *et al.*, 2020). Ante esta situación, el Pago de SA (PSA) surge como una herramienta de mercado valiosa en la conservación de ecosistemas forestales (Keenan *et al.*, 2019).

El PSA es un incentivo económico o compensación otorgada a los dueños de terrenos forestales que fomentan la conservación. Comúnmente se basa en la participación voluntaria tanto de usuarios como proveedores para mantener o mejorar la provisión de los SA (Ruggiero *et al.*, 2019). También se busca mitigar la problemática del cambio de uso de la tierra en zonas forestales a través de una compensación económica directa (Zheng *et al.*, 2019), o en especie, como obras y proyectos en pro del bienestar de las comunidades y del ambiente (Hu *et al.*, 2018). Es la conjunción de esfuerzos para obtener incentivos económicos que sean transferidos de los usuarios como empresas, gobierno, consumidores y agricultores, a los proveedores o dueños de bosques (Ezzine-de-Blas *et al.*, 2016).

Alrededor del mundo existe una gran diversidad de mecanismos compensatorios de PSA diferenciados por el tipo de servicio ambiental provisto, la escala geográfica o el tipo de diseño utilizado (Gilpin, 2003). Actualmente estos esquemas abarcan alrededor de 50 millones de ha en todo el mundo (Ezzine-de-Blas *et al.*, 2019) y en México hay 1.87 millones de ha bajo un esquema de PSA (CONAFOR, 2020). Los esquemas de PSA han sufrido cambios orientados hacia la participación de actores locales y la conservación activa (Yost *et al.*, 2020). Esto ha permitido una mayor incorporación de superficie gracias a una mayor disponibilidad de recursos (Uscanga-Morales y Perevochtchikova, 2020). Sin embargo, se sabe muy poco sobre estos mecanismos y sobre aspectos clave para su funcionamiento, cómo han surgido, cómo operan, sus debilidades y fortalezas y, en general, sobre su dinámica operativa y estratégica. Por tanto, se requiere una evaluación ambiental, económica y social del desempeño y seguimiento de los programas para generar políticas que orienten o reorienten los objetivos que permitieron su creación (Snilsveit *et al.*, 2020).

En México, en 2003, surge un parteaguas entre la explotación de los recursos forestales y la conservación, con la creación del programa de PSA administrado por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) (Mora-Carvajal *et al.*, 2019). Con el tiempo, el PSA fue evolucionando en función de la alta demanda de participación (Ramírez-Reyes *et al.*, 2018). En 2007, se crea un programa de Mecanismos Locales de PSA a través de Fondos Concurrentes (MLPSAFC) por medio de un convenio con el Fondo Mundial para la Protección de la Naturaleza y el Banco Mundial (Shapiro-Garza, 2019). Este programa busca que los usuarios de los SA se integren con aportaciones económicas a través de convenios de colaboración en mercados locales (Kaczan *et al.*, 2017). Lo anterior demuestra que la demanda de SA se puede dimensionar a distintas escalas (Lamb, 2018).

Existen algunos estudios de caso que evalúan los programas de PSA desde una perspectiva social (Lliso *et al.*, 2021), de gobernanza (Khanal y Devkota, 2020), desde un análisis de cambio de uso de la tierra (Byrne *et al.*, 2020) o de manejo comunitario (Hayes y Murtinho, 2018). No obstante, es necesario profundizar en investigaciones que analicen el comportamiento y efectividad de gestión en su aplicación del PSA en regiones específicas, sobre todo en donde existe una participación de actores locales (Nelson *et al.*, 2020).

Particularmente, la ciudad de Xalapa, Veracruz, México, obtiene alrededor del 30% de agua de la subcuenca del Río Pixquiac, la cual pertenece a la Región Hidrológica 28 Papaloapan (Von-Thaden *et al.*, 2019). Por las características fisiográficas y la cercanía a la ciudad, esta región se considera fundamental para el abasto de agua. No obstante, ante el crecimiento poblacional y aumento de la demanda de recursos hídricos que presenta la ciudad de Xalapa, desde 2003 se implementaron mecanismos de PSA en la región a la que pertenece la subcuenca. Sin embargo, a la fecha no hay un análisis que evalúe la evolución y cambio del PSA, así como en la focalización de los recursos en áreas prioritarias en la subcuenca.

Este estudio tiene como objetivo evaluar y proyectar el comportamiento de los apoyos de PSA aplicados en la subcuenca del Río Pixquiac, así como contrastar la información con las áreas prioritarias hidrológicas para cuantificar la superficie que ha sido apoyada bajo este esquema. La hipótesis planteada se fundamenta en que las áreas forestales en las partes media y alta de la subcuenca se consideran prioritarias y los apoyos del PSA se han orientado correctamente hacia estas áreas de conservación hidrológica dentro de la subcuenca.

2.4 MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se ubica en la subcuenca del Río Pixquiac, en el Estado de Veracruz, México, abarca parte de los municipios de Perote, Las Vigas, Acajete, Tlanahuayocan y Coatepec y está situada en la ladera de barlovento del Cofre de Perote (Nava-López *et al.*, 2018). Cuenta con una superficie de 10,660.23 ha, de las cuales, 70% son de uso forestal cuya vegetación predominante incluye a bosques de pino-encino, bosque de coníferas, bosque mesófilo de montaña. El 30% restante, es de uso agropecuario y residencial (López-Ramírez *et al.*, 2020). El estudio se desarrolló en cuatro etapas que se describen a continuación, las cuales compilan y evalúan la información recabada de áreas prioritarias y apoyadas por PSA.

2.4.1 Montos de inversión y superficies incorporadas

Se compiló la información cartográfica y montos de apoyo aplicados a los predios que obtuvieron apoyos del PSA desde el 2003 hasta el 2016, cabe señalar que el periodo de apoyo que comprende el programa para cada predio es de cinco años. Se determinaron los montos de inversión y superficies incorporadas. Se analizó la información de las dos modalidades de apoyo: PSA

Nacional y MLPSAFC para evaluar si la participación local incrementó los montos de apoyo pagados por ha.

2.4.2 PSA por zonificación en la subcuenca del Río Pixquiac

Con base a la zonificación realizada por Paré y Gerez (2012) quienes dividen a la subcuenca del Río Pixquiac en las zonas hidrológicas de recarga, tránsito y salida, se evaluó cuál zona ha tenido mayor apoyo en superficie acumulada total y a través del tiempo. La dinámica de incorporación del PSA se analizó por medio de álgebra de mapas con el software ArcGIS 10.4.

2.4.3 Generación de la tendencia de apoyo PSA futuro en el área de estudio

A través de los datos del PSA, aplicados en el área de estudio y por medio del método de mínimos cuadrados, se proyectó el monto de apoyo para los cuatro ciclos (de cinco años cada uno) posteriores. Se generó un escenario en el que los actores locales involucrados dentro de la subcuenca del Río Pixquiac mantuvieron o incrementaron su aportación al programa.

2.4.4 Áreas prioritarias y apoyos de PSA

Para la obtención de las áreas prioritarias, se utilizó un análisis multicriterio. Con base en la metodología de Zhang *et al.* (2019) se consideraron diversas variables de índole socioeconómicas y ambientales. En primer lugar, se identificaron las zonas que se consideran susceptibles al crecimiento urbano en las localidades del área de estudio a través de la distancia euclidiana. Se tomó en cuenta un rango de crecimiento poblacional de 1600 m de diámetro alrededor del punto central de las poblaciones. Después, a través de un modelo digital de elevación se obtuvieron las áreas que cuentan con cambios de pendiente y altitud por arriba de los 150 m. Posteriormente, se obtuvieron las áreas forestales y de cambios de uso de la tierra a través de una clasificación y análisis de uso de los años 2002 y 2018. Finalmente, una vez obtenida la información geoespacial mencionada anteriormente, se conjuntó la información a través de álgebra de mapas obteniendo así áreas prioritarias en la subcuenca del Río Pixquiac.

2.5 RESULTADOS Y DISCUSION

2.5.1 Montos de inversión y superficies incorporadas.

En la subcuenca del Río Pixquiac se han invertido un total de \$21,535,650.00 desde 2003 hasta 2016, con una superficie total incorporada de 5,450.41 ha. El Cuadro 2.1 muestra una comparación

de los montos y cambios que han existido del PSA (PSA Nacional y MLPSAFC). Se observa un aumento en los montos y en la superficie apoyada a través del tiempo. El 2016 fue el año que tuvo un mayor monto de apoyo, con un total de \$8,735,707.60 (40.56%). La mayor superficie incorporada fue en el año 2007 con 1,554.69 ha (28.52%).

Por otro lado, 2003 fue el año que menor apoyo tuvo con \$214,291.80 (1%) y una superficie de 107.15 ha (1.97%). Esto se debe a que fue el año inicial de operación del PSA y su difusión no era tan amplia (Mora-Carvajal *et al.*, 2019). Finalmente, al hacer una comparación entre los años 2003 y 2016 se observó que en términos absolutos se incorporó una superficie de 1,134 ha y una inversión de \$8,521,415.80.

Cuadro 2.1. Recursos económicos y superficies del PSA total en la subcuenca del Río Pixquiác, Veracruz, México.

Año	Monto (\$)	%	Cambio (\$)	Superficie (ha)	%	Cambio (ha)
2003	214,291.80	1.00	-	107.15	1.97	-
2004	574,062.60	2.67	359,770.80	287.03	5.27	179.89
2005	293,321.80	1.36	-280,740.80	195.55	3.59	-91.48
2007	2,332,035.60	10.83	2,038,713.60	1,554.69	28.52	1,359.14
2010	5,792,786.60	26.90	3,460,772.40	1,337.52	24.54	-217.17
2011	1,775,639.20	8.25	-4,017,168.80	311.52	5.72	-1,026.01
2013	1,817,802.40	8.44	42,144.20	414.88	7.61	103.36
2016	8,735,707.60	40.56	6,917,924.40	1,242.08	22.79	827.20
Total	21,535,650.00	100.00	-	5,450.41	100.00	-

Fuente: elaboración propia con datos obtenidos de CONAFOR. Nota: en 2006, 2008, 2009, 2012, 2014 y 2015 no hubo apoyos de PSA en la región de estudio.

Considerando los recursos económicos y superficies incorporadas al PSA, en las dos modalidades (Cuadro 2.2), a lo largo del periodo analizado, se observa que el monto pagado entre los años 2003 y 2007 osciló entre los \$300 a \$400 ha⁻¹ año⁻¹. Sin embargo, a partir del año 2007, al entrar en operación el MLPSAFC, se incrementó el monto de apoyo. Por ejemplo, en 2010 en la zona de estudio, el PSA Nacional contempló un pago de \$300 ha⁻¹ año⁻¹, mientras que el MLPSAFC, \$880 ha⁻¹ año⁻¹ en promedio.

El análisis realizado indica que, en 2007, el PSA nacional otorgó un apoyo de \$2,332,035.60 que representó el mayor monto aplicado por parte de este, mientras que la estrategia de involucramiento de actores locales como el Fideicomiso Coatepecano para la Conservación del

Bosque y el Agua (FIDECOAGUA) o la Comisión Municipal de Agua y Saneamiento de Xalapa (CMAS) para los demás Municipios, permitió que, en 2010, los Fondos Concurrentes aplicaran una inversión de \$5,744,661.80 (246% más) (Cuadro 2.2).

En el Cuadro 2.2 se observa que la tendencia en la incorporación de áreas hacia el PSA dentro de la subcuenca del Río Pixquiac se mantuvo por arriba de las 1,000 ha en los años 2007, 2010 y 2016. Sin embargo, experimentó una disminución notable para los años 2011 y 2013. El monto promedio por ha⁻¹ año⁻¹ en general ha ido en aumento. Al inicio (2003 a 2007) sólo se contemplaba un apoyo de \$300 a \$400 ha⁻¹ año⁻¹, pero con la aportación de los actores locales, este monto incrementó en promedio un 96.6% entre 2007 (\$300 ha⁻¹ año⁻¹) y 2010 (\$590 ha⁻¹ año⁻¹ en promedio, considerando ambos esquemas de PSA) hasta llegar a \$1,140 ha⁻¹ año⁻¹ en 2011. No obstante, en 2013 hubo una disminución en el monto de pago del 19.78% (\$914.40 ha⁻¹ año⁻¹ en promedio para este año). Finalmente, de 2013 a 2016 el pago se incrementó en promedio 53.83% (\$1,406.60 ha⁻¹ año⁻¹).

Cuadro 2.2. Montos y superficies por tipo de PSA en la subcuenca del Río Pixquiac.

Año	Tipo de PSA	Superficie (ha)	Monto ha⁻¹ año⁻¹ (\$)	Monto total del apoyo (\$)
2003	PSA Nacional	107.15	400.00	214,291.80
2004	PSA Nacional	287.03	400.00	574,062.60
2005	PSA Nacional	195.55	300.00	293,321.80
2007	PSA Nacional	1,554.69	300.00	2,332,035.60
2010	MLPSAFC	1,305.44	880.20	5,744,661.80
	PSA Nacional	32.08	300.00	48,124.80
2011	MLPSAFC	311.52	1,140.00	1,775,639.20
2013	MLPSAFC	170.70	1,178.80	1,046,479.80
	PSA Nacional	244.18	650.00	771,322.60
2016	MLPSAFC	1,242.08	1,406.60	8,735,707.60
Total general		5,450.4	5,450.41	-

Donde: PSA= Pago por Servicios Ambientales Nacional; MLPSAFC= Mecanismos Locales de Pago por Servicios Ambientales a través de Fondos Concurrentes. Fuente: elaboración propia con datos de CONAFOR. Nota: en 2006, 2008, 2009, 2012, 2014 y 2015 no hubo apoyos de PSA en la región de estudio.

En 2003 la superficie apoyada fue de 107.15 ha con un monto de \$212,356.00, mientras que, en el año 2016, la superficie apoyada fue de 1,248.08 ha con una inversión de \$10,114,489.60. Esta comparación representa un aumento de \$9,902,133.60 y 1,159.24 ha con respecto al año inicial de los apoyos, por tanto, la tendencia tanto en superficie como en aportación fue creciente.

El PSA y los beneficios económicos que se obtienen por la conservación de los ecosistemas forestales tienden a mejorar la gobernanza en la gestión del territorio, así como también impulsa el fortalecimiento de actividades productivas enfocadas en una conservación activa que conlleva a una mejoría en la economía familiar de las localidades. Haas *et al.* (2019) opinan que esta mejoría puede ser un factor importante en la gestión integrada de los recursos forestales. De manera general, existe un aumento en la incorporación de superficie, así como el monto pagado $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ lo que favorece un mayor interés por ingresar al programa.

En la subcuenca del Río Pixquiac existe una sucesión entre la superficie apoyada por el PSA Nacional y el MLPSAFC. Lo anterior debido a que desde el 2014 toda la subcuenca dejó de estar dentro de las áreas elegibles para el PSA Nacional (CONAFOR, 2014). Algunos autores (Shrestha y Shrestha 2017; Urzedo *et al.*, 2020) mencionan que este programa tiene un beneficio sobre la gobernanza comunitaria ya que los dueños de terrenos forestales asumen un rol dentro de la gestión de las áreas dentro de las comunidades (Córdoba *et al.*, 2020). Similarmente, Nava-López *et al.* (2018) hablan sobre el cambio al MLPSAFC y los beneficios económicos que conllevan como un incremento en el monto de apoyo pagado. Esto representa un área de oportunidad para el involucramiento de actores locales en el desarrollo de un mercado de SA, como lo es el FIDECOAGUA y CMAS Xalapa en la subcuenca del Río Pixquiac.

El PSA ha impulsado la valoración de los recursos forestales, al haber un beneficio económico por la conservación de los bosques, los proveedores comprenden mejor la importancia de sus recursos naturales (Mora-Carvajal *et al.*, 2019). La inclusión de los MLPSAFC en zonas donde no existen áreas elegibles para el programa nacional proporciona una oportunidad para que actores locales puedan involucrarse.

2.5.2 PSA por zonificación en la subcuenca del Río Pixquiac.

El cuadro 2.3 muestra que la mayoría de las áreas incorporadas al PSA corresponden a la parte media con una superficie de 2,654.31 ha (47.05%) y alta con una superficie de 2,470.45 ha (45.33%). En la parte baja de la subcuenca, la superficie apoyada es de 415.65 ha (7.63%). La zona media de la subcuenca del Río Pixquiac es la zona en donde existe una mayor aplicación de recursos del PSA con \$10,108,374.60 seguida por la zona alta con \$9,371,472.20 y finalmente la zona baja con \$2,055,803.20 (Cuadro 2.3).

Cuadro 2.3. Superficies y montos de apoyo de PSA por zonificación hidrológica en la subcuenca del Río Pixquiac.

Zonificación	Superficie PSA (ha)	% (ha)	Monto de apoyo (\$)
Alta	2,470.45	45.33	9,371,472.20
Media	2,564.31	47.05	10,108,374.60
Baja	415.65	7.63	2,055,803.20
Total	5,450.41	100.00	21,535,650.00

Fuente: elaboración propia.

Las zonas de mayor incorporación al programa de PSA son aquellas que se encuentran más alejadas de las localidades (Figura 2.1). En la parte baja de la subcuenca del Río Pixquiac, los apoyos se encuentran más atomizados. En la parte media, las áreas incorporadas al PSA se van conglomerando, sin embargo, aún hay pequeñas áreas que se encuentran dispersas. Por último, en la parte alta, las zonas de incorporación al PSA son en su mayoría grandes áreas que se encuentran conglomeradas.

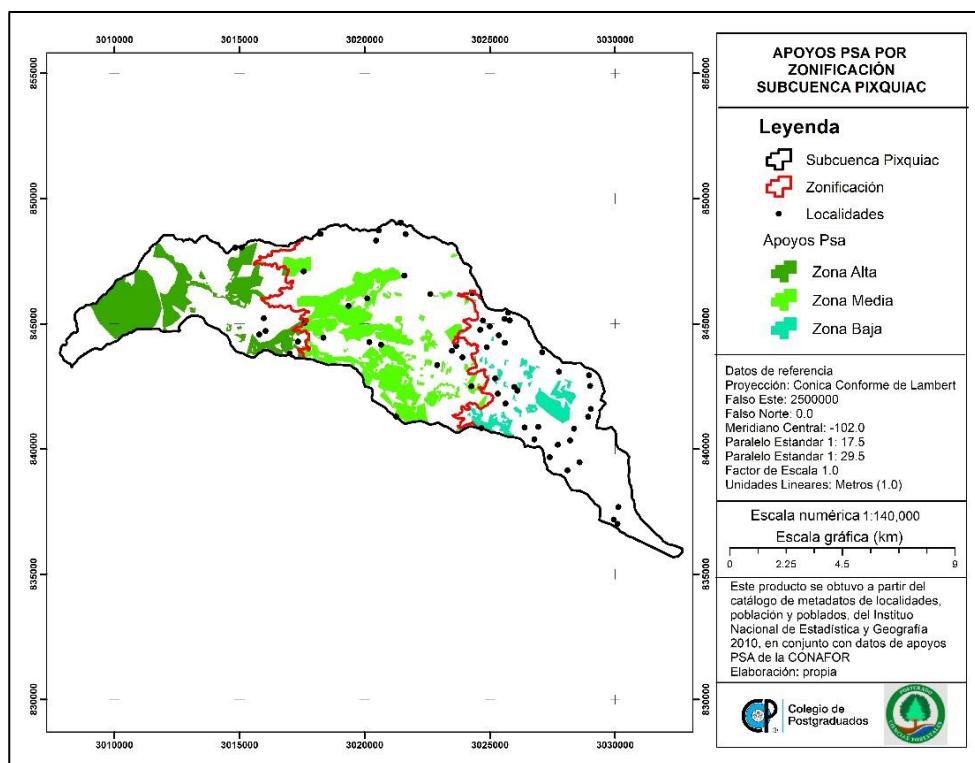


Figura 2.1. Distribución de apoyos otorgados del programa de PSA por zonificación en la subcuenca del Río Pixquiac.

El análisis de los apoyos incorporados al PSA de 2003 hasta 2016, por zonificación de la subcuenca del Río Pixquiac (Cuadro 2.4), mostró que en la zona alta el mayor porcentaje de incorporación al programa se dio en 2007 con un 29.45% (727.65 ha), seguido por el año 2010 con un 25.20% (622.57 ha). El año que tuvo una menor incorporación en superficie fue el 2003 con 1.2% (31.21 ha).

En la zona media, la mayor incorporación de superficie al PSA también se dio en los años 2007, 2010 y 2016 con 827.04, 598.88 y 616.59 ha que representan 32.25, 23.35 y 24.04%, respectivamente. Para la zona baja, la incorporación de superficie por año del 2011 al 2016 al PSA osciló entre el 25% al 28% (de 100 a 116 ha), mientras que, en 2003, solo se incorporaron 26.72 ha que representa el 6.43% de la superficie para esta zona (Cuadro 2.4).

Cuadro 2.4. Superficie incorporada al PSA por zonificación y año en la subcuenca del Río Pixquiac.

Año	Zona alta (ha)	%	Zona media (ha)	%	Zona baja (ha)	%	Suma por año (ha)
2003	31.21	1.26	49.21	1.92	26.72	6.43	107.15
2004	108.31	4.38	178.73	6.97	-	-	287.03
2005	195.55	7.92	-	-	-	-	195.55
2007	727.65	29.45	827.04	32.25	-	-	1,554.69
2010	622.57	25.20	598.88	23.35	116.08	27.93	1,337.52
2011	56.50	2.29	147.21	5.74	107.81	25.94	311.52
2013	164.26	6.65	146.66	5.72	103.95	25.01	414.88
2016	564.41	22.85	616.59	24.04	61.09	14.70	1,242.08
Total	2,470.45	100.00	2,564.31	100.00	415.65	100.00	5,450.41

Fuente: elaboración propia.

La mayor incorporación de superficie al PSA se encuentra en la parte alta de la subcuenca, sin embargo, estas áreas pueden ser menos susceptibles a ser intervenidas por el hombre (Yalew *et al.*, 2018). Si estas áreas se iban a conservar independientemente del apoyo de SA, entonces no son las más convenientes para potenciar la adicionalidad del programa. Asimismo, se observa que desde la implementación del programa se ha despertado gran interés en toda el área de estudio.

Cabe destacar que actualmente existe muy poca participación de usuarios privados que aporten en los MLPSAFC de la subcuenca. Por lo que la participación sigue siendo gubernamental ya sea estatal o municipal. Esto coincide con lo mencionado por Lorenzo y Bueno (2020) quienes indican que los usuarios de SA del sector industrial e iniciativa privada muy pocas veces tienen un interés por los incentivos de mecanismos locales de SA. Por otro lado, Shapiro-Garza (2020) hace referencia a que, en México, menos del 10% de los programas de mecanismos locales de PSA son financiados en contrapartida por el sector industrial. Por su parte, Jones *et al.* (2018) concluyeron que actualmente no existen lineamientos o estrategias integradoras a nivel federal que permitan incluir a usuarios directos en los PSA. Esto puede afectar la participación en este tipo de mecanismos locales debido a que los usuarios privados dependen totalmente de los recursos naturales, por lo que es imprescindible que deban contribuir a la preservación de estos. Rodríguez-Robayo *et al.* (2020) también mencionan que se debe realizar una difusión sobre la importancia de la generación de mercados de SA en el contexto local.

A nivel general, algunos autores (Börner *et al.*, 2017; Rodríguez-Robayo y Merino-Pérez 2018) mencionan que a pesar de las diferentes deficiencias que se pueden tener en el PSA, este es un programa que aporta hacia la conservación de las zonas forestales. Esto coincide con lo observado en el presente estudio ya que existen áreas forestales que se mantienen conservadas por contar con apoyo de PSA. Independientemente de la difusión con la que se cuente, el aumento del recurso y de la superficie incorporada ha ido en aumento, lo que coincide con lo analizado en este estudio.

2.5.3 Generación de la tendencia futura de apoyo PSA en el área de estudio.

De acuerdo con la tendencia observada, para los ciclos de apoyo de PSA siguientes dentro de la subcuenca del Río Pixquiac se esperaría un incremento aproximado en superficie de 300 ha por ciclo. Mientras que el incremento en el monto de apoyos representaría un crecimiento de casi \$2,600,000.00 por ciclo (Cuadro 2.5).

Cuadro 2.5. Proyección del PSA en la subcuenca del Río Pixquiac en monto y superficie.

Ciclo de apoyo	Superficie apoyada (ha)	Monto total (\$)	Monto ha ⁻¹ año ⁻¹ (\$)
1	1,373.96	8,954,603.60	6,517.20
2	1,653.82	11,484,966.20	6,944.40
3	1,933.69	14,015,328.80	7,247.80
4	2,213.55	16,545,691.40	7,474.60

Fuente: elaboración propia.

Finalmente, de acuerdo con la proyección realizada, el monto pagado por ha⁻¹ año⁻¹ es creciente por cada ciclo de apoyo del PSA iniciando en \$6,517.20 y finalizando con \$7,474.60. En promedio, por los cuatro ciclos de apoyo proyectados, el monto de pago sería de \$7,046.00 ha⁻¹ año⁻¹ (Cuadro 2.5)

La potencialidad del crecimiento en el PSA es factible, ya que a nivel regional existe un alto nivel de concientización de los usuarios en las zonas conurbadas. Al no existir campañas focalizadas a la captación del recurso para la aportación a estos esquemas de conservación de áreas forestales, la participación seguirá siendo gubernamental. De acuerdo con lo obtenido en la presente investigación, el nivel de participación para los siguientes ciclos de apoyo por medio de MLPSAFC va a tener un incremento. Esta participación es mínima si se compara con el potencial que existe si se involucran usuarios como las empresas o usuarios del servicio público de agua

potable. Se da pauta para que estos mecanismos funjan como generadores de mercados locales para SA. En un futuro, una vez incentivada esta participación, podría ya no ser necesaria la aportación gubernamental y se generaría un mercado de PSA entre dueños de áreas forestales que aportan SA y usuarios.

2.5.4 Áreas prioritarias y apoyos de PSA.

Las áreas prioritarias cuentan con una superficie de 2,571.42 ha, lo que representa un 24.5% de la superficie total de la subcuenca del Río Pixquiac (10,660.23 ha) (Figura 2.2).

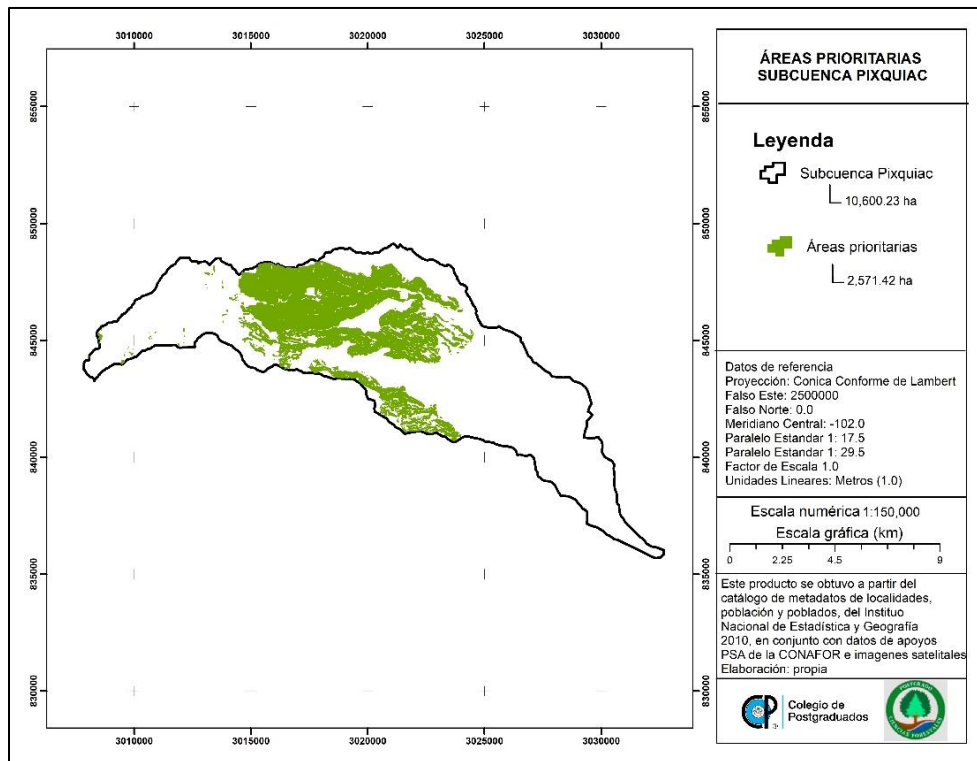


Figura 2.2. Áreas prioritarias en la subcuenca del Río Pixquiac.

Cabe resaltar que las áreas prioritarias forestales se encuentran principalmente en la parte media de la subcuenca. De acuerdo con la clasificación de Paré y Gerez (2012) esta parte corresponde a zonas consideradas de transición entre los usos mayormente agropecuarios y las zonas forestales de la parte de recarga. Sin embargo, al realizar un análisis de la sobreposición, referente a las áreas apoyadas del PSA y las áreas prioritarias (Figura 2.3), se obtuvo que solo 881.58 ha han recibido un apoyo. Esto representa un 34.28% respecto a toda la superficie considerada como prioritaria y

un 8.29% de la superficie total de la subcuenca del Río Pixquiac. Por tanto, 1,689.84 ha (65.71%), que se consideran críticas, no son apoyadas por compensación alguna.

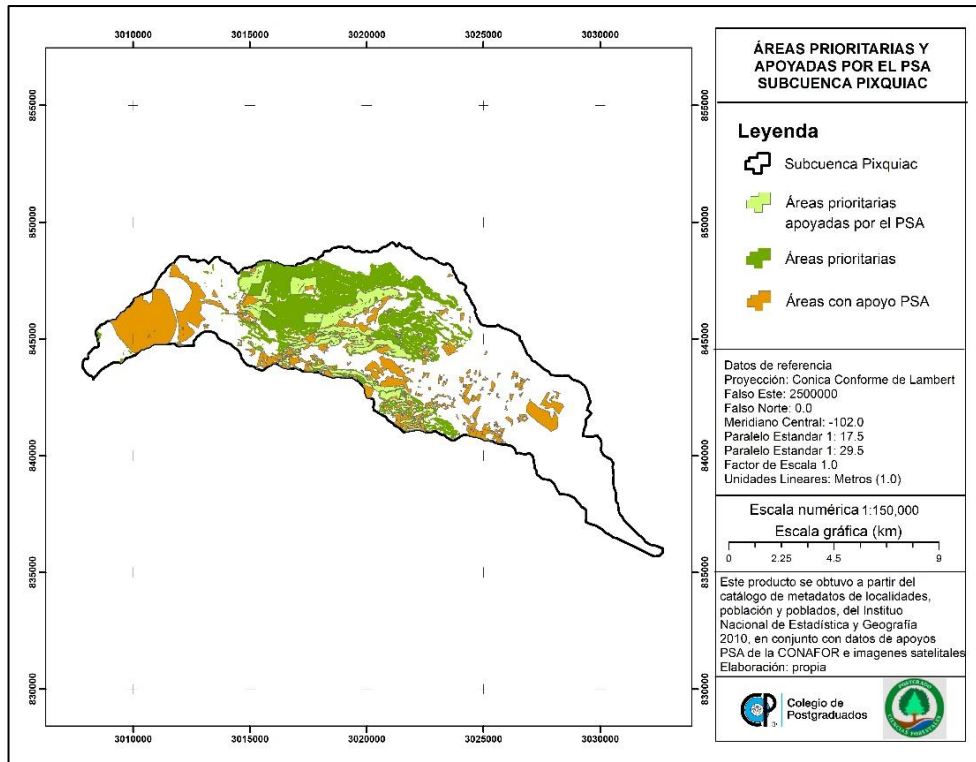


Figura 2.3. Áreas prioritarias y PSA en la subcuenca del Río Pixquiac

Dentro de los diversos usos de la tierra, el uso forestal es uno de los más afectados por causas antropogénicas (Vorlauffer *et al.*, 2017). Al no considerarlos dentro de un mecanismo de compensación que incentive a su conservación en zonas que son de importancia, se favorece la disminución de cobertura a un ritmo más acelerado a través del tiempo (Netzer *et al.*, 2019). Se estima que en México hay una pérdida de cobertura forestal en promedio de 2012,000 ha al año (CONAFOR, 2020). Šatalová y Kenderessy (2017) mencionan que las cuencas que han tenido un manejo integral, donde se favorece la conservación de usos forestales, se observan aumentos en la cantidad de agua infiltrada para la recarga de mantos acuíferos. A su vez Bleeker y Vos (2019) demostraron que las áreas forestales que son apoyadas con el PSA tienen menos probabilidad de que presenten un cambio en su uso a través del tiempo. En contraste, de acuerdo con lo obtenido, existen aún grandes áreas que son prioritarias pero que no son contempladas para incorporarlas a un PSA. Cabe resaltar que existe un potencial económico no explorado en los usuarios de la zona conurbada de Xalapa que pueden aportar recursos económicos para incrementar el monto

disponible e incentivar la conservación activa de los ecosistemas forestales en la subcuenca del Río Pixquiac.

Lo anterior permite aumentar la superficie a ser apoyada y el monto por hectárea, a su vez, es necesario se consideren las áreas forestales prioritarias que por diversos factores como la focalización en programas nacionales de apoyo o áreas con índices de marginación altas que no han sido apoyadas y que son susceptibles a un cambio de uso por el incremento en las fronteras agropecuarias. Finalmente, se rechaza la hipótesis planteada ya que alrededor del 65% de las áreas prioritarias no han recibido alguna compensación económica del PSA durante el tiempo analizado.

2.6 CONCLUSIONES

El PSA en la subcuenca del Río Pixquiac ha ido incrementando a través del tiempo. El origen de los recursos financieros de este programa proviene en su mayoría de la aportación gubernamental. Sin embargo, si se combinara con recursos otorgados por los usuarios se puede propiciar la creación de mercados locales que favorecerían al sistema de financiamiento. Esto implica que los recursos de aportación ya no dependan solamente del gobierno. Por lo que el PSA podría abarcar a las áreas que se consideran prioritarias para la provisión de SAH y que no han sido apoyadas.

La generación de información para evaluar y proyectar el nivel de cobertura que tiene el PSA actualmente es fundamental ya que demuestra la evolución del programa en la región de estudio. De acuerdo con la proyección realizada, si no se incrementa en los años subsecuentes el nivel de participación actual en los MLPSAFC, la superficie abarcada no aumentará significativamente, por lo que existe un riesgo latente de pérdida de cobertura forestal por cambio de uso de la tierra en la subcuenca del Río Pixquiac.

A pesar de que en la actualidad se cuenta con una legislación sólida del PSA, se necesita que la sociedad o los usuarios de estos servicios ambientales tengan una mayor participación, para incentivar la creación de mercados para los SA de la región como se ha venido realizando con FIDECOAGUA en el caso del municipio de Coatepec o la CMAS Xalapa para los demás municipios. Finalmente, es necesario que los tomadores de decisiones cuenten con este tipo de información que les permita orientar y focalizar los recursos para que puedan ser aplicados en las áreas que más lo requieren.

CAPÍTULO III. DISPOSICIÓN A PAGAR POR SERVICIOS ECOSISTÉMICOS HIDROLÓGICOS EN XALAPA, VERACRUZ, MÉXICO

3.1 RESUMEN

Actualmente la ciudad de Xalapa, Veracruz, enfrenta un problema de desabasto de agua potable, que incrementa año con año, conforme incrementa la deforestación y las necesidades de la población. Una solución es investigar alternativas que evalúen posibles fuentes de financiamiento para la conservación de las áreas forestales que proveen los servicios ecosistémicos hidrológicos requeridos. El objetivo del presente estudio fue determinar la disposición a pagar (DAP) de los usuarios domésticos de agua potable por la preservación de bosques considerados como zonas de recarga en la subcuenca del Río Pixquiac. Se diseñó y construyó una encuesta estructurada que incluyó factores sociales, económicos y culturales. Después de su calibración, la encuesta se aplicó a una muestra representativa de 113 hogares en la ciudad de Xalapa a través de un muestreo aleatorio. Con la información recabada se construyó un modelo econométrico que permitió identificar los principales aspectos relacionados a la DAP por el uso doméstico hidrológico. Los resultados obtenidos indican que el 92.04% de la población manifestó estar de acuerdo en otorgar una aportación mensual promedio de \$10.23 para la conservación de las áreas forestales. Este valor se considera alto en relación con otros estudios cuyo promedio de aportación por persona oscila en \$5.00 y puede deberse al alto nivel de concientización que existe en la región sobre la importancia de los bosques. Se concluye que existe un potencial de aportación económica de los usuarios que puede aprovecharse para incentivar la conservación forestal en las zonas de recarga de agua en el área de estudio.

Palabras clave: agua; conservación del bosque; encuestas; modelo econométrico; valoración contingente.

WILLINGNESS TO PAY FOR HYDROLOGICAL ENVIRONMENTAL SERVICES IN XALAPA, VERACRUZ, MEXICO

3.2 ABSTRACT

Currently, the city of Xalapa, Veracruz, faces a drinking water shortage problem, which increases year after year, as deforestation and the needs of the population increase. One solution is to investigate alternatives that evaluate possible sources of financing for the conservation of forest areas that provide the required hydrological ecosystem services. The objective of this study was to determine the willingness to pay (DAP) of domestic users of drinking water for the preservation of forests considered as recharge zones in the Pixquiac River sub-basin. It was designed and built a structured survey that included social, economic and cultural factors. After calibration, the survey was applied to a representative sample of 113 households in the city of Xalapa through random sampling. With the information collected, an econometric model was built that allowed to identify the main aspects related to the WTP for the domestic hydrological use. The results obtained indicate that 92.04% of the population agreed to grant an average monthly contribution of \$ 10.23 for the conservation of forest areas. This value is considered high in relation to other studies whose average contribution per person oscillates in \$ 5.00 and it may be due to the high level of awareness that exists in the region about the importance of forests. It is concluded that there is a potential for economic contribution from users that can be used to encourage forest conservation in the water recharge zones in the study area.

Keywords: Water; forest conservation; surveys; econometric model; contingent valuation.

3.3 INTRODUCCIÓN

Las comunidades en México poseen una amplia riqueza ambiental y biológica en sus ecosistemas que puede ser utilizada para impulsar el desarrollo social y económico (Wang *et al.*, 2017) o para consideraciones éticas (Lau *et al.*, 2019) o como percepción cultural del medio que las rodea (Ko y Son, 2018). Sin embargo, uno de los principales problemas derivados del aumento demográfico desordenado es la disminución y deterioro de tal riqueza, lo que altera la funcionalidad de las zonas forestales y deteriora sus servicios ecosistémicos (SE), lo cual se refleja en la reducción de la provisión de agua (Domínguez-Calle *et al.*, 2017; Monroy-Hernández, 2020), pérdida de biodiversidad (Dib *et al.*, 2020), degradación del suelo (Pereira *et al.*, 2018), entre otros. Actualmente, la escasez de agua potable en México es un problema creciente (Martínez-Austria *et al.*, 2019). Se estima que 32% de la población enfrenta cierto grado de escasez en la provisión de agua (INEGI, 2019). En consecuencia, se requiere aplicar medidas correctivas y proactivas para lograr la conservación y uso óptimo de los ecosistemas (Huang *et al.*, 2019; Börner *et al.*, 2020).

En la ciudad de Xalapa, Veracruz, la provisión de agua depende principalmente de las subcuencas Huitzilapan y Pixquiac (García-Coll, 2019), ambas pertenecen a la cuenca alta del río La Antigua. La subcuenca del Río Pixquiac se considera de mayor importancia por su cercanía a la ciudad y la calidad de agua que provee. Sin embargo, en la región existe un problema de cambios de uso de la tierra en áreas forestales que proveen servicios ecosistémicos (SE), principalmente por la falta de incentivos económicos para su conservación. Esto, aunado al incremento en la cantidad demandada, ocasiona un desbalance entre el consumo y la provisión, ocasionando escasez de agua potable para la ciudad. En los últimos años, el suministro ha decrecido paulatinamente, lo que limita el suministro a solamente algunos días a la semana. Anteriormente, esta restricción sólo se aplicaba en épocas de estiaje, sin embargo, actualmente las autoridades municipales plantean que los racionamientos se vuelvan permanentes para garantizar el abasto a toda la población.

Para incrementar y asegurar el abasto de agua potable en la ciudad, se requieren estrategias y acciones de conservación, así como políticas públicas orientadas hacia las áreas captadoras de agua. Es necesario generar una estrategia de manejo integrado y protección a zonas forestales, para ello se requiere saber si existe un potencial económico que contribuya a la generación de estas estrategias.

La valoración económica, vista desde el enfoque económico ambiental, provee herramientas que asignan valores monetarios a los SE proporcionados por el medio natural (Tinch *et al.*, 2019). Estos valores asignados incorporan externalidades negativas y positivas a la gestión del territorio (Bleeker y Vos, 2019).

Existen diversas técnicas y métodos de valoración de los SE (Cristeche y Penna, 2008; Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [INECC], 2020), desde aquellos que se basan en valores de mercado, hasta los que usan preferencias declaradas o preferencias reveladas, entre otros (Izko y Borneo, 2003). Sin embargo, uno de los más utilizados por su versatilidad es el método de valoración contingente (Navrud y Strand, 2018), el cual permite estimar el valor asignado por las personas a un recurso natural que no cuenta con un precio de mercado (Cook *et al.*, 2018; Girma *et al.*, 2021).

Diversos estudios han abordado el método de valoración contingente para determinar la disposición de los usuarios para pagar por la conservación de los ecosistemas forestales (Resende *et al.*, 2017), protección ecológica de áreas forestales que brindan servicios ecosistémicos hidrológicos (SEH) (Chu *et al.*, 2020) o la restauración de áreas degradadas en cuencas hidrológicas (Lipinska *et al.*, 2019), entre otros. Este método ha sido utilizado ampliamente por su versatilidad, adaptabilidad y relativa sencillez al tema que se investiga, permitiendo un análisis directo de la información recabada (Bergstrom y Loomis, 2017).

El objetivo de la presente investigación se centra en determinar la Disposición a Pagar (DAP) por parte de los usuarios doméstico del agua, en pro de la conservación de áreas forestales que proveen SE para la captación de agua en las zonas de recarga para la ciudad de Xalapa. Lo anterior, bajo la hipótesis en la que los usuarios domésticos de agua están dispuestos a realizar aportaciones económicas para conservar la calidad y suministro de agua potable.

3.4 MATERIALES Y MÉTODOS

3.4.1 Área de estudio

La ciudad de Xalapa, capital del Estado de Veracruz, México, se localiza entre los paralelos 19° 29' y 19° 36' de latitud norte y los meridianos 96° 48' y 96° 58' de longitud oeste con una altitud que oscila entre 700 y 1600 m (Sistema de Información Estadística y Geográfica del Estado de Veracruz de Ignacio de la Llave [SIEGVER], 2020). Cuenta con una extensión de 124.38 km² y alberga a una población de 488,531 habitantes (INEGI, 2020). Anualmente, el volumen suministrado de agua potable es de 32.3 millones de m³, aportado por la subcuenca del Río Pixquiac con 9.69 millones de m³ y la subcuenca Huitzilapan con 22.61 millones de m³ (SIEGVER, 2020). El organismo municipal encargado de la administración de los servicios de agua potable y la contratación de derechos de tomas para uso doméstico, comercial e industrial es CMAS (Comisión Municipal de Agua y Saneamiento) Xalapa. Las tarifas de agua varían en función del intervalo de consumo en m³ y la clasificación sobre los derechos de uso oscila entre \$14.59 y \$167.07 (CMAS, 2021).

3.4.2 Fundamentos del modelo usado

El modelo de valoración contingente se basa en la formulación desarrollada por Hanemann (1984), que utiliza una función directa, que comparara el resultado de dos funciones de utilidad. Las respuestas positivas se enfocan a la disponibilidad de pagar, para obtener el bien o servicio objeto de estudio, y lograr una utilidad mayor a la que se obtiene sin pagar ni acceder a ese servicio. La formulación del modelo económico de utilidad se centra en el supuesto de que existe una función de bienestar, dada por la ecuación (1):

$$B = DAP + I + Bi + S \quad (1)$$

Donde: B = Bienestar; DAP = Disposición a pagar; I = Ingreso; Bi = Bienes y servicios; y S = Vector de características socioeconómicas del encuestado. Sin embargo, en este estudio, se consideró a $Bi = 0$, es decir, se mantendrá constante asumiendo que el bienestar dado por el SEH no depende de la oferta y la demanda que paga el consumidor, por lo que la función quedó representada como (ecuación 2):

$$B = DAP + I + S \quad (2)$$

Si se considera como variable dicotómica a DAP donde el valor 1 representa un monto M para la conservación de los bosques que proveen los SEH, entonces se tendría que la función de B estaría dada por: $1 + (I - M) + S$, la cual debe ser mayor que $B = 0 + I + S$, donde, $B=0$ para una respuesta negativa a la DAP. Lo anterior indica que el encuestado prefiere una disminución en su ingreso con la condición de que mejore su bienestar, por lo que la probabilidad de una DAP positiva depende de:

Probabilidad de $(DAP = 1) = \text{Probabilidad de } \Delta B > 0$

$$\text{Donde: } \Delta B = (1 + (I - M) + S) - (0 + I + S) > 0 \quad (3)$$

Si la DAP se considera como una función del ingreso se podría representar como (ecuación 4):

$$DAP = \alpha_0 + \beta_1 I + \beta_2 S + \varepsilon_j \quad (4)$$

Donde: α_0 = intercepto; β_1 = el coeficiente asociado al ingreso; β_2 = el conjunto de coeficientes asociados a las variables que engloba el factor de características socioeconómicas y ε_j = error.

Los coeficientes asociados a β , junto con el intercepto α , pueden ser estimados utilizando un modelo de regresión.

3.4.3 Diseño y construcción de la encuesta

Se diseñó y construyó una encuesta estructurada que incluyó aspectos sociales, económicos y culturales sobre la disposición a pagar por la preservación de áreas forestales que provee el SEH. Posteriormente, se realizaron varias pruebas de calibración que permitieron dar mayor claridad a algunas preguntas que pudieran resultar confusas para el entrevistado. Al final, se obtuvo el cuestionario que se utilizó para el levantamiento de la información.

3.4.4 Diseño y tipo de muestreo

A través del análisis estadístico se aplicó un muestreo aleatorio simple (MAS) el cual indica que cada miembro de la población (hogar) posee la misma probabilidad de ser incluido en la muestra (Montesinos-López, 2010). Se determinó el tamaño de muestra calculado a través de la ecuación (5) (Zavaleta *et al.*, 2020):

$$n = \frac{NZ^2 p(1-p)}{d^2(N-1)+Z^2p(1-p)} \quad (5)$$

Donde:

n = tamaño de muestra; N = tamaño de la población; Z = nivel de confianza; p = proporción de la población con la característica deseada; $1-p$ = proporción de la población sin la característica deseada; d = nivel de precisión absoluta.

Los datos reportados por SIEGVER (2020) indican que en la ciudad de Xalapa se tienen 152,609 tomas de agua de uso doméstico. Al substituir los valores en la fórmula (5) y considerando un nivel de confianza del 95%, un error estimado del 10% y una varianza máxima del 0.5, se obtuvo un tamaño de muestra de 113 hogares.

3.4.5 Análisis de variables y generación de modelo econométrico

Se realizó un análisis estadístico de las variables y se evaluó su grado de asociación mediante la correlación de Pearson. Se efectuó una comparación de medias entre la DAP y cada una de las variables por separado para determinar si los valores asociados son significativos. Se asignaron niveles de importancia: (a) para valores muy significativos, (b) para valores con significancia media, y (c) para valores poco significativos. Estos valores no son excluyentes. Por el contrario, una variable puede encontrarse por arriba de una significancia media pero debajo de una significancia alta lo que se representaría con dos niveles en una misma variable.

Finalmente, se construyó un modelo de regresión para determinar la probabilidad de la DAP tomando en consideración las variables socioeconómicas y ambientales, como variables independientes. Se utilizó el software R-Studio 4.0.3 para el análisis estadístico. El modelo de regresión propuesto se presenta en la ecuación (6):

$$DAP = \alpha + \beta_1 EDAD + \beta_2 SEXO + \beta_3 EDO.CIVIL + \beta_4 EDUC + \beta_5 F.INGR + \beta_6 INGR + \beta_7 DEPEN + \beta_8 CANT.DISP + \beta_9 AGUA + \beta_{10} CUOTA + \varepsilon_j \quad (6)$$

El cuadro 3.1 indica las variables del modelo, así como su categorización:

Cuadro 3.1. Variables del modelo de la Disposición a Pagar (DAP).

Representación en el modelo	Descripción de la variable	Tipo
DAP	Disposición a pagar	1 = Si 0 = No
EDAD	Edad	Número entero
SEXO	Género	1 = Masculino 0 = Femenino
EDO.CIVIL	Estado civil	1 = Casado 2 = Soltero 3 = Viudo 4 = Divorciado 5 = Unión libre
EDUC	Nivel de estudios	1 = Sin educación 2 = Primaria 3 = Secundaria 4 = Preparatoria 5 = Universidad 6 = Posgrado
F.INGR	Principal fuente de ingresos	1 = Empleado del sector público 2 = Empleado del sector privado 3 = Negocio propio 4 = Jubilado - Pensionado
INGR	Nivel de ingresos	1 = < \$5,000 2 = Entre \$5,001 y \$10,000 3 = Entre \$10,001 y \$15,000 4 = Entre \$15,001 y \$20,000 5 = Entre \$20,001 y \$30,000 6 = Entre \$30,001 y \$50,000 7 = > \$50,000
DEPEN	Número de dependientes económicos	Número entero
CANT.DISP	Percepción de la cantidad disponible de agua potable a través del tiempo	1 = Disminuido 2 = Permanecido constante 3 = Aumentado 4 = No sabe
AGUA	Principal fuente de abastecimiento de agua potable para Xalapa	1 = Ríos cercanos 2 = De otro estado 3 = De los bosques 4 = No sabe
CUOTA	Cuota mensual que paga por el servicio de agua	Numero entero y decimal

3.5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.5.1 Modelo econométrico

El Cuadro 3.2 muestra los valores obtenidos del modelo de regresión empleado.

Cuadro 3.2. Estimadores del modelo econométrico de la Disposición a Pagar.

Estadísticas de la regresión	
Observaciones	113
R ² ajustado	0.39898945
Error típico	6.31625042
p-value	7.057e-10

El número de observaciones hace referencia a las personas encuestadas en cada hogar, la interpretación del valor obtenido de R² ajustada indica que el 39.89% de la disponibilidad a pagar en la zona de estudio puede ser explicada por la conjunción de las variables incluidas en el modelo, lo cual es un valor admitido para análisis de valoración contingente (Thapa *et al.*, 2021). Diversos autores (Irawan, 2019; Gupta y Chatterjee, 2021) mencionan que un valor en R² entre 0.3 y 0.6 indica que el modelo propuesto posee un buen ajuste. El error típico representa la variabilidad de la DAP que no es explicada por la regresión. Bostan *et al.* (2020) y Diswandi *et al.* (2021) mencionan que cuanto mejor sea el ajuste del modelo menor será el valor del error. Para el análisis realizado se considera el error como aceptable debido a que el valor es bajo y la R² ajustada se encuentra dentro del intervalo permisible. El p-value determina la significancia del análisis obtenido, siempre que el valor de p sea menor a 0.05 (Perni *et al.*, 2021). Por lo que al obtener un valor cercano a cero el modelo se considera factible como predictor de la DAP.

El Cuadro 3.3 muestra el intercepto y los valores de los coeficientes para cada una de las variables incluidas en la DAP.

Cuadro 3.3. Resultados del modelo de regresión con respecto a la Disposición a Pagar.

	Coefficientes	Error	t-value	Pr(> t)
Intercepto	10.2561	5.0196	2.0431	0.0436
EDAD	0.08478	0.0425	1.9905	0.0492
SEXO	-0.2105	1.2854	-0.1637	0.8702
EDO.CIVIL	-0.6547	0.4178	-1.5669	0.1202
EDUC	0.9588	0.4609	2.0799	0.0400
F.INGR	1.1740	0.4774	2.4587	0.0156
INGR	1.4528	0.4039	3.5963	0.0004
DEPEN	-1.4908	0.6166	-2.4174	0.0174
CANT.DISP	-1.1420	0.5646	-2.0226	0.0457
AGUA	-1.3766	0.5690	-2.4191	0.0173
CUOTA	-0.0290	0.0092	-3.1544	0.0021

Para el caso de los coeficientes, de las 10 variables evaluadas, cuatro de ellas presentan una relación directa con la DAP, ya que los signos son positivos, mientras que las seis restantes presentan coeficientes negativos (Cuadro 3.3), es decir, se correlacionan inversamente con la DAP. El valor de significancia ($Pr(>|t|)$), para cada uno de los coeficientes, indica que aquellos que sean menores a 0.05 se consideran significativos dentro del modelo (Desta, 2018), esta condición la cumplen casi todas las variables con excepción del estado civil y del género de los encuestados.

El mayor coeficiente positivo obtenido en el modelo de regresión es el ingreso, donde la DAP tiene una posibilidad de incrementar en 1.45 pesos a medida que el ingreso sea mayor en los intervalos utilizados. Le sigue la variable correspondiente a la fuente de ingresos, la cual indica, si el encuestado tiene una fuente de ingreso de una empresa privada o un negocio propio, la DAP incrementa en promedio en 1.17 pesos. El coeficiente del nivel educativo demuestra que conforme aumenta el nivel de estudios, la DAP puede incrementar en 0.95 pesos. Finalmente, la edad indica que la DAP podría incrementarse en 0.08 pesos por año cumplido del encuestado.

Respecto a los coeficientes negativos, el coeficiente de la variable AGUA indica que si la persona no tiene conocimiento sobre cuáles son las fuentes de abastecimiento de agua potable, entonces la DAP disminuirá en promedio 1.37 pesos, y viceversa. El valor del coeficiente de dependientes

económicos indica que mientras mayor sea el número de personas dependientes económicamente, la DAP disminuirá en 1.49 pesos. La percepción en la cantidad disponible de agua a través de los años es un factor fundamental en la DAP ya que, si las personas consideran que la cantidad de agua ha aumentado a través del tiempo, entonces el monto que están dispuesto a aportar disminuye en 1.14 pesos.

3.5.2 Evaluación de las variables del modelo

La prueba de correlación de Pearson mostró que no existe una asociación significativa, ya sea positiva o negativa entre las variables ($p \leq 0.05$) (Figura 3.1).

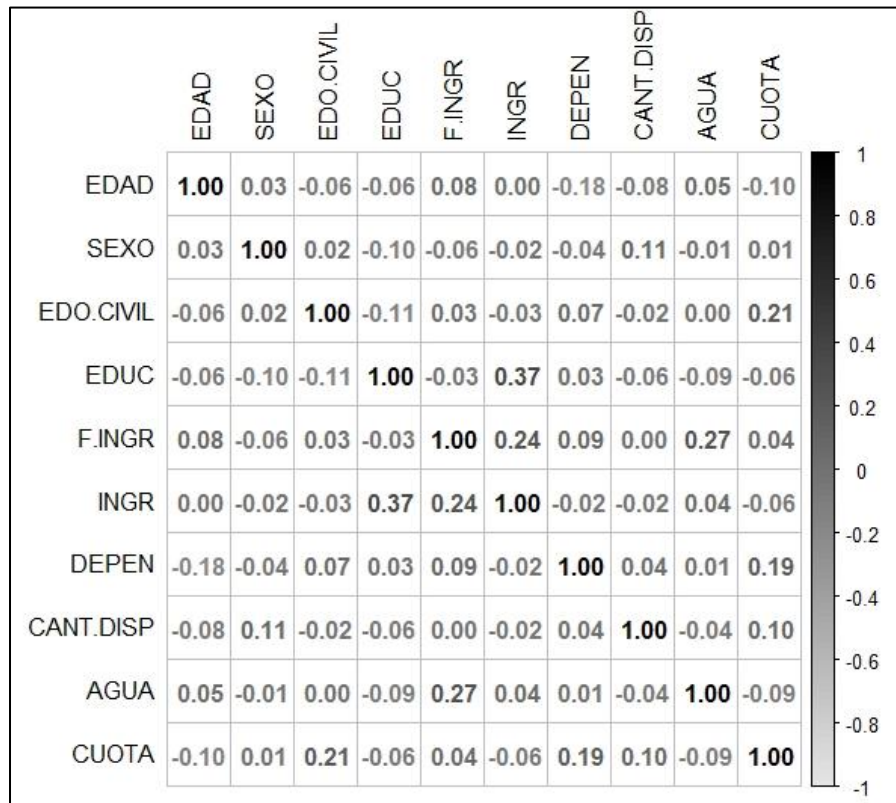


Figura 3.1. Análisis de correlación de Pearson en variables independientes.

Al realizar la comparación de medias entre la DAP y la edad se observa que todas las edades son significativas. Sin embargo, al agruparlas (Cuadro 3.4), la mayor significancia se presenta en los grupos de edad entre 41 y 60 años, así como en personas mayores de 60. Esto significa que las personas mayores de 40 son más propensas a tener una DAP seguidos por las personas mayores de 60 años.

Cuadro 3.4. Intervalos de edad y significancia de encuestados en Xalpa, Ver.

Edad	Frecuencia	Porcentaje (%)	Significancia
20-35	37	32.74	b
36-40	13	11.50	b
41-60	46	40.71	a
>60	17	15.04	ab
Total	113	100.00	

Respecto al nivel de estudios (Cuadro 3.5), el grupo más significativo es aquel que cuenta con estudios de posgrado. Le siguen, con significancia media – alta, los grupos cuya preparación educativa es de primaria, preparatoria y universidad. Finalmente, los grupos menos significativos son los que cuentan con educación secundaria y las personas que no cuentan con alguna formación académica. Por tanto, a mayor escolaridad existe una mayor propensión al pago.

Cuadro 3.5. Nivel educativo y significancia de encuestados en Xalapa, Ver.

Nivel de estudios	Frecuencia	Porcentaje (%)	Significancia
Sin educación	3	2.65	b
Primaria	18	15.93	ab
Secundaria	20	17.70	b
Preparatoria	23	20.35	ab
Universidad	32	28.32	ab
Posgrado	17	15.04	a
Total	113	100.00	

En relación con la fuente de ingresos, el grupo de personas que cuenta con negocio propio se diferencia significativamente de los grupos de trabajadores del sector privado y de los jubilados o pensionados, quienes tienen una significancia media – alta. Finalmente, se encuentra el grupo de los trabajadores del sector público con una significancia media (Cuadro 3.6). Esto indica que las personas que generan su propio ingreso son más propensas a la DAP.

Cuadro 3.6. Fuente de ingresos y significancia de encuestados en Xalapa, Ver.

Principal fuente de ingresos	Frecuencia	Porcentaje (%)	Significancia
Trabajador sector público	11	9.73	b
Trabajador sector privado	79	69.91	ab
Negocio propio	19	16.81	a
Jubilado - Pensionado	4	3.54	ab
Total	113	100.00	

El nivel de ingreso mostrado en el Cuadro 3.7 muestra que las personas que ganan entre 20 y 30 mil pesos se diferencian significativamente de los que tienen un ingreso entre 15 y 20 mil pesos, quienes poseen una significancia media alta. Las personas cuyo ingreso se encuentra entre 30 y 50 mil pesos tienen una significancia media. El grupo de encuestados con nivel de ingresos entre 10 y 15 mil pesos tiene una significancia media baja, mientras que los niveles de ingresos de 10 mil pesos o inferior poseen una significancia baja. Finalmente, las personas que cuentan con un ingreso medio – alto tienen mayor DAP.

Cuadro 3.7. Intervalo del nivel de ingresos y significancia de encuestados en Xalapa, Ver.

Nivel de ingresos	Frecuencia	Porcentaje (%)	Significancia
< \$5,000	18	15.93	c
Entre \$5,001 y \$10,000	20	17.70	c
Entre \$10,001 y \$15,000	19	16.81	bc
Entre \$15,001 y \$20,000	22	19.47	ab
Entre \$20,001 y \$30,000	18	15.93	a
Entre \$30,001 y \$50,000	16	14.16	b
> \$50,000	0	0.00	-
Total	113	100.00	

Para el caso de los dependientes económicos (Cuadro 3.8), el análisis de significancia con la DAP muestra que todos los grupos son significativos.

Cuadro 3.8. Número de dependientes económicos y significancia de encuestados

Número de dependientes Económicos	Frecuencia	Porcentaje (%)	Significancia
2	24	21.24	a
3	37	32.74	a
4	33	29.20	a
5	19	16.81	a
Total	113	100.00	

El Cuadro 3.9 muestra que todos los grupos presentan una significancia alta sobre la percepción de la cantidad disponible de agua respecto a la DAP.

Cuadro 3.9. Cantidad disponible de agua potable y significancia de los encuestados en Xalapa, Ver.

Percepción de la cantidad disponible de agua potable a través del tiempo	Frecuencia	Porcentaje (%)	Significancia
Disminuido	43	38.05	a
Permanecido constante	34	30.09	a
Aumentado	16	14.16	a
No sabe	20	17.70	a
Total	113	100.00	

Los niveles de significancia respecto al conocimiento sobre la principal fuente de abastecimiento de agua potable mostraron niveles de significancia altos, independientemente de la respuesta elegida por los encuestados (Cuadro 3.10).

Cuadro 3.10. Fuente de abastecimiento principal y significancia de los encuestados en Xalapa, Ver.

Principal fuente de abastecimiento de agua potable para Xalapa	Frecuencia	Porcentaje (%)	Significancia
Ríos cercanos	31	27.43	a
De otro estado	23	20.35	a
De los bosques en la parte alta	36	31.86	a
No sabe	23	20.35	a
Total	113	100.00	

La variable cuota, del pago mensual por el servicio de agua potable de los encuestados es muy variable, por lo que se analizó en conjunto obteniéndose que en promedio se pagan mensualmente alrededor de \$172.80. Asimismo, el valor más bajo como pago de agua fue de \$53.00 y el más alto, \$278.00. Para este caso, el nivel de correlación contra la DAP muestra que todos los valores son significativamente altos.

Finalmente, referente a la DAP (Cuadro 3.11), más del 90% de los encuestados manifestó una respuesta afirmativa para la aportación de recurso económico a favor de la conservación de los bosques y la provisión de SEH.

Cuadro 3.11. Disposición a pagar del total de los encuestados

Disposición a Pagar	Frecuencia	Porcentaje (%)
Positiva	104	92.04
Negativa	9	7.96
Total	113	100.00

3.5.3 Disposición a pagar por la conservación

De las 152,609 tomas de agua de uso doméstico que hay en la ciudad de Xalapa (SIEGVER, 2020) y si se considera la respuesta positiva a la DAP del 92.04% con \$10.23 como media mensual, se tiene un potencial de aportación dentro de todo el municipio de \$1,434,919.34 mensual y de \$17,243,032.08 anual.

Si se conjuntara el potencial anual de \$17,243,032.08 para el PSAH con fondos concurrentes del PSA de CONAFOR, cuya operatividad consiste en aportar una cantidad similar, y considerando un pago de \$2,000.00 por ha⁻¹ año⁻¹, se podrían conservar todas las áreas boscosas de la subcuenca del Río Pixquiac. Este monto supera el pago asignado por entidades federales como CONAFOR (Nava-López *et al.*, 2018):

El 31.8% de los encuestados declaró una preferencia para otorgar la aportación económica directamente a los dueños de los bosques. El 21.2% mencionó que debería realizarse a través de grupos de trabajo que se encuentran en las comunidades representados por los mismos habitantes de las partes altas. El 15.0% opina que se debe realizar a través de las asociaciones civiles. Un 13.2% determinó que el canal óptimo debería ser a través del recibo del agua. Finalmente, un 10.6% manifestó que debe realizarse a través de otras instituciones de gobierno.

La predilección por la aportación del recurso económico directamente a los dueños de los terrenos forestales coincide con lo reportado por Talero-Cabrejo y Salcedo-Silva, (2020) al considerar que sería mejor aprovechado y llegaría de manera íntegra. A su vez, Luna (2018) menciona que la sociedad tiene la percepción de que el gobierno no es del todo transparente en el manejo de los recursos económicos por lo que existe cierta desconfianza para utilizarse como canal de pago de la DAP, coincidiendo con lo encontrado en este estudio.

Aguilar *et al.* (2018) mencionan que el sexo y el estado civil son características de significancia con relación a la DAP contrapuesto con lo obtenido en este estudio ya que estas variables son las que menos significancia presentaron. Por otro lado, coincide con lo reportado por Taye *et al.* (2018) y Khan *et al.* (2019) ya que las variables con mayor significancia en el modelo econométrico son el ingreso, la percepción de la gente respecto a la cantidad disponible de agua a través del tiempo y la cuota que se paga mensualmente por el servicio. En cuanto al nivel educativo, la significancia en el modelo no es tan alta como lo reportado por Aguilar *et al.* (2018) quienes mencionan que las principales variables determinantes en la DAP son la edad, el nivel educativo y el ingreso.

A pesar de existir la voluntad de la población de brindar una aportación económica para la conservación de áreas forestales captadoras de agua, se requiere generar el mercado de SEH. Para ello se necesita instalar un marco institucional del proyecto donde a través de un fondo similar al Fondo Forestal Mexicano, el gobierno, preferentemente en sus tres niveles, conjuntamente con actores y representantes involucrados (dueños del bosque, consumidores, ONG's, instituciones de investigación, otros) que establezcan las bases normativas y operativas del mercado de SEH.

Dentro de la creación del mercado de SEH, se deben de crear los mecanismos de mercado transparentes que permitan la canalización del recurso de manera eficaz y eficiente. Sin embargo, operativamente esto puede no ser tan rentable ya que requiere que se destinen recursos económicos adicionales para su creación. No obstante, una alternativa viable es adecuar los mecanismos gubernamentales para alcanzar la eficiencia y transparentar el manejo. Existen casos de éxito como el de FIDECOAGUA en Coatepec cuya administración de las aportaciones es manejada por el gobierno (Nava-López *et al.*, 2018) pero transparentado a través de un fideicomiso que es integrado por todos los actores locales involucrados.

Los resultados obtenidos tienen una relevancia fundamental al asignar un valor a la conservación de las zonas forestales como provisoras de SEH. En el área de estudio, el nivel de participación en la DAP para la provisión de SEH es del 92.04%. Este porcentaje se encuentra muy por arriba de los valores encontrados por Ramos-Álvarez *et al.* (2021) quienes menciona que en Hidalgo hay una DAP del 68%. El alto nivel de porcentaje en la participación de la DAP en la zona de estudio puede deberse principalmente a que en el estado de Veracruz existen campañas sobre la importancia del cuidado de los bosques y su relación con el abasto del agua (Córdoba *et al.*, 2020). También por la influencia de la creación del primer mercado de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos (PSA) en el municipio de Coatepec, el cual sigue vigente hasta el día de hoy y ha mostrado que, a través de la gestión adecuada del territorio y la aportación de recursos económicos para la conservación de los ecosistemas forestales, el abasto de agua está garantizado (Von-Thaden *et al.*, 2021).

3.6 CONCLUSIONES

Existe un potencial de aportación económica de \$1,434,919.34 mensuales por parte del conjunto de usuarios del servicio de agua potable a nivel doméstico de la ciudad de Xalapa, lo que comprueba la hipótesis planteada. Este estudio solo consideró a la población que consume agua de uso doméstico, sin embargo, se pueden vincular esfuerzos de diversos actores locales incluyendo a comercios, usuarios industriales, turísticos y agropecuarios para la mejora en la calidad del servicio de agua planteando acciones a favor de una mejora en las áreas captadoras como son las subcuencas hidrológicas.

Aunque existen programas de PSA aplicados a estas zonas que abastecen a la ciudad de Xalapa, los recursos no son suficientes para cubrir la amplia cobertura forestal de la región. Se da la pauta a un área de oportunidad para el enfoque de acciones y estrategias que permitan estas aportaciones adicionales, lo cual puede ser a través de programas o de la creación de un mercado de SEH cuya canalización de beneficios sea directa y transparente hacia los dueños de terrenos forestales con un enfoque en la conservación activa de los ecosistemas. El estudio mostró que el nivel educativo, el ingreso y el monto de la cuota definen en gran medida en la DPA, por lo tanto, el éxito de mecanismos de PSA dependerá de las futuras inversiones en educación y generación de empleo.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES

En México, existe un área de oportunidad para la mejora y direccionamiento de la política formulada y aplicada al fomento de las actividades primarias como las agropecuarias y forestales. Se requiere diseñar e implementar acciones y estrategias orientadas a mejorar las condiciones económicas de las áreas rurales en donde se desarrollan estas actividades. Paradójicamente, en estas áreas rurales se encuentra la mayor riqueza y diversidad de ecosistemas forestales, los cuales brindan servicios ambientales fundamentales para el bienestar de la sociedad. Por tanto, se requiere la aplicación de un manejo sostenible que incentive su restauración, aprovechamiento y fomento. Lo anterior, considerando el costo de oportunidad frente a otros usos de la tierra más productivos el cual representa una gran amenaza para estos ecosistemas.

La conservación de áreas para la provisión de servicios ambientales a través de incentivos económicos representa una alternativa para implementar actividades productivas sostenibles que fortalezcan el desarrollo de los territorios rurales. Bajo esta tendencia, se han diseñado instrumentos de política que buscan mejorar las condiciones de estas zonas, sin embargo, no han sido del todo eficientes y suficientes. La pérdida de cobertura forestal en áreas de importancia dentro de las cuencas sigue siendo una problemática que se incrementa día a día.

El desarrollo de mecanismos compensatorios como el Pago por Servicios Ambientales (PSA) busca incentivar la creación de mercados para bienes públicos en los cuales usuarios y proveedores se vean involucrados.

La subcuenca del Río Pixquiac localizada en el centro del estado de Veracruz es una zona de importancia hidrológico-forestal a nivel regional, ya que provee de agua potable a la ciudad de Xalapa. Esta subcuenca a su vez incorpora dentro de sus diversos usos de la tierra relictos de bosque mesófilo de montaña que se encuentra en la parte media y alta de la región. Sin embargo, a pesar de tener un mecanismo de PSA operando en el área de estudio, existe una disminución de cobertura forestal. Distintos estudios sugieren que esta disminución ha contribuido a aumentar los problemas de desabasto de agua en la ciudad. Desde hace algunos años se implementan rondas de corte del suministro en épocas de estiaje, con el fin de disminuir la presión sobre el agua disponible. Este problema se ha ido acrecentando con los años, tanto por el incremento de la demanda, como por la disminución en la disponibilidad del agua, por lo que el organismo municipal de agua ha

considerado realizar estos cortes de suministro de manera permanente. Derivado de esta problemática actual, se detectó una necesidad de investigación que permitiera obtener información que le fuera de utilidad a los tomadores de decisiones. Esto con el fin de evaluar los diversos cambios de uso de la tierra que han existido a través del tiempo en áreas forestales que captan el agua para el abasto de la ciudad, así como también buscar determinar el costo de oportunidad que existe para la conservación de estas áreas.

El objetivo de la presente investigación se centró Proponer estrategias de gestión en el mejoramiento de los PSA que operan en la región, considerando las áreas de conservación hidrológica y la disposición a pagar por parte de los usuarios del agua. Lo anterior bajo la hipótesis de que la disponibilidad a pagar por los usuarios del agua en la ciudad de Xalapa es suficiente para conservar áreas prioritarias que proveen servicios ambientales hidrológicos.

De esta manera, el documento se integró en los siguientes capítulos: Introducción general; I. Conflictos y escenarios futuros del uso de la tierra en una subcuenca del Golfo de México; II. Áreas prioritarias y pago por servicios ambientales en la subcuenca del Río Pixquiac, Veracruz, México; III. Disposición a pagar por servicios ecosistémicos hidrológicos en Xalapa Veracruz y Discusión y conclusiones generales.

El capítulo I. contiene la caracterización del área de estudio, así como también consideraciones generales de los temas de referencia utilizados en la investigación. Dentro del desarrollo se incluye un desglose de la caracterización social, biofísica y económica del área de estudio, así como también un breviarío sobre la evolución del PSA y su operación en México, finalizando con el análisis de la problemática y detección de oportunidades planteadas en el área de estudio. A través de este capítulo se analiza el área de oportunidad detectada y considera la realización de estudios de cambios de uso de la tierra a nivel subcuenca.

El capítulo II se concentró en realizar un análisis multitemporal de cambios de uso de la tierra en la subcuenca del Río Pixquiac en un periodo de 16 años (2002-2018). Se identificaron áreas de cambios y conflictos entre usos de la tierra. Con la información obtenida se detectaron áreas de conflicto de uso y se proyectaron escenarios tendenciales y alternativos que permitieron entender la dinámica de cambios espaciales dentro del área de estudio.

Con los resultados de este capítulo, se concluyó que 653.12 ha de uso forestal en la subcuenca del Río Pixquiac han sido convertidas hacia otros usos principalmente agropecuarios. A su vez en la parte sur de la subcuenca se ha incrementado el uso urbano en casi un 50%, con una superficie de 97.24 ha. También se detectaron siete polígonos que presentan conflictos con el uso potencial dentro de la zona de estudio con una superficie de 4,490.44 ha. Dentro de los escenarios futuros generados se pudo determinar que de no existir una reorientación en la gestión del territorio las grandes áreas forestales tenderán a disminuir y fragmentarse.

El capítulo III contempla el análisis del PSA y su evolución a través del tiempo en la subcuenca del Río Pixquiac. Durante el periodo analizado, se han apoyado 5,450.41 ha con un monto de \$21,535,650. Con base en la información espacial y la metodología de Zheng *et al.* (2019) se identificaron áreas prioritarias de conservación forestal con una superficie de 2,571.42 ha, una vez generada esta información, se contrastó con el PSA operado dando como resultado que sólo 881.58 ha (34.2%) han sido apoyadas por este programa.

El Capítulo IV se centra en la determinación de un modelo econométrico a través del método de valoración contingente para determinar la DAP en la ciudad de Xalapa a través de un muestreo aleatorio simple orientado hacia las tomas de uso doméstico. De esta valoración resultó que el 92.04% de la población manifestó estar de acuerdo en otorgar una aportación mensual cuyo monto total asciende a \$1,434,919.34 para la conservación de las áreas forestales de la subcuenca del Río Pixquiac.

La presente investigación aporta información relevante que sirve para que los tomadores de decisiones orienten el PSA a donde realmente se requiere considerando escalas espaciales adecuadas de las áreas forestales, así como también disponibilidad potencial que existe de los usuarios a pagar por los SH que reciben; lo cual puede servir para incentivar la creación de mercados locales de estos servicios.

Fortalezas

Cabe resaltar que el objetivo de la presente investigación tiene su fundamento en la identificación de áreas prioritarias para la conservación de servicios ambientales. Se buscó aplicar una metodología acorde a la integración de información que permitiera obtener y entender los cambios espaciales y temporales que han ocurrido dentro del área de estudio. Por lo que una de las

principales fortalezas es la integración de metodologías que permiten contar con las características requeridas para analizar e identificar áreas prioritarias de provisión de servicios ambientales hidrológicos y la determinación de un valor económico para su conservación.

Asimismo, con la información recabada se generaron escenarios tendenciales y futuros alternativos que permitieron dar una idea de los posibles cambios o impactos que pudieran existir en el territorio al implementar diferentes políticas de gestión o aprovechamiento. Este abanico de posibilidades representa una herramienta valiosa para los tomadores de decisiones.

Debilidades

Los resultados de la investigación se encuentran basados en la modelación espacial y temporal de un ciclo en concreto, por lo que pudiera ser una limitante en un análisis longitudinal más amplio. A su vez, por la parte metodológica de la valoración contingente pueden existir sesgos de información ligados a las respuestas de los entrevistados.

Otro aspecto a destacar es que sólo se consideró al usuario doméstico para la DAP, sin embargo, se puede ampliar la información incorporando a otro tipo de usuarios como comerciales, industriales, agrícolas, etc.

Líneas futuras de investigación

A través de los resultados obtenidos se identificaron diversas áreas de oportunidad para la investigación dentro de la región de estudio. Se pueden fortalecer o complementar los resultados obtenidos con un estudio orientado hacia la disposición a aceptar un pago por la conservación de áreas forestales en la Subcuenca del Río Pixquiac. Asimismo, se puede complementar la potencialidad de la disposición a pagar (DAP) considerando no solamente a los usuarios domésticos, sino también a los usuarios industriales y comerciales, lo que potenciaría el recurso que pudiera estar disponible para la conservación de áreas forestales.

Asimismo, otras líneas de investigación que pueden desarrollarse pueden estar orientadas hacia el cálculo del balance hidrológico en la subcuenca, la estimación de gasto de agua en las diferentes actividades dentro de la región o la determinación de la factibilidad de acción colectiva para la creación de mercado de SAH.

Finalmente, la difusión y el seguimiento de los resultados obtenidos con los tomadores de decisiones y población involucrada permitirían la implementación de estrategias orientadas hacia la gestión integral de manejo sostenible de los recursos forestales de la región y la protección de las áreas prioritarias identificadas.

LITERATURA CITADA

- Acuayte-Valdes, M. C. (2011). *Valorización económica del rescate del río San Bernardino, Texcoco; Estado de México como belleza natural y recurso hídrico* [Tesis de maestría, Colegio de Postgraduados]. <http://colposdigital.colpos.mx:8080/xmlui/handle/10521/533>
- Aguilar, F. X., Obeng, E. A., y Cai, Z. (2018). Water quality improvements elicit consistent willingness-to-pay for the enhancement of forested watershed ecosystem services. *Ecosystem Services*, 30, 158-171. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.02.012>
- Al-Juaidi, A. E., Nassar, A. M., y Al-Juaidi, O. E. (2018). Evaluation of flood susceptibility mapping using logistic regression and GIS conditioning factors. *Arabian Journal of Geosciences*, 11(24), 1-10. <https://doi.org/10.1007/s12517-018-4095-0>
- Álvarez-Aquino, C., Ellis, E., Gerez-Fernández, P., López-Binnqüist, C., Rodríguez-Rivas y Pedraza Pérez, R. (2018). Acercamientos prácticos y teóricos a la degradación forestal en: P. Linares, A. I. Suárez, L. Pacheco, C. C. Acosta, A. Cortés, M. Cárdenas. (Eds). *Biología y sociedad, los vínculos entre gestión, educación y manejo. Experiencias en México* (Págs. 132-146). Asociación Chelonia
- Arabomen, O. J., Chirwa, P. W. y Babalola, F. D. (2019). Willingness-to-pay for Environmental Services Provided By Trees in Core and Fringe Areas of Benin City, Nigeria 1. *International Forestry Review*, 21(1), 23-36. <https://doi.org/10.1505/146554819825863717>
- Arteaga-Reyes, T. T., Aguilar-Gómez, C. R., Herrera-Tapia, F. y Reyes-Gonzalez, J. A. (2017). *Pago por servicios ambientales hidrológicos: hacia un instrumento de política pública para la sustentabilidad agropecuaria en áreas naturales protegidas* [Archivo PDF]. <http://ri.uaemex.mx/handle/20.500.11799/79883>
- Asbjornsen, H., Manson, R. H., Scullion, J. J., Holwerda, F., Muñoz-Villers, L. E., Alvarado-Barrientos, M. S., Geissert, D., Dawson, T. E., McDonell, J. J., y Bruijnzeel, L. A. (2017). Interactions between payments for hydrologic services, landowner decisions, and ecohydrological consequences: synergies and disconnection in the cloud forest zone of central Veracruz, Mexico. *Ecology and Society*, 22(2), 25. <https://doi.org/10.5751/ES-09144-220225>
- Ayala-Montejo, D., Valdés-Velarde, E. y Romo-Lozano, J. L. (2021). Análisis y priorización de sistemas de producción asociadas al café y aguacate. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 12(3), 525-539. <https://doi.org/10.29312/remexca.v12i3.2377>

- Bamwesigye, D., Hlavackova, P., Sujova, A., Fialova, J. y Kupec, P. (2020). Willingness to pay for forest existence value and sustainability. *Sustainability*, 12(3), 891. <https://doi.org/10.3390/su12030891>
- Bauche, P. (2012). *Estrategia de promoción de mecanismos locales de pago por servicios ambientales*. CONAFOR.
- Benítez, G., Pérez-Vázquez, A., Nava-Tablada, M., Equihua, M. y Álvarez-Palacios, J. L. (2012). Urban expansion and the environmental effects of informal settlements on the outskirts of Xalapa city, Veracruz, Mexico. *Environment and Urbanization*, 24(1), 149-166. <https://doi.org/10.1177/0956247812437520>
- Berg, Å., Gärdenfors, U. y Von Proschwitz, T. (2004). Logistic regression models for predicting occurrence of terrestrial molluscs in southern Sweden - importance of environmental data quality and model complexity. *Ecography*, 27(1), 83–93. 10.1111/j.0906-7590.2004.03553.x
- Bergstrom, J. C. y Loomi, J.B. (2017). Economic valuation of river restoration: An analysis of the valuation literature and its uses in decision-making. *Water Resources and Economics*, 17, 9-19. <https://doi.org/10.1016/j.wre.2016.12.001>
- Biswas, M., Banerji, S. y Mitra, D. (2019). Land-use–land-cover change detection and application of Markov model: a case study of Eastern part of Kolkata. *Environment, Development and Sustainability*, 22(5), 4341-4360. <https://doi.org/10.1007/s10668-019-00387-4>
- Blanco, J., Dendoncker, N., Barnaud, C. y Sirami, C. (2019). Ecosystem disservices matter: Towards their systematic integration within ecosystem service research and policy. *Ecosystem Services*, 36, 100913. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100913>
- Bleeker, S. y Vos, J. (2019). Payment for ecosystem services in Lima’s watersheds: power and imaginaries in an urban-rural hydrosocial territory. *Water International*, 44(2), 224-242. <https://doi.org/10.1080/02508060.2019.1558809>
- Bobadilla-Jiménez, M., Luna-Salguero, B. M., Lagunas-Vázquez, M., Álvarez-Borrego, S., González-Salazar, J. L., Valle-Padilla, E. y Ortega-Rubio, A. (2017). Percepción de los prestadores de servicios dentro de Áreas Naturales Protegidas sobre la eficacia de las políticas ambientales ahí implementadas y su impacto sobre el bienestar de la comunidad. Caso: Cabo Pulmo, BCS México. *El periplo sustentable*, (33), 760-797. <https://rperiplo.uaemex.mx/article/view/9036>
- Börner, J., Baylis, K., Corbera, E., Ezzine-de-Blas, D., Honey-Rosés, J., Persson, U. M.,ç y Wunder, S. (2017). The effectiveness of payments for environmental services. *World development*, 96, 359-374. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.03.020>
- Börner, J., Schulz, D., Wunder, S. y Pfaff, A. (2020). The effectiveness of forest conservation policies and programs. *Annual Review of Resource Economics*, 12(1), 45-64. 10.1146/annurev-resource-110119-025703

- Bostan, Y., Fatahi-Ardakani, A., Fehrest-Sani, M. y Sadeghinia, M. (2020). A comparison of stated preferences methods for the valuation of natural resources: The case of contingent valuation and choice experiment. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17, 4031–4046. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02714-z>
- Brockerhoff, E. G., Barbaro, L., Castagneyrol, B., Forrester, D. I., Gardiner, B., González-Olabarria, J. R., Lyver, P. O'B., Meurisse, N., Oxbrough, A., Taki, H., Thompson, I. D. y van der Plas, F. Jactel, H. (2017). Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, 26, 3005–3035. [10.1007/s10531-017-1453-2](https://doi.org/10.1007/s10531-017-1453-2)
- Brown, G., Kangas, K., Juutinen, A. y Tolvanen, A. (2017). Identifying environmental and natural resource management conflict potential using participatory mapping. *Society & Natural Resources*, 30(12), 1458-1475. <https://doi.org/10.1080/08941920.2017.1347977>
- Bryn, A., Dourojeanni, P., Hemsing, L. y O'Donnell, S. (2013). A high-resolution GIS null model of potential forest expansion following land use changes in Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 28(1), 81-98. <https://doi.org/10.1080/02827581.2012.689005>
- Burstein, J., Chapela, G., Aguilar, J., y León, E. (2002). Informe sobre la propuesta de pago por servicios ambientales en México. Proyecto Pago por Servicios Ambientales en las Américas, Fundación FORD y PRISMA. http://www.conafor.gob.mx/innovacion_forestal/wp-content/uploads/2018/04/Burstein-J.-et-al.2002.Informe-sobre-propuesta-Pago_Serv_Amb_Mexico.pdf
- Byrne, A. T., Hadrich, J. C., Robinson, B. E. y Han, G. (2020). A factor-income approach to estimating grassland protection subsidy payments to livestock herders in Inner Mongolia, China. *Land Use Policy*, 91, 104352. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104352>
- Cabrera-Murrieta. (2012). *Valoración de los servicios ecosistémicos desde la perspectiva de la economía ecológica: el caso de la reserva de la biósfera isla San Pedro Mártir* [Tesis de maestría, El Colegio de la Frontera Norte]. <https://www.colef.mx/posgrado/tesis/2010905/#:~:text=La%20valoraci%C3%B3n%20los%20servicios%20ecosist%C3%A9micos,que%20representa%20la%20biomasa%20de>
- Camargo, C., Calderón, A., Lobo, J. y Ovalles, Y., (2020). Identificación de conflictos y propuesta de asignación de usos de la tierra en la subcuenca quebrada Mejías, municipio Antonio Pinto Salinas, estado Mérida, Venezuela. *Revista de Topografía Azimut*, 11, 46-65. <https://revistas.udistrital.edu.co/index.php/azimut/article/view/15979>
- Carmenza-Rozo, C. (2011). Los métodos de valoración económica del medio ambiente: Conceptos preliminares. *Ensayos de Economía*, 13(1), 9–41. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/ede/article/view/23944>
- Carter, Z. C., Jones, K. W, Gomez-Aguilar, L. R., Congalton, R. G., Holwerda, F., Kolka, R., Looker, N., López-Ramírez, S. M., Manson, R., Mayer, A., Muñoz-Villers, L., Ortiz-Colin, P., Romero-Uribe, H., Saenzh, L., Von-Thaden, J. J., Vizcaíno-Bravo, M. Q., Williams-Linera, G. y Asbjornsen, H. (2020). Evaluating ecosystem service trade-offs along a land-

- use intensification gradient in central Veracruz, Mexico. *Ecosystem Services*, 45, 101181. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101181>
- Castellanos-Mora, L. y Agudelo-Hz, W. (2021) Spatial Scenarios of Land-Use/Cover Change for the Management and Conservation of Paramos and Andean Forests in Boyacá, Colombia. *Environmental Sciences Proceedings*, 3(1), 87: <https://doi.org/10.3390/IECF2020-08023>
- Chafla, P. y Cerón, P. (2016). Pago por servicios ambientales en el sector del agua: el Fondo para la Protección de Agua. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(6), 25-40. <http://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v7n6/2007-2422-tca-7-06-00025.pdf>
- Chang, Y. T., Lee, Y. C. y Huang, S. L. (2017). Integrated spatial ecosystem model for simulating land use change and assessing vulnerability to flooding. *Ecological Modelling*, 362, 87-100. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.08.013>
- Chávez-González, H., González-Guillén, M. D. J. y Hernández-de la Rosa, P. (2015). Metodologías para identificar áreas prioritarias para conservación de ecosistemas naturales. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 6(27), 8-23. <http://www.scielo.org.mx/pdf/remcf/v6n27/v6n27a2.pdf>
- Chu, X., Zhan, J., Wang, C., Hameeda, S. y Wang, X. (2020). Households' willingness to accept improved ecosystem services and influencing factors: Application of Contingent Valuation Method in Bashang Plateau, Hebei Province, China. *Journal of Environmental Management*, 255, 109925. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109925>
- Comisión Municipal de Agua Potable y Saneamiento Xalapa (CMAS). (2016). *Manejo integrado de cuencas en la comisión municipal de agua potable y saneamiento de Xalapa, Veracruz*. H. Ayuntamiento de Xalapa. <https://cmasxalapa.gob.mx/>
- Comisión Municipal de Agua Potable y Saneamiento (CMAS). (2021). *Tarifas del mes de Noviembre (P11/2021)*. <https://cmasxalapa.gob.mx/tarifas/>
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2010). *Servicios ambientales y cambio climático*. <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/24/2727DOSSIER.pdf>
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2012). *REGLAS de Operación del Programa ProArbol*. https://www.conafor.gob.mx/apoyos/index.php/inicio/app_apoyos#/detalle/2012/1
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2014). *REGLAS de Operación del Programa Nacional Forestal PRONAFOR*. https://www.conafor.gob.mx/apoyos/index.php/inicio/app_apoyos#/detalle/2014/37
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2016). *REGLAS de Operación del Programa Nacional Forestal*. https://www.conafor.gob.mx/apoyos/index.php/inicio/app_apoyos#/detalle/2016/61
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2017). *Evaluación de impacto del programa de pago por servicios ambientales*.

- http://dsiappsdev.semarnat.gob.mx/datos/portal/evaluaciones/2018/Informe_Final_Evaluacion_de_Impacto-PSA-2011-2014.pdf
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2019). *Reglas de Operación del Programa apoyos para el Desarrollo Forestal Sustentable*. https://www.conafor.gob.mx/apoyos/index.php/inicio/app_apoyos#/detalle/2019/79
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2020). *El Sector Forestal Mexicano en Cifras 2020*. <https://www.gob.mx/conafor/documentos/el-sector-forestal-mexicano-en-cifras-2020>
- Consejo Nacional de Población (CONAPO). (2000). *Índices de Marginación*. http://conapo.gob.mx/es/CONAPO/Indices_de_marginacion_2000_.4
- Cook, D., Davíðsdóttir, B. y Kristófersson, D. M. (2018). Willingness to pay for the preservation of geothermal areas in Iceland – The contingent valuation studies of Eldvörp and Hverahlíð. *Renewable Energy*, 116, 97–108. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.09.072>
- Córdoba, D., Pischke, E. C., Selfa, T., Jones, K. W. y Avila-Foucat, S. (2020) When Payment for Ecosystem Services Meets Culture: A Culture Theory Perspective. *Society & Natural Resources*, 34(4), 505-523. <https://doi.org/10.1080/08941920.2020.1849482>
- Correa-Ayram, C. A., Mendoza, M. E., Etter, A. y Pérez-Salicrup, D. R. (2017). Potential distribution of mountain cloud forest in Michoacán, Mexico: prioritization for conservation in the context of landscape connectivity. *Environmental management*, 60(1), 86-103. [10.1007/s00267-017-0871-y](https://doi.org/10.1007/s00267-017-0871-y)
- Cristeche, E. y Penna J. A. (2008). *Métodos de Valoración Económica de los servicios ambientales. Estudios socioeconómicos de la sustentabilidad de los sistemas de producción y recursos naturales*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-metodos_doc_03.pdf
- Czúcz, B., Haines-Young, R., Kiss, M., Bereczki, K., Kertész, M., Vári, Á., Potschin-Young, M. y Arany, I. (2020). Ecosystem service indicators along the cascade: How do assessment and mapping studies position their indicators?. *Ecological Indicators*, 118, 106729. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106729>
- Daily, G.C. (2009). *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press.
- Desta, Y., (2018). Analysis of Economic Value of Lake Ziway: An application of Contingent Valuation Method. *Journal of Resources Development and Management*, 40, 55-66. <https://ssrn.com/abstract=3373333>
- Dib, V., Nalon, M. A., Tavares Amazonas, N., Yuri Vidal, C., Ortiz-Rodríguez, I. A., Daněk, J., Formis de Oliveira, M. F., Alberti, P., Aparecida da Silva, R., Salomão Precinoto, R. y Figueiredo Gomes, T. (2020). Drivers of change in biodiversity and ecosystem services in the Cantareira System Protected Area: A prospective analysis of the implementation of public policies. *Biota Neotropica*, 20 (1). <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0915>

- Dislich, C., Hettig, E., Salecker, J., Heinonen, J., Lay, J., Meyer, K. y Tarigan, S., (2018). Land-use change in oil palm dominated tropical landscapes—An agent-based model to explore ecological and socio-economic trade-offs. *PloS One*, 13(1), e0190506. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0190506>
- Diswandi, D., Fadliyanti, L., Afifi, M. y Hailuddin, H. (2021). Tourism enterprises' willingness to contribute to Payment for Ecosystem Services (PES) Program in Gili Matra, Indonesia. *Education*, 3081, 0-958. <https://doi.org/10.2991/assehr.k.210525.119>
- Dixon, H. (1988). Unions, oligopoly and the natural range of employment. *The Economic Journal*. London, 98(393), 1127-1147. <https://doi.org/10.2307/2233723>
- Doelman, J. C., Stehfest, E., Tabeau, A., van Meijl, H., Lassaletta, L., Gernaat, D. E., Hermans, K., Hermans, M., y Daioglou, V., Biemans, H., der Sluis, S., Van Vuuren, D. P. (2018). Exploring SSP land-use dynamics using the IMAGE model: Regional and gridded scenarios of land-use change and land-based climate change mitigation. *Global Environmental Change*, 48, 119-135. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.11.014>
- Domínguez-Calle, E. A., Moreno-Miranda, J. A., Olaya-Rodríguez, M. H., Felipe-Martínez, J., Ruíz-Agudelo, C. A., Madriñan, L. F., Burbano-Girón, J. y Lozano-Báez S. E. (2017). Objective assessment of ecosystem hydrological services in tropical areas: A Colombian experience in arid and semi-arid zones. *Revista Ambiente & Água*, 12, 365-379. doi:10.4136/ambi-agua.2098
- Dutton, A., Edwards-Jones, G. y Macdonald, D. W. (2010). Estimating the value of non-use benefits from small changes in the provision of ecosystem services: Value of non-use benefits. *Conservation Biology*, 24(6), 1479-1487. 10.1111/j.1523-1739.2010.01536.x
- Ernstson, H. (2013). The social production of ecosystem services: A framework for studying environmental justice and ecological complexity in urbanized landscapes. *Landscape and urban planning*, 109(1), 7-17. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.005>
- Errejón-Gómez, J., Rubio-Ortega, A. y Santos-Zavala, J. (2019). Programa Nacional para Áreas Naturales Protegidas en México en el periodo 2014-2018: análisis de dos de sus objetivos. *Sociedad y ambiente*, (21), 33-51. <https://doi.org/10.31840/sya.v0i21.2038>
- Ezzine-de-Blas, D., Wunder, S., Ruiz-Pérez, M. y Moreno-Sanchez, R. D. P. (2016). Global patterns in the implementation of payments for environmental services. *PloS one*, 11(3), e0149847. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149847>
- Ezzine-de-Blas, D., Corbera, E. y Lapeyre, R. (2019). Payments for environmental services and motivation crowding: Towards a conceptual framework. *Ecological Economics*, 156, 434-443. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.07.026>
- Fallati, L., Savini, A., Sterlacchini, S. y Galli, P. (2017). Land use and land cover (LULC) of the Republic of the Maldives: First National Map and LULC change analysis using remote-sensing data. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(8), 1-15. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6120-2>

- Fernández, L. y Gutiérrez, M. (2013). Bienestar social, económico y ambiental para las presentes y futuras generaciones. *Información Tecnológica*, 24(2), 121-130. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642013000200013>
- Field, B. C. y Field, M. K. (2003). *Economía ambiental*. Mc Graw-Hill.
- Fisher, B., Turner, R. K. y 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>
- FONAFIFO, CONAFOR y Ministerio de Medio Ambiente del Ecuador. (2012). *Lecciones aprendidas para REDD+ desde los programas de pago por servicios ambientales e incentivos para la conservación. Ejemplos de Costa Rica, México y Ecuador*. https://www.profor.info/sites/profor.info/files/PSALeccionesREDD-June2012_0.pdf
- Fragoso-Olivares, A. (2014). *Elementos de política pública para la valoración de los servicios ambientales en México* [Tesis de maestría, Colegio de Postgraduados]. <http://colposdigital.colpos.mx:8080/xmlui/handle/10521/2234>
- Froese, R. y Schilling, J., (2019). The Nexus of Climate Change, Land Use, and Conflicts. *Current Climate Change Reports*, 5, 24-35. <https://doi.org/10.1007/s40641-019-00122-1>
- Galicia, L., Chávez-Vergara, B. M., Kolb, M., Jasso-Flores, R. I., Rodríguez-Bustos, L. A., Solís, L. E., Guerra de la Cruz, V., Pérez-Campuzano, E., Villanueva, A. (2018). Perspectivas del enfoque socioecológico en la conservación, el aprovechamiento y pago de servicios ambientales de los bosques templados de México. *Madera y bosques*, 24(2), e2421443. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2421443>
- Galindo-De Jesús, G. (2011). *Valoración económica del agua del río Tlapaneco* [Tesis de maestría, Colegio de Postgraduados]. <http://colposdigital.colpos.mx:8080/xmlui/handle/10521/536>
- García, J. A., Cañas, J. A. y Ruiz, P. (2001). *Valoración económico – ambiental del Parque Natural Sierra de Andújar*. Cámara Oficial de Comercio e Industrial de la Provincia de Jaén.
- García-Coll, I., Martínez, A. y Vidriales. G. (2008). *Balance Hidrológico de la cuenca del río Pixquiac*, Informe técnico del Proyecto: NCMA3-08-03 “Delimitación de zonas prioritarias y evaluación de los mecanismos existentes para pago de servicios ambientales hidrológicos en la cuenca del Río Pixquiac, Veracruz, México. <https://fddocuments.ec/reader/full/balance-hdrico-de-la-cuenca-del-ro-pixquiac-hdrico-de-la-cuenca-del-ro-pixquiac>
- García-Coll, I., Fuentes-Pangtay, T., Vidriales-Chan, G., Gerez Fernández, P., Muñiz Castro, M. A. y Villegas Toral, N. (2017). *Investigación para la gestión comunitaria y ciudadana de la cuenca del Río Pixquiac*. https://sendas99.files.wordpress.com/2008/12/publicacion_pixquiac_web23.pdf

- García-Coll, I. (2019). *Estrategia para la gestión integrada del recurso hídrico de Xalapa*. <https://ayuntamiento.xalapa.gob.mx/web/dmas/gestion-integral-del-recurso-hidrico>
- García-Ureta, A. (2015). Protección de la biodiversidad, mercados, compensación por daños y bancos de conservación. *Revista de Administración Pública*, 198(9), 297-330. [dx.doi.org/10.18042/cepc/rap.198.09](https://doi.org/10.18042/cepc/rap.198.09)
- Gatzweiler, F. W. (2006). Organizing a public ecosystem service economy for sustaining biodiversity. *Ecological Economics*, 59 (3), 296-304. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.10.017>
- Gilpin, A. (2003). *Economía ambiental: un análisis crítico*. Alfa y Omega Editores S. A.
- Girma, H., Hugé, J., Gebrehiwot, M. y Van Passel, S. (2021). Farmers' willingness to contribute to the restoration of an Ethiopian Rift Valley lake: a contingent valuation study. *Environment, Development and Sustainability*. 23(7), 10646–10665. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-01076-3>
- Glenk, K. (2011). Using local knowledge to model asymmetric preference formation in willingness to pay for environmental services. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 531-541. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.003>
- Goel, A. (2013). Political economy of compensatory conservation: *A case study of the proposed omkareshwar national park complex, India* [Tesis doctoral, Texas University]. <https://scholars.library.tamu.edu/vivo/display/n38304ce2/Documents/View%20All>
- Gollnow, F., Göpel, J., Hissa, L. D. V., Schaldach, R. y Lakes, T. (2018). Scenarios of land-use change in a deforestation corridor in the Brazilian Amazon: combining two scales of analysis. *Regional Environmental Change*, 18(1), 143-159. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1129-1>
- Gomes, E., Inácio, M., Bogdzevič, K., Kalinauskas, M., Karnauskaitė, D. y Pereira, P. (2021). Future land use changes and its impacts on terrestrial Ecosystem services: a review. *Science of The Total Environment*, 781, 146716. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146716>
- Gomes dos Santos, J.Y., Lima-Montenegro, S. M. G., Marques-da Silva, R., Guimaraes-Santos, C. A., Wyndham-Quinn, N., Xavier-Dantas, A. P. y Ribeiro-Neto, A. (2021). Modeling the impacts of future LULC and climate change on runoff and sediment yield in a strategic basin in the Caatinga/Atlantic Forest ecotone of Brazil. *Catena*, 203, 105308. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105308>
- Gómez-Baggethun, E. y de Groot, R. (2007). Capital Natural y funciones de los ecosistemas explorando las bases ecológicas de la economía. *Ecosistemas*, 16(3), 4-44. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=54016302>
- González-Guillén, M.J., Velázquez-Martínez, A., Fierros-González, A., Gómez-Guerrero, A., Aldrete, A., del Valle-Paniagua, D., de los-Santos Posadas, H., Pérez-Torres, J. A., Hernández-de la Rosa, P., Guzmán Plazota, R. A. y Fernández-Cazares, S. y Llanderal-

- Ocampo T. (2008). *Evaluación Externa de los Apoyos de Servicios Ambientales*. Ejercicio Fiscal 2007. <https://snigf.cnf.gob.mx/evaluaciones-externas-complementarias/>
- Griffith, D., Zamudio-Grave, P., Cortés-Viveros, R. y Cabrera-Cabrera, J. (2017). Losing labor: Coffee, migration, and economic change in Veracruz, Mexico. *Culture, Agriculture, Food and Environment*, 39(1), 35-42. <https://doi.org/10.1111/cuag.12086>
- Gual-Díaz, M., y Rendón-Correa, A. (2017). Los bosques mesófilos de montaña de México. *Agroproductividad*, 10(1), 3-9. <https://revista-agroproductividad.org/index.php/agroproductividad/article/view/930>
- Gupta A.C. y Chatterjee N. (2021). Economic values for the environment with special reference to the Contingent Valuation Method. En: Sikdar P.K. (ed) *Environmental Management: Issues and Concerns in Developing Countries*. Springer, Cham. 10.1007/978-3-030-62529-0_14
- Haas, J. C., Loft, L. y Pham, T. T. (2019). How fair can incentive-based conservation get? The interdependence of distributional and contextual equity in Vietnam's payments for Forest Environmental Services Program. *Ecological Economics*, 160, 205-214. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.02.021>
- Hanemann, M. (1984). Welfare evaluations in contingent valuation experiments with responses. *American Journal of Agricultural Economics*. 66, 322-341. <https://doi.org/10.2307/1240800>
- Haro-Martínez, A. A. y Taddei-Bringas, I. C. (2014). Sustentabilidad y economía: la controversia de la valoración ambiental. *Economía, sociedad y territorio*, 14(46), 743-767. <http://www.scielo.org.mx/pdf/est/v14n46/v14n46a7.pdf>
- Hayes, T. y Murtinho, F. (2018). Communal governance, equity and payment for ecosystem services. *Land Use Policy*, 79, 123-136. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.08.001>
- Herbert, T., Vonada, R., Jenkins, M. y Bayon, R. (2010). *Fondos ambientales y pagos por servicios ambientales*. <https://www.funbio.org.br/wp-content/uploads/2012/04/1-Fondos-Ambientales-y-Pagos-por-Servicios-Ambientales.pdf>
- Hishe, S., Bewket, W., Nyssen, J. y Lyimo, J. (2020). Analysing past land use land cover change and CA-Markov-based future modelling in the Middle Suluh Valley, Northern Ethiopia. *Geocarto International*, 35(3), 225-255. <https://doi.org/10.1080/10106049.2018.1516241>
- Hökby, S. y Söderqvist, T. (2003). Elasticities of demand and willingness to pay for environmental services in Sweden. *Environmental & Resource Economics*, 26(3), 361-383. <https://doi.org/10.1023/B:EARE.0000003581.97411.75>
- Hu, Y., Peng, J., Liu, Y. y Tian, L. (2018). Integrating ecosystem services trade-offs with paddy land-to-dry land decisions: a scenario approach in Erhai Lake Basin, southwest China. *Science of the Total Environment*, 625, 849-860. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.340>

- Huang, L., Wang, B., Niu, X., Gao, P. y Song, Q. (2019). Changes in ecosystem services and an analysis of driving factors for China's Natural Forest Conservation Program. *Ecology and evolution*, 9(7), 3700-3716. <https://doi.org/10.1002/ece3.4925>
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). (2020). *Revisión y análisis de documentos sobre valoración económica de los servicios ecosistémicos de México de 1990 a 2019*. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC).
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (2003). *Conjunto de datos vectoriales de la carta de Uso de suelo y vegetación escala 1:250,000 Serie III*. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463173359>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2010). *Características edafológicas, fisiográficas, climáticas e hidrográficas de México*. <https://www.rua.unam.mx/portal/recursos/ficha/18641/caracteristicas-edafologicas-fisiograficas-climaticas-e-hidrograficas-de-mexico>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2012). *Conteo de Población y Vivienda*. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2010/>
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (2017a). *Carta de usos potencial de suelo. Veracruz E14-3 escala 1:50,000*. <https://www.inegi.org.mx/temas/usopsuelo/#Descargas>
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (2017b). *Conjunto de datos vectoriales de la carta de Uso de suelo y vegetación escala 1:250,000 Serie VI*. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463173359>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2019). *Niveles de disponibilidad de agua renovable por habitante. Subdirección General de Administración del Agua*. <http://cuentame.inegi.org.mx/territorio/agua/dispon.aspx?tema=T>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2020). *Censo de población y vivienda 2020*. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/default.html>
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). (2019), *Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, Brondízio, E. S., Settele, J., Díaz, S., Ngo, H. T. (eds). IPBES secretariat, <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- Irawan, E. (2019). Contingent valuation of Lake Rawapening as a source raw drinking Water. *Jurnal Ilmu Lingkungan*, 17(3), 492-499. <https://doi.org/10.14710/jil.17.3.492-499>
- Izko, X. y Burneo, D. (2003). *Herramientas para la valoración y manejo forestal sostenible de los bosques Sudamericanos*. <https://www.iucn.org/es/content/herramientas-para-la-valoracion-y-manejo-forestal-sostenible-de-los-bosques-sudamericanos-0>
- Jardel-Peláez, E. J. (2015). *Criterios para la conservación de la biodiversidad en los programas de manejo forestal*. Proyecto 00071603 “Transformar el manejo de bosques de producción

comunitarios ricos en biodiversidad mediante la creación de capacidades nacionales para el uso de instrumentos basados en el mercado”. CONAFOR-PNUD

- Jiang, S., Meng, J. y Zhu, L. (2020). Spatial and temporal analyses of potential land use conflict under the constraints of water resources in the middle reaches of the Heihe River. *Land Use Policy*, 97, 104773. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104773>
- Jones, K. W., B Muñoz-Brenes, C. L., Shinbrot, X. A., López-Báez, W. y Rivera-Castañeda, A. (2018). The influence of cash and technical assistance on household-level outcomes in payments for hydrological services programs in Chiapas, Mexico. *Ecosystem Services*, 31, 208-218. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.04.008>
- Kaczan, D., Pfaff, A., Rodriguez, L. y Shapiro-Garza, E. (2017). Increasing the impact of collective incentives in payments for ecosystem services. *Journal of Environmental Economics and Management*, 86, 48-67. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2017.06.007>
- Karimi, A. y Hockings, M. (2018). A social-ecological approach to land-use conflict to inform regional and conservation planning and management. *Landscape ecology*, 33(5), 691-710. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0636-x>
- Keenan, R. J., Reams, G. A., Achard, F., de Freitas, J. V., Grainger, A. y Lindquist, E. (2015). Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352, 9-20. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.014>
- Keenan, R. J., Pozza, G. y Fitzsimons, J. A. (2019). Ecosystem services in environmental policy: Barriers and opportunities for increased adoption. *Ecosystem Services*, 38, 100943. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100943>
- Khan, I., Lei, H., Ali, G., Ali, S. y Zhao, M. (2019). Public attitudes, preferences and willingness to pay for river ecosystem services. *International journal of environmental research and public health*, 16(19), 3707. <https://doi.org/10.3390/ijerph16193707>
- Khanal, Y. y Devkota, B.P. (2020). Farmers' responsabilization in payment for environmental services: Lessons from community forestry in Nepal. *Forest Policy and Economics*, 118, 102237. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102237>
- Kim, I. y Arnhold, S. (2018). Mapping environmental land use conflict potentials and ecosystem services in agricultural watersheds. *Science of the Total Environment*, 630, 827-838. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.176>
- Kim, I., Arnhold, S., Ahn, S., Le, Q., Kim, S., Park, S. y Koellner, T. (2019). Land use change and ecosystem services in mountainous watersheds: Predicting the consequences of environmental policies with cellular automata and hydrological modeling. *Environmental Modelling & Software*, 122, 103982. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.018>
- Ko, H. y Son, Y. (2018). Perceptions of cultural ecosystem services in urban green spaces: A case study in Gwacheon, Republic of Korea. *Ecological Indicators*, 91, 299-306. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.006>

- Koo, H., Kleemann, J. y Fürst, C. (2020). Integrating Ecosystem Services into Land-Use Modeling to Assess the Effects of Future Land-Use Strategies in Northern Ghana. *Land*, 9(10), 379. <https://doi.org/10.3390/land9100379>
- Labandeira, X., León, J. C. y Vázquez, M. X. (2007). *Economía ambiental*. Pearson educación.
- Lamb, D. (2018). Undertaking large-scale forest restoration to generate ecosystem services. *Restoration Ecology*, 26(4), 657-666. <https://doi.org/10.1111/rec.12706>
- Lan, F., Hao, W., Yuan, Y., Chaoya, W., Sibó, W. y Tianyang, H. (2015). The use and non-use values of ecosystem services for hechuan wetland. *Journal of Resources and Ecology*, 6(5), 302-309. <https://doi.org/10.5814/j.issn.1674-764x.2015.05.003>
- Landell-Mills, N. y Porras, I.T. (2002). *Silver Bullet or Fools' Gold? A global review of markets for environmental services and their impact on the poor*. Instruments for sustainable private sector forestry series. International Institute for Environment and Development. <https://pubs.iied.org/9066iied>
- Lau, J. D., Hicks, C. C., Gurney, G. G. y 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>
- Li, Y., Feng, Y., Guo, X. y Peng, F. (2017). Changes in coastal city ecosystem service values based on land use, a case study of Yingkou, China. *Land use Policy*, 65, 287-293. [10.1016/j.landusepol.2017.04.021](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.021)
- Linares-Llamas, P. y Romero-López, C. (2008). Economía y medio ambiente: herramientas de valoración ambiental. En F. Becker-Zuazua, L. M. Cazorla-Prieto, J. Martínez-Simancas-Sánchez (Ed.), *Tratado de tributación medioambiental* (pp. 1189-1225). Aranzadi
- Lipinska, H., Kłopotowska, A. y Włosek, D. (2019). The contingent valuation method in the study of ecosystem services on the example of the urban natural system of Lubartów. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 603(5), 052064. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/603/5/052064>
- Llerena, C. A. (09 - 12 junio 2003). *Servicios ambientales de las cuencas y producción de agua, conceptos, valoración, experiencias y sus posibilidades de aplicación en el Perú. Sistemas de Pago por Servicios Ambientales (PSA)*. Foro Regional llevado a cabo durante el Tercer Congreso Latinoamericano de Manejo de Cuencas Hidrográficas, Arequipa, Perú.
- Lliso, B., Pascual, U. y Engel, S. (2021). On the role of social equity in payments for ecosystem services in latin america: A practitioner perspective. *Ecological Economics*, 182, 106928. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106928>
- Lomas, P. L., Martín, B., Louit, C., Montoya, D., Montes, C. y Álvarez, S. (2005). *Guía práctica para la valoración económica de los bienes y servicios ambientales de los ecosistemas*. Publicaciones de la Fundación Interuniversitaria Fernando González Bernáldez.

- López, E., Bocco, G., Mendoza, M. y Duhau, E. (2001). Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe: A case in Morelia city, Mexico. *Landscape and urban planning*, 55(4), 271-285. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00160-8](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00160-8)
- López-Moreno, J. I., Zabalza, J., Vicente-Serrano, S. M., Revuelto, J., Gilaberte, M., Azorin-Molina, M. T. C., Morán-Tejeda, E., García-Ruiz, J.M. y Tague, C. (2014). Impact of climate and land use change on water availability and reservoir management: Scenarios in the Upper Aragón River, Spanish Pyrenees. *Science of the Total Environment*, 493, 1222-1231. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.031>
- López-Ramírez, S. M., Sáenz, L., Mayer, A., Muñoz-Villers, L. E., Asbjornsen, H., Berry, Z. C., Looker, N., Manson, R. y Gómez-Aguilar, L. R. (2020). Land use change effects on catchment streamflow response in a humid tropical montane cloud forest region, central Veracruz, Mexico. *Hydrological Processes*, 34(16), 3555-3570. <https://doi.org/10.1002/hyp.13800>
- Lorenzo, C. y Bueno, M. P. (2020). La conservación de la naturaleza en las relaciones norte-sur: El pago por los servicios ecosistémicos. *Revista De Estudios Sociales*, 71, 40-50. <https://doi.org/10.7440/res71.2020.04>
- Lu, X., Mao, Q., Mo, J., Gilliam, F., Zhou, G., Luo, Y. y Huang, J. (2015). Divergent responses of soil buffering capacity to long-term N deposition in three typical tropical forests with different land-use history. *Environmental Science & Technology*, 49(7), 4072-4080. <https://doi.org/10.1021/es5047233>
- Luján-Álvarez, C., Olivas-García, J. M., Álvarez, S. V., Hernández-Salas, J. y Castruita-Esparza, L. U. (2021). Sistema de gestión estratégica forestal participativa para el desarrollo forestal sustentable. *Madera y Bosques*, 27(1). <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2712260>
- Luna, C. V. (2018). Esquemas de compensación y pago por servicios ambientales de los bosques nativos: Revisión de casos y marco legal en argentina. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 9(2), 319-336. <https://doi.org/10.22490/21456453.2278>
- Maldonado-González, A. L., González-Gaudiano, E. J. y Cruz-Sánchez, G. E. (2017). Una aproximación a la representación del cambio climático en habitantes de dos cuencas del estado de Veracruz, México. *Revista Pueblos y fronteras digital*, 12(23), 149-174. <https://doi.org/10.22201/cimsur.18704115e.2017.23.291>.
- Manson, R. H. y El Haya, C. (2007). *Efectos del uso del suelo sobre la provisión de servicios ambientales hidrológicos: monitoreo del impacto del PSAH. Informe final*. Instituto de Ecología, AC Xalapa, Veracruz, México. http://www2.inecc.gob.mx/dgipea/descargas/inf_final_ine_rhm_manson.pdf
- Marchi, E., Chung, W., Visser, R., Abbas, D., Nordfjell, T., Mederski, P. S., McEwang, A., Brink, M. y Laschi, A. (2018). Sustainable Forest Operations (SFO): A new paradigm in a changing world and climate. *Science of the Total Environment*, 634, 1385-1397. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.084>

- Marre, J. B., Brander, L., Thebaud, O., Boncoeur, J., Pascoe, S., Coglan, L. y Pascal, N. (2015). Non-market use and non-use values for preserving ecosystem services over time: A choice experiment application to coral reef ecosystems in New Caledonia. *Ocean & Coastal Management*, 105, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.12.010>
- Martínez-Austria, P. F., Díaz-Delgado, C. y Moeller-Chavez, G. (2019). Seguridad hídrica en México: Diagnóstico general y desafíos principales. *Ingeniería del agua*, 23(2), 107-121. <https://doi.org/10.4995/ia.2019.10502>
- Martínez-Cruz, D. A., Bustamante-González, Á., Jaramillo-Villanueva, J. L., Silva-Gómez, S. E., Tornero-Campante, M. A., y Vargas-López, S. (2010). Disposición de los productores forestales de la región Izta-popo a aceptar pagos por mantener los servicios ambientales hidrológicos. *Tropical and subtropical agroecosystems*, 12(3), 549-556. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=93915170015>
- Masum, K. M., Mansor, A., Sah, S. A. M. y San, L. H. (2017). Effect of differential forest management on land-use change (LUC) in a tropical hill forest of Malaysia. *Journal of Environmental Management*, 200, 468-474. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.009>
- Meyfroidt, P., Chowdhury, R., de Bremond, A., Ellis, E., Erb, K.H., Filavota, T., Garrett, R.D., Grove, J.M., Heinimanne, A., Kuemmerle, T., Kull, C.A., Lambina, E.F., Landon, Y., le Polain de Waroux, Y., Messerli, P., Müllerm, D., Nielsen, J.Ø., Peterson, G.D., Rodriguez García, V., Verburg, P., (2018). Middle-range theories of land system change. *Global environmental change*, 53, 52-67. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.08.006>
- Millennium Ecosystem Assessment (MAE), 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>
- Mogas, J. (2004). Métodos de preferencias reveladas y declaradas en la valoración de impactos ambientales. *Ekonomiaz: Revista Vasca de Economía*, (57), 12-29. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=1373268>
- Mokondoko, P., Manson, R. H., Ricketts, T. H. y Geissert, D. (2018). Spatial analysis of ecosystem service relationships to improve targeting of payments for hydrological services. *PloS one*, 13(2), e0192560. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192560>
- Monroy-Hernández, J. (2020). Análisis del paisaje de la microcuenca del río Fucha en la ciudad de Bogotá, Colombia. Diagnóstico para el mejoramiento de servicios ecosistémicos. *Investigaciones geográficas*. (101). <https://doi.org/10.14350/rig.59831>
- Montesinos-López, O. (2010). *Muestreo estadístico: Tamaño de muestra y estimación de parámetros*. Universidad de Colima
- Mora-Carvajal, M. J., Bustamante-González, A., Cajuste-Bontemps, L., Vargas-López, S., Cruz-Bello, G. M. y Ramírez-Juárez, J. (2019). Pago por servicios ambientales hidrológicos y dinámica de la cobertura arbórea en la región Iztaccíhuatl-Popocatepetl, Puebla/Payments for hydrologic environmental services and forest cover dynamics in the Iztaccíhuatl-

- Popocatepetl region, Puebla. *Acta Agronómica (Palmira)*, 68, (2), 84-91. <https://doi.org/10.15446/acag.v68n2.66291>
- Mudavanhu, S., Blignaut, J., Stegmann, N., Barnes, G., Prinsloo, W. y Tuckett, A. (2017). The economic value of ecosystem goods and services: The case of Mogale's Gate Biodiversity Centre, South Africa. *Ecosystem Services*, 26, 127–136. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.005>
- Muñoz, C. y Gerez, P. (2008). Descripción de la vegetación y usos del suelo de la cuenca del Río Pixquiatic. En L. Paré y P. Gerez (Ed.), *Al filo del agua: cogestión de la subcuenca del río Pixquiatic, Veracruz* (pp. 305-318). Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat). <https://www.ccmss.org.mx/acervo/al-filo-del-agua-cogestion-de-la-subcuenca-del-rio-pixquiatic-veracruz/>
- Muñoz-Villers, L., Aranda-Delgado, E., Castilleja-Degado, E., y Holwerda, F. (2016). *La cuenca del Río Pixquiatic, centro de Veracruz ¿Qué nos dicen 10 años de monitoreo de precipitación y caudal?*. IV Congreso Nacional de Manejo de Cuencas Hidrográficas, Xalapa, Veracruz
- Murillo-Urrutia, L G. (2003). *Guía de aplicación de la valoración económica ambiental*. Ministerio del ambiente. [http://www.andi.com.co/Uploads/Gu%C3%ADa%20de%20Aplicaci%C3%B3n%20de%20la%20Valoraci%C3%B3n%20Econ%C3%B3mica%20Ambiental%20\(00000002\).pdf](http://www.andi.com.co/Uploads/Gu%C3%ADa%20de%20Aplicaci%C3%B3n%20de%20la%20Valoraci%C3%B3n%20Econ%C3%B3mica%20Ambiental%20(00000002).pdf)
- Nainar, A., Tanaka, N., Bidin, K., Annammala, K. V., Ewers, R. M., Reynolds, G. y Walsh, R. P. D. (2018). Hydrological dynamics of tropical streams on a gradient of land-use disturbance and recovery: A multi-catchment experiment. *Journal of Hydrology (Amsterdam)*, 566, 581-594. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.09.022>
- Nava-López, M., Selfa, T. L., Cordoba, D., Pischke, E. C., Torrez, D., Ávila-Foucat, S., Halvorsen, K. E. y Maganda, C. (2018). Decentralizing payments for hydrological services programs in Veracruz, México. *Challenges and implications for long-term sustainability. Society & Natural Resources*, 31(12), 1389-1399. <https://doi.org/10.1080/08941920.2018.1463420>
- Navrud, S. y Strand, J. (2018). Valuing global ecosystem services: what do European experts say? Applying the Delphi Method to Contingent Valuation of the Amazon Rainforest. *Environmental and Resource Economics*, 70, 249–269. <https://doi.org/10.1007/s10640-017-0119-6>
- Nelson, S. H., Bremer, L. L., Meza-Prado, K. y Brauman, K. A. (2020). The political life of natural infrastructure: Water funds and alternative histories of payments for ecosystem services in Valle del Cauca, Colombia. *Development and Change*, 51(1), 26-50. <https://doi.org/10.1111/dech.12544>
- Netzer, M. S., Sidman, G., Pearson, T. R. H., Walker, S. M. y Srinivasan, R. (2019). Combining global remote sensing products with hydrological modeling to measure the impact of tropical forest loss on water-based ecosystem services. *Forests*, 10(5), 413. <https://doi.org/10.3390/f10050413>

- Nieschulze, J., Erasmi, S., Dietz, J. y Hölscher, D. (2009). Satellite-based prediction of rainfall interception by tropical forest stands of a human-dominated landscape in central Sulawesi, Indonesia. *Journal of Hydrology (Amsterdam)*, 364(3-4), 227-235. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.10.024>
- Ojea, E., Martin-Ortega, J. y Chiabai, A. (2012). Defining and classifying ecosystem services for economic valuation: The case of forest water services. *Environmental Science & Policy*, 19(20), 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.02.002>
- Ojeda, M. I., Mayer, A. S. y Solomon, B. D. (2008). Economic valuation of environmental services sustained by water flows in the yaqui river delta. *Ecological Economics*, 65(1), 155-166. [10.1016/j.ecolecon.2007.06.006](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.06.006)
- Olander, L. P., Johnston, R. J., Tallis, H., Kagan, J., Maguire, L. A., Polasky, S. y Palmer, M. (2018). Benefit relevant indicators: Ecosystem services measures that link ecological and social outcomes. *Ecological Indicators*, 85, 1262-1272. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.12.001>
- Olivares-Galván, H. R. (2017). Los riesgos de la urbanización a la tradición cafetalera en Coatepec, Veracruz. *UVserva*, (3). <https://uvserva.uv.mx/index.php/Uvserva/article/view/2536>
- Olivares-García, L. M. (2018). Áreas potenciales para la conservación de la biodiversidad y escenarios futuros alternativos en la Sierra Norte de Puebla. [Tesis de maestría, Colegio de Postgraduados]. <http://colposdigital.colpos.mx:8080/xmlui/handle/10521/2970>
- Ordoñez de Haro, J. M. (2009). *Aspectos económicos del funcionamiento competitivo de los mercados*. Agencia de defensa de la competencia de Andalucía. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=635481>
- Organización de Estados Americanos (OEA). (2008). *Guía conceptual y metodológica para el diseño de esquemas de pagos por servicios ambientales en Latinoamérica y el Caribe*. https://www.oas.org/DSD/Spanish/PSA/Guia_Conceptual_y_Metodologica_PSA_Draft_2.pdf
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2007). *La nueva generación de programas y proyectos de gestión de cuencas hidrográficas*. <https://www.fao.org/3/a0644s/a0644s00.htm>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2009). *Pago por servicios ambientales en áreas protegidas en América Latina*. <https://www.fao.org/3/i0822s/i0822s.pdf>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2020). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 Principales resultados*. <https://www.fao.org/3/CA8753ES/CA8753ES.pdf>
- Orrantia-Albizu, O., Ortega-Hidalgo, M. M., Quirós-Madrugal, O. y Loidi-Arregui, J. (2008). Servicios ambientales del bosque: ensayo en una cuenca atlántica europea con base en la experiencia de Centroamérica. *Revista de Biología Tropical*, 56(4), 2087-2098.

- Osorio-Múnera, J. D. y Correa-Restrepo, J. (2012). Valoración económica de costos ambientales: marco conceptual y métodos de estimación. *Semestre económico*, 7(13), 159-196. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=165013657006>
- Paré, L., García-Campos, H. (Eds.) (2018). *Gestión para la defensa del agua y el territorio en Xalapa, Veracruz*. Instituto de Investigaciones Sociales de la Universidad Nacional Autónoma de México y Sendas A.C. <https://www.iis.unam.mx/gestion-para-la-defensa-del-agua-y-el-territorio-en-xalapa-veracruz/>
- Paré, L. y Gerez, P. (2012). *Cogestión de la cuenca del Río Pixquiác, Veracruz*. <https://agua.org.mx/biblioteca/al-filo-del-agua-cogestion-de-la-subcuenca-del-rio-pixquiác-veracruz-2/>
- Pearce, D. (1992). *Economic valuation and the natural world*. Policy Research Working Paper 988. World Bank.
- Pereira, P., Bogunovic, I., Muñoz-Rojas, M. y Brevik, E. C. (2018). Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5, 7-13. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.12.003>
- Perevochtchikova, M. (2014). *Pago por servicios ambientales en México: Un acercamiento para su estudio*. El Colegio de México AC.
- Pérez-Torres, F. J. (2016). Medio ambiente, bienes ambientales y métodos de valoración. *Equidad & Desarrollo*, 25, 119-158. <http://dx.doi.org/10.19052/ed.3725>
- Perni, Á., Barreiro-Hurlé, J. y Martínez-Paz, J. M. (2021). Contingent valuation estimates for environmental goods: Validity and reliability. *Ecological Economics*, 189, 107144. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107144>
- Pham, H. V., Sperotto, A., Torresan, S., Acuña, V., Jorda Capdevila, D., Rianna, G., Marcominia, A. y Critto, A. (2019). Coupling scenarios of climate and land-use change with assessments of potential ecosystem services at the river basin scale. *Ecosystem Services*, 40, 101045. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.101045>
- Phung, Q. A., Thompson, A. L., Baffaut, C., Costello, C., Sadler, E. J., Svoma, B. M., y Gautam, S. (2019). Climate and land use effects on hydrologic processes in a primarily Rain-Fed, agricultural watershed. *Journal of the American Water Resources Association*, 55(5), 1196-1215. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12764>
- Piagiola, S., Landell, M. N. y Bishop, J. (2003). *La venta de servicios ambientales forestales: mecanismos basados en el mercado para la conservación y el desarrollo*. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca
- Pineda-López, M., Ortiz-Ceballos, G. y Sánchez-Velásquez, L. R. (2005). Los cafetales y su papel en la captura de carbono: un servicio ambiental aún no valorado en Veracruz. *Madera y Bosques*, 11(2), 3-14. <https://doi.org/10.21829/myb.2005.1121253>
- Pisanty, I., Urquiza-Haas, E. y Vargas-Mena y Amezcua, A. (2016). Instrumentos de Conservación in situ en México: logros y retos. En CONABIO (Ed.), *Capital natural de México, vol. IV:*

Capacidades humanas e institucionales (pp. 245-302). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad

- Prestele, R., Alexander, P., Rounsevell, M., Arneth, A., Calvin, K., Doelman, J., Eitelberg, D. A., Engström, K., Fujimori, S., Hasegawa, T., Havlik, P., Humpenöder, F., Jain, A. K., Krisztin, T., Kyle, P., Meiyappan, P., Popp, A., Sands, R. D., Schaldach, R., Schüngel, J., Stehfest, E., Tabeau, A., Meijl, H. V., Vliet, J. V. y Verburg, P. (2016). Hotspots of uncertainty in land-use and land-cover change projections: A global-scale model comparison. *Global Change Biology*, 22(12), 3967-3983. <https://doi.org/10.1111/gcb.13337>
- Pulgar-Vidal M. G. P. (2016). *Manual de valoración económica del patrimonio natural*. Ministerio del ambiente. <https://www.minam.gob.pe/patrimonio-natural/wp-content/uploads/sites/6/2013/10/GVEPN-30-05-16-baja.pdf>
- Qu, M., Yu, S., Chen, D., Chu, J. y Tian, B. (2016). State-of-the-art of design, evaluation, and operation methodologies in product service systems. *Computers in Industry*, 77, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.compind.2015.12.004>
- Rahman, S., Sunderland, T., Kshatriya, M., Roshetko, J., Pagella, T. y Healey, J. (2016). Towards productive landscapes: Trade-offs in tree-cover and income across a matrix of smallholder agricultural land-use systems. *Land use policy*, 8, 152-164. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.07.003>
- Rahim, A. A., Shahwahid, H. M., Nasir, S. M. y Noor, A. A. (2012). Market and welfare economic impacts of sustainable forest management practices: An empirical analysis of timber market in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Forest Science*, 24(4), 440-454. <https://doi.org/10.5897/AJBM11.169>
- Ramírez-Reyes, C., Sims, K. R. E., Potapov, P. y Radeloff, V. C. (2018). Payments for ecosystem services in Mexico reduce forest fragmentation. *Ecological Applications*, 28(8), 1982-1997. <https://doi.org/10.1002/eap.1753>
- Ramos-Álvarez, M. de J., Larqué-Saavedra, B. S., Hernández-Ortíz, J., Monroy-Hernández, R. y Hernández-Álvarez, Z. (2021). Valoración económica para la conservación del bosque de la cuenca de Tecocomulco, Hidalgo. *Revista Iberoamericana De Bioeconomía y Cambio Climático*, 7(13), 1558–1575. <https://doi.org/10.5377/ribcc.v7i13.11421>
- Rendón-Díaz-Mirón, L.E., y Hidalgo-Toledo, J. A. (2003). LA CUENCA: un elemento vital en la respuesta a la crisis del agua. *Ciencia*, 54(1), 60-69. https://www.revistaciencia.amc.edu.mx/images/revista/54_1/la_cuenca_agua.pdf
- Renner, I. (2019). *Integración de los servicios ecosistémicos en la planificación y gestión urbana*. Secretaría de desarrollo agrario, territorial y urbano. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. <https://iki-alliance.mx/wp-content/uploads/Manual-ISE-CiClim.pdf>
- Resende, F. M., Fernandes, G. W., Andrade, D. C. y Néder, H. D. (2017). Economic valuation of the ecosystem services provided by a protected area in the Brazilian Cerrado: application

- of the contingent valuation method. *Brazilian Journal of Biology*, 77(4), 762-773. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.21215>
- Resico, M. F. (2010). *Introducción a la Economía Social de Mercado*. Konrad Adenauer Stiftung.
- Rodrigues da Cunha, E., Guimaraes Santos, C. A. G., Marques da Silva, R., Matheus Bacani, V. y Pott, A. (2021). Future scenarios based on a CA-Markov land use and land cover simulation model for a tropical humid basin in the Cerrado/Atlantic forest ecotone of Brazil. *Land Use Policy*, 101, 105141. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105141>
- Rodríguez-Robayo, K. J. y Merino-Perez, L. (2017). Contextualizing context in the analysis of payment for ecosystem services. *Ecosystem services*, 23, 259-267. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.006>
- Rodríguez-Robayo, K. J. y Merino-Pérez, L. (2018). Preserve and produce: Experience in implementing payments for environmental services in two indigenous communities in the northern and southern ranges of Oaxaca, Mexico. *Journal of Sustainable Forestry* 37(5), 504-524. <https://doi.org/10.1080/10549811.2018.1432363>
- Rodríguez-Robayo, K. J., Perevochtchikova, M., Ávila-Foucat, S. y Mora de la-Mora de la, G. (2020). Influence of local context variables on the outcomes of payments for ecosystem services. evidence from San Antonio del Barrio, Oaxaca, Mexico. *Environment, Development and Sustainability* 22(4), 2839-2860. <https://doi.org/10.1007/s10668-019-00321-8>
- Roodposhti, M. S., Aryal, J. y Bryan, B. A. (2019). A novel algorithm for calculating transition potential in cellular automata models of land-use/cover change. *Environmental modelling & software*, 112, 70-81. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.10.006>
- Rosa da Conceição, H., Börner, J. y Wunder, S. (2018). REDD+ as a public policy dilemma: understanding conflict and cooperation in the design of conservation incentives. *Forests* 9(11): 725. <https://doi.org/10.3390/f9110725>
- Ruggiero, P. G., Metzger, J. P., Tambosi, L. R. y Nichols, E. (2019). Payment for ecosystem services programs in the Brazilian Atlantic Forest: Effective but not enough. *Land use policy*, 82, 283-291. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.054>
- Ruiz-Avilés, P, Cañas-Madueño, J. A. y González-Arenas, J. (Eds.). (2001). *Economía ambiental de los parques naturales de Córdoba*. Servicio de Publicaciones, Universidad de Córdoba.
- Ruiz-Durán, M. E., Orozco-Hernández M. E., Granados-Ramírez, G. R. y Álvarez-Arteaga, G., (2017). Cambio de uso de suelo e índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), Subcuenca del río Salado, México. *Geografía y Sistemas de Información Geográfica (GEOSIG)*, 9(9), 39-50. <http://hdl.handle.net/20.500.11799/68525>
- Ruiz-Jiménez, M. y Valtierra-Pacheco, E. (2017). Impacto del pago por servicios ambientales hidrológicos en los bosques de tres ejidos de Texcoco, México. *Agricultura, sociedad y desarrollo*, 14(4), 511-531. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-54722017000400511

- Ruiz-Pérez, M., García-Fernández, C. y Sayer, J. A. (2007). Los servicios ambientales de los bosques. *Ecosistemas*, 16(3), 80-89. <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/95>
- Russildi, G., Arroyo-Rodríguez, V., Hernández-Ordóñez, O., Pineda, E. y Reynoso, V. H. (2016). Species- and community-level responses to habitat spatial changes in fragmented rainforests: assessing compensatory dynamics in amphibians and reptiles. *Biodiversity and Conservation*, 25, 375–392. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1056-3>
- Sajikumar, N. y Remya, R. S. (2015). Impact of land cover and land use change on runoff characteristics. *Journal of Environmental Management*, 161, 460-468. [10.1016/j.jenvman.2014.12.041](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.12.041)
- Sánchez, J., Domínguez, R., León, M., Samaniego, J. y Sunkel, O. (2019). Recursos naturales, medio ambiente y sostenibilidad: 70 años de pensamiento de la CEPAL. <https://www.cepal.org/es/publicaciones/44785-recursos-naturales-medio-ambiente-sostenibilidad-70-anos-pensamiento-la-cepal>
- Sandoval-Chávez, D. A., Córdova y Vázquez, A., Cervantes-Rendón, E., Cervera-Gómez, L. E. y Reyes-Escalante, A. Y. (2021). Valoración económica de la multifuncionalidad de los parques urbanos. *Revista de Economía, Facultad de Economía, Universidad Autónoma de Yucatán*, 38(96), 89-119. <https://doi.org/10.33937/reveco.2021.176>
- Šatalová, B., y Kenderessy, P. (2017). Assessment of water retention function as tool to improve integrated watershed management (case study of Poprad river basin, Slovakia). *Science of the Total Environment*, 599: 1082-1089. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.227>
- Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER). (2021). *Programas para el campo. Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural*. <https://www.gob.mx/agricultura/articulos/ya-estan-aqui-programas-para-el-campo-2021-260698?idiom=es>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2003). *Decreto por el que se reforman, adicionan y derogan diversas disposiciones de la Ley del Impuesto al Valor Agregado, de la Ley del Impuesto sobre la Renta, de la Ley del Impuesto sobre la Tenencia, de la Ley del Impuesto Especial sobre la Producción y Servicios*. Diario Oficial de la Federación. https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5635286&fecha=12/11/2021
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2004). *ACUERDO que establece las Reglas de Operación para el otorgamiento de pagos del Programa para desarrollar el mercado de servicios ambientales por captura de carbono y los derivados de la biodiversidad y para fomentar el establecimiento y mejoramiento de sistemas agroforestales (PSA-CABSA)*. Diario Oficial de la Federación. https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=706895&fecha=24/11/2004
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2016). *Informe de la situación del medio ambiente en México, compendio de estadísticas ambientales*. https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/pdf/Informe15_completo.pdf

- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2018). *Ley general del equilibrio ecológico y la protección al ambiente. Diario Oficial de la Federación.* <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/148.pdf>
- Shahbazian, Z., Faramarzi, M., Rostami, N. y Mahdizadeh, H. (2019). Integrating logistic regression and cellular automata–Markov models with the experts’ perceptions for detecting and simulating land use changes and their driving forces. *Environmental monitoring and assessment*, 191(7), 1-17. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7555-4>
- Shapiro-Garza, E. (2019). An Alternative Theorization of Payments for Ecosystem Services from Mexico: Origins and Influence. *Development and Change* 51(1): 196-223. <https://doi.org/10.1111/dech.12552>
- Shapiro-Garza, E. (2020). An alternative theorization of payments for ecosystem services from Mexico: Origins and influence. *Development and Change* 51(1): 196-223. <https://doi.org/10.1111/dech.12552>
- Shrestha, S. y Shrestha, U. B. (2017). Beyond money: Does REDD+ payment enhance household's participation in forest governance and management in nepal's community forests?. *Forest Policy and Economics* 80, 63-70. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.03.005>
- Shrestha, M., Shrestha, S. y Shrestha, P. K. (2020). Evaluation of land use change and its impact on water yield in Songkhram river basin, Thailand. *International Journal of River Basin Management*, 18(1), 1-9. <https://doi.org/10.1080/15715124.2019.1566239>
- Sistema de Información Estadística y Geográfica del Estado de Veracruz de Ignacio de la Llave (SIEGVER). (2020). *Cuadernillos Municipales Xalapa.* <http://ceieg.veracruz.gob.mx/2020/12/03/cuadernillos-municipales-2020/>
- Snilsveit, B., Stevenson, J. y Langer, L. (2020). *El pago por servicios ambientales (PSA) sigue siendo una estrategia de alto riesgo para la mitigación del cambio climático hasta que evaluaciones de impacto más rigurosas puedan determinar sus efectos.* Caracas: The Campbell Collaboration. <https://scioteca.caf.com/handle/123456789/1558>
- Sulieman, H. (2018). Exploring drivers of forest degradation and fragmentation in Sudan: The case of erawashda forest and its surrounding community. *The Science of the Total Environment*, 621, 895-904. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.210>
- Talero-Cabrejo, S. y Salcedo-Silva, E. M. (2020). Aportes para el diseño de esquemas de pagos por servicios ambientales en la cuenca del lago de Tota, Colombia. *Apuntes del Cenes*, 39(69), 269–298. <https://doi.org/10.19053>
- Taye, F. A., Vedel, S. E. y Jacobsen, J. B. (2018). Accounting for environmental attitude to explain variations in willingness to pay for forest ecosystem services using the new environmental paradigm. *Journal of Environmental Economics and Policy*, 7(4), 420-440. <https://doi.org/10.1080/21606544.2018.1467346>

- Teague, A., Russell, M., Harvey, J., Dantin, D., Nestlerode, J. y Álvarez, F. (2016). A spatially-explicit technique for evaluation of alternative scenarios in the context of ecosystem goods and services. *Ecosystem Services*, 20, 15–29. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.06.001>
- Thapa, S., Shrestha, S., Adhikari, R. K., Bhattarai, S., Paudel, D., Gautam, D. y Koirala, A. (2021). Residents' willingness-to-pay for watershed conservation program facilitating ecosystem services in Begnas watershed, Nepal. *Environment, Development and Sustainability*, 1-22. <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01759-5>
- Thiébaud, V. y Velázquez-Hernández, E. (2017). Entre la agricultura y el trabajo urbano: dos estudios de caso en la periferia de Xalapa, una ciudad media del estado de Veracruz (México). *LiminaR*, 15(1), 142-162. <https://doi.org/10.2536/liminar.v15i1.500>
- Tinch, R., Beaumont, N., Sunderland, T., Ozdemiroglu, E., Barton, D., Bowe, Börger, T., Burgess, P., Cooper, C. N., Faccioli, M., Failler, P., Gkolemi, I., Kumar, R., Longo, A., McVittie, A., Morris, J., Park, J., Ravenscroft, N., Schaafsma, M. y Ziv, G. (2019). Economic valuation of ecosystem goods and services: a review for decision makers. *Journal of Environmental Economics and Policy*. 8(4), 359-378. 10.1080/21606544.2019.1623083
- Tlapa-Almonte, M., Bustamante-González, Á., Vargas-López, S., Ramírez-Valverde, B., Cervantes-Gutiérrez, V. y Cruz-Bello, G. (2020). Factores del deterioro de las áreas naturales protegidas periurbanas del Valle de Puebla, México. *Estudios demográficos y urbanos*, 35(1), 51-82. <https://doi.org/10.24201/edu.v35i1.1828>
- Trisurat, Y., Eawpanich, P. y Kalliola, R. (2016). Integrating land use and climate change scenarios and models into assessment of forested watershed services in southern Thailand. *Environmental Research*, 147, 611-620. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.02.019>
- Torres-López, J. (2002). *Economía política*. Pirámide.
- Urzedo, D. I., Neilson, J., Fisher, R. y Junqueira, R. G. P. (2020). A global production network for ecosystem services: The emergent governance of landscape restoration in the brazilian amazon. *Global Environmental Change*, 61: 102059. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102059>
- Uscanga-Morales, L. A. y Perevochtchikova, M. (2020). De Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos a Fondos Concurrentes: estudio de percepción social en una comunidad forestal de Oaxaca, México. *Sociedad y Ambiente*, 23: 1-31. <https://doi.org/10.31840/sya.vi23.2161>
- Velázquez-Hernández, E. y López-Romero, P.C. (2021). La propiedad ejidal de la tierra en contextos de rururbanización en México: sus desafíos y oportunidades en una ciudad media (Xalapa, Veracruz). *Historia Agraria De América Latina*, 2(01), 174-196. <https://doi.org/10.53077/haal.v2i01.87>
- Vidriales-Chan, G. y Fuentes-Martínez, A. (2017). *La calidad del agua en Xalapa y la cuenca del Río Pixquiac*. <https://www.uv.mx/cienciauv/blog/calidadaguaxalapacuencariopixquiac/>

- Von-Thaden, J., Manson, R. H., Congalton, R. G., López-Barrera, F. y Salcone, J. (2019). A regional evaluation of the effectiveness of Mexico's payments for hydrological services. *Regional Environmental Change*, 19(6), 1751-1764. <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01518-3>
- Von-Thaden, J., Manson, R. H., Congalton, R. G., López-Barrera, F. y Jones, K. W. (2021). Evaluating the environmental effectiveness of payments for hydrological services in Veracruz, México: A landscape approach. *Land Use Policy*, 100, 105055. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105055>
- Vorlaufer, T., Falk, T., Dufhues, T. y Kirk, M. (2017). Payments for ecosystem services and agricultural intensification: Evidence from a choice experiment on deforestation in Zambia. *Ecological Economics*, 141, 95-105. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.05.024>
- Wang, P., Poe, G. L. y Wolf, S. A. (2017). Payments for ecosystem services and wealth distribution. *Ecological Economics*, 132, 63–68. doi:10.1016/j.ecolecon.2016.10
- Wei, Q., Tong, L., Gondwe, J. y Liu, Y. (2015). Non-use value trends analysis of wetland ecosystem in the sanjiang plain, northeast china. *Wetlands Ecology and Management*, 23(3), 347-355. 10.1007/s11273-014-9384-0
- Williams-Linera, G. (2007). El bosque de niebla del centro de Veracruz. *Ecología. Historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático*. <https://biblioteca.ecosur.mx/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=000044305>
- Wohlfart, C., Mack, B., Liu, G. y Kuenzer, C. (2017). Multi-faceted land cover and land use change analyses in the yellow river basin based on dense Landsat time series: Exemplary analysis in mining, agriculture, forest, and urban areas. *Applied Geography (Sevenoaks)*, 85, 73-88. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.06.004>
- Wu, Z., Dai, E., Wu, Z. y Lin, M. (2019). Future forest dynamics under climate change, land use change, and harvest in subtropical forests in Southern China. *Landscape Ecology*, 34(4), 843-863. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00809-8>
- Yalew, S. G., Pilz, T., Schweitzer, C., Liersch, S., van der Kwast, J., Van Griensven, A., Mul, M. L., Dickens, C. y Van der Zaag, P. (2018). Coupling land-use change and hydrologic models for quantification of catchment ecosystem services. *Environmental Modelling & Software*, 109, 315-328. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.08.029>
- Yost, A., An, L., Bilsborrow, R., Shi, L., Chen, X., Yang, S. y Zhang, W. (2020). Mechanisms behind concurrent payments for ecosystem services in a Chinese nature reserve. *Ecological Economics*, 169, 106509. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106509>
- Zavaleta, E., León, C., Leiva, F., Gil, L., Rodríguez, A. y Bardales, C. (2020). Valoración económica del servicio ambiental hídrico del Santuario Nacional de Calipuy. *Arnaldoa*, 27 (1):335-350 <http://doi.org/10.22497/arnaldoa.271.27121>

- Zhang, C., Takase, K., Oue, H., Ebisu, N. y Yan, H. (2013). Effects of land use change on hydrological cycle from forest to upland field in a catchment, Japan. *Frontiers of Structural and Civil Engineering*, 7(4), 456-465. [10.1007/s11709-013-0218-6](https://doi.org/10.1007/s11709-013-0218-6)
- Zhang, D., Huang, Q., He, C., Yin, D. y Liu, Z. (2019). Planning urban landscape to maintain key ecosystem services in a rapidly urbanizing area: A scenario analysis in the Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration, China. *Ecological Indicators*, 96, 559-571. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.030>
- Zheng, W., Ke, X., Xiao, B. y Zhou, T. (2019). Optimising land use allocation to balance ecosystem services and economic benefits-A case study in Wuhan, China. *Journal of environmental management*, 248, 109306. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109306>

ANEXOS

Anexo 1. Encuesta de Disposición a Pagar (DAP)

ÁREAS PRIORITARIAS DE CONSERVACIÓN HIDROLÓGICA Y SU VALORACIÓN ECONÓMICA EN LA SUBCUENCA DEL RÍO PIXQUIAC, VERACRUZ

Soy **Gabriel Chablé Rodríguez**, estudiante de la Maestría en Ciencias Forestales del Colegio de Postgraduados, estoy realizando una encuesta como parte del trabajo de investigación referente a la detección de áreas prioritarias de conservación hidrológica y su valoración económica en la **subcuenca del Río Pixquiac**. El objetivo es **estimar el valor de la renta de la tierra en las zonas prioritarias de conservación forestal**. Para ello, le solicito amablemente su colaboración para responder este cuestionario. La información que nos proporcione será tratada con absoluta confidencialidad y utilizada única y exclusivamente para cumplir con el propósito citado.

Fecha: _____ **A1**

Cuestionario No. _____ **A2**

I. ASPECTOS SOCIALES

P1 Nombre del entrevistado: _____ **A3**

P2 Colonia: _____ **A4**

P3 Edad: _____ **X1**

P4 Sexo: _____ **Y1**

(1) Masculino

(2) Femenino

P5 Estado civil: _____ **Y2**

(1) Casado

(2) Soltero

(3) Viudo

(4) Divorciado

(5) Unión libre

(6) Otro _____

P6 Máximo grado de estudios: _____ **X2**

(1) No fue a la escuela (0)

(2) Primaria (1-6)

(3) Secundaria (7-9)

(4) Prepa (10-12)

(5) Universidad (13-16)

(6) Postgrado (17-22)

P7 ¿Cuál es su fuente de ingresos? _____ **Y3**

(1) Empleado del sector público

(2) Empleado del sector privado

(3) Negocio propio

(4) Jubilado – pensionado

(5) Otro _____

P8 ¿Tiene alguna otra actividad por la que perciba ingreso? (si es así enumere del 1 al 7 siendo 1 la más importante y 7 la menos importante)

- (1) No Y4
- (2) Empleado del sector público Y5
- (3) Obrero Y6
- (4) Jornalero Y7
- (5) Actividades del hogar Y8
- (6) Empleado del sector privado Y9
- (7) Negocio propio Y10
- (8) Otro _____ Y11

P9 ¿En qué rango se encuentra su ingreso promedio mensual? Y12

- (1) < \$5,000
- (2) Entre \$5,001 y \$10,000
- (3) Entre \$10,001 y \$15,000
- (4) Entre \$15,001 y \$20,000
- (5) Entre \$20,001 y \$30,000
- (6) Entre \$30,001 y \$50,000
- (7) > \$50,000

P10 ¿Cuántas personas dependen económicamente de usted? X3

P11 ¿Cuántos años lleva viviendo en Xalapa? X4

II. DATOS DE LA VIVIENDA Y ABASTO DEL AGUA

P12 La vivienda que usted habita es: Y13

- (1) Propia
- (2) Rentada
- (3) Prestada
- (4) Otro _____

P13 ¿De dónde obtienen principalmente el agua para el uso en el hogar? Y14

- (1) Toma pública
- (2) Pozo privado
- (3) Ríos o manantial
- (4) Pipa
- (5) Agua de lluvia
- (6) Otro _____

P14 ¿Cuenta con cisterna en casa? Y15

- (1) Si
- (2) No

P15 ¿Su colonia es parte de los tandeos que organiza CMAS Xalapa cada año? Y16

- (1) Si (pase a la pregunta 16)

(2) No (pase a la pregunta 21)

P16 ¿En época de tandeos cuántos días a la semana recibe el servicio de agua potable?

- (1) 1 Y17
- (2) 2
- (3) 3
- (4) 4
- (5) 5
- (6) 6
- (7) 7

P17 Durante los días que usted recibe agua en su casa ¿Cuántas horas al día recibe el servicio?

- (1) 1 a 3 Y18
- (2) 4 a 8
- (3) 8 a 12
- (4) 12 a 24

P18 ¿Por qué medio le suministra el municipio el agua potable a su hogar en época de tandeos?

- (1) Toma pública Y19
- (2) Pipas Y20
- (3) Toma pública y pipas Y21
- (4) Otro _____ Y22

P19 ¿Le es suficiente el agua que abastece el municipio en la época de tandeos?

- (1) Si (pase a la pregunta 20) Y23
- (2) No (pase a la pregunta 19)

P20 ¿Si no le es suficiente, de que otra forma se abastece de agua potable en época de tandeos?

- (1) Contrato de una pipa particular Y24
- (2) Contrato de una pipa particular entre varios Y25
- (3) Almacenamiento extra en casa Y26
- (4) Otro _____ Y27

P21 ¿En época regular (sin tandeos) cuántos días a la semana recibe el servicio de agua potable?

- (1) 1 Y28
- (2) 2
- (3) 3
- (4) 4
- (5) 5
- (6) 6
- (7) 7

P22 Durante los días que usted recibe agua en su casa ¿Cuántas horas al día recibe el servicio?

- (1) 1 a 3 Y29
- (2) 4 a 8
- (3) 8 a 12
- (4) 12 a 24

P23 ¿Le es suficiente el agua que abastece el municipio en la época regular? **Y30**
(1) Si (pase a la pregunta 25)
(2) No (pase a la pregunta 24)

P24 ¿Si no le es suficiente, de que otra forma se abastece de agua potable? **Y31**
(1) Contrato de una pipa particular **Y32**
(2) Contrato de una pipa particular entre varios **Y33**
(3) Almacenamiento extra en casa **Y34**
(4) Otro _____

P25 Considera usted que la cantidad de agua que abastece su hogar en los últimos 5 años ha: **Y35**
(1) Disminuido
(2) Permanecido constante
(3) Aumentado
(4) No sabe
(5) Otro _____

P26 ¿Cómo considera usted la calidad del agua que llega a su hogar? **Y36**
(1) Buena
(2) Regular
(3) Mala
(4) No sabe

P27 ¿Cuál es la cuota mensual que paga por el servicio del agua? Si no sabe, pase a la pregunta 30 **X5**

P28 ¿Cómo considera el monto que paga mensualmente? **Y37**
(1) Alto (pase a la pregunta 29)
(2) Adecuado (pase a la pregunta 32)
(3) Bajo (pase a la pregunta 30)

P29 ¿Por qué considera que el monto es alto? **Y38**
(1) El agua debería ser gratis para todos
(2) Cada vez el agua es de menor calidad (p/e turbiedad)
(3) No siempre hay disponibilidad de agua
(4) En otros lados pagan menos por el mismo servicio
(5) Otro _____

P30 ¿Por qué considera que el monto es bajo? **Y39**
(1) Es muy poco recurso para el mantenimiento de la red
(2) Es un servicio indispensable
(3) Porque ocupamos mucha agua
(4) Porque somos muchos en mi casa
(5) Otro _____

P31 Si usted considera que el monto no es adecuado (es decir bajo o alto), ¿cuál cree que sería la cuota mensual adecuada? **X6**

P32 A qué cree que se deba que ha aumentado el desabasto de agua a través de los años Y40

- (1) Cambio climático
- (2) Desperdicio del recurso
- (3) Tala de bosques
- (4) Aumento de la población
- (5) No sabe
- (6) Otro _____

P33 ¿De dónde cree que proviene el agua potable de la ciudad de Xalapa? Y41

- (1) De los ríos de los alrededores
- (2) De otro estado
- (3) De los bosques en la parte alta
- (4) No sabe
- (5) Otro _____

P34 Indique que tan de acuerdo está con las siguientes afirmaciones

Afirmaciones	Totalmente de acuerdo	De acuerdo	Ni de acuerdo ni en desacuerdo	En desacuerdo	Totalmente en desacuerdo	
	(5)	(4)	(3)	(2)	(1)	
Los bosques tienen una relación directa con el agua que consumimos						<input type="checkbox"/> Y42
La calidad del agua de Xalapa es buena						<input type="checkbox"/> Y43
Se deben implementar acciones ambientales que permitan asegurar el abasto de agua						<input type="checkbox"/> Y44
En un futuro el agua va a empezar a escasear						<input type="checkbox"/> Y45
Actualmente en Xalapa el agua está escaseando						<input type="checkbox"/> Y46
Estoy de acuerdo con los tandeos del agua						<input type="checkbox"/> Y47
Como usuarios del agua podemos hacer algo para evitar la escases del recurso						<input type="checkbox"/> Y48

Afirmaciones	Totalmente de acuerdo	De acuerdo	Ni de acuerdo ni en desacuerdo	En desacuerdo	Totalmente en desacuerdo	
	(5)	(4)	(3)	(2)	(1)	
Si no se cuida el bosque habrá menos disponibilidad de agua en la ciudad						<input type="checkbox"/> Y49

ESTABLECIMIENTO DE ESCENARIOS

Escenario sin tandeos

P35 Tomando en consideración un escenario en donde no existen tandeos como hace 10 años cree Usted que los habitantes de la Ciudad de Xalapa deberían aportar un recurso extra para la conservación de los bosques que captan agua

- (1) Si (pase a la pregunta 36) Y50
 (2) No (pase a la pregunta 38)

P36 ¿En qué rango se encuentra el monto que estaría dispuesto a pagar mensualmente por la conservación de los bosques que proveen agua (SAH) en un escenario en donde no existen los tandeos?

- (1) 1-5
 (2) 5-10
 (3) 10-15
 (4) 15-20
 (5) 20-25
 (6) 25-30

Y51

P37 Tomando en consideración el rango anterior, ¿cuál sería el monto que estaría dispuesto a pagar mensualmente por la conservación de los bosques que proveen agua (SAH) en un escenario en donde no existen los tandeos? (pasar a pregunta 39)

X7

P38 ¿Por qué motivos considera que los habitantes NO deberían aportar un recurso extra para la conservación de los bosques que captan agua?

- (1) No le interesa
 (2) Razones económicas
 (3) El gobierno es quien debería pagar
 (4) Otro _____

Y52

Escenario con tandeos en época de estiaje

P39 Tomando en consideración un escenario en donde los tandeos se realizan en época de estiaje (de dos a tres meses como actualmente se hace) cree Usted que los habitantes de la Ciudad de Xalapa deberían aportar un recurso extra para la conservación de los bosques que captan agua

- (1) Si (pase a la pregunta 40)
 (2) No (pase a la pregunta 42)

Y53

P40 ¿En qué rango se encuentra el monto que estaría dispuesto a pagar mensualmente por la conservación de los bosques que proveen agua (SAH) en un escenario en donde los tandeos se realizan en época de estiaje? **Y54**

- (1) 1-5
- (2) 5-10
- (3) 10-15
- (4) 15-20
- (5) 20-25
- (6) 25-30

P41 Tomando en consideración el rango anterior, ¿cuál sería el monto que estaría dispuesto a pagar mensualmente por la conservación de los bosques que proveen agua (SAH) en un escenario en donde no existen los tandeos? (pasar a pregunta 43) **X8**

P42 ¿Por qué motivos considera que los habitantes NO deberían aportar un recurso extra para la conservación de los bosques que captan agua? **Y55**

- (1) No le interesa
- (2) Razones económicas
- (3) El gobierno es quien debería pagar
- (4) Otro _____

Escenario con tandeos permanentes

P43 Tomando en consideración un escenario en donde los tandeos son permanentes (es decir durante todo el año) cree Usted que los habitantes de la Ciudad de Xalapa deberían aportar un recurso extra para la conservación de los bosques que captan agua **Y56**

- (1) Si (pase a la pregunta 44)
- (2) No (pase a la pregunta 47)

P44 ¿En qué rango se encuentra el monto que estaría dispuesto a pagar mensualmente por la conservación de los bosques que proveen agua (SAH) en un escenario en donde los tandeos son permanentes? **Y57**

- (1) 1-5
- (2) 5-10
- (3) 10-15
- (4) 15-20
- (5) 20-25
- (6) 25-30

P45 Tomando en consideración el rango anterior, ¿cuál sería el monto que estaría dispuesto a pagar mensualmente por la conservación de los bosques que proveen agua (SAH) en un escenario en donde no existen los tandeos? **X9**

P46 ¿Por qué motivos considera que los habitantes NO deberían aportar un recurso extra para la conservación de los bosques que captan agua? **Y58**

- (1) No le interesa
- (2) Razones económicas
- (3) El gobierno es quien debería pagar

(4) Otro _____

P47 ¿Cuál sería el canal que usted considera apropiado para otorgar la aportación económica?

- | | | |
|--|--------------------------|------------|
| (1) Directamente a los dueños de los bosques | <input type="checkbox"/> | Y59 |
| (2) A través de instituciones de gobierno | <input type="checkbox"/> | Y60 |
| (3) A través de sociedades civiles | <input type="checkbox"/> | Y61 |
| (4) A través de grupos de trabajo en las comunidades | <input type="checkbox"/> | Y62 |
| (5) A través del recibo del agua | <input type="checkbox"/> | Y63 |
| (6) Otro _____ | <input type="checkbox"/> | Y64 |

¡GRACIAS POR SU PARTICIPACIÓN!