Valoración económica de servicios ecosistémicos en el complejo de Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre de Chiapas

SEGUNDO INFORME

Autores:
Alonso Aguilar Ibarra
José Mauricio Galeana Pizaña,
Aldo Daniel Jiménez Ortega,
Juan Manuel Núñez

Fecha: Diciembre 2017

Resumen
El presente informe presenta la metodología y los resultados obtenidos durante la segunda etapa del proyecto Valoración de los Servicios Ecosistémicos en el Complejo Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre de Chiapas (263289). En el marco del proyecto EcoValor Mx (www.ecovalor.mx) implementado por la *Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit* (GIZ) en conjunto con la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), cuyo objetivo principal es generar conocimiento y comunicar de manera diferenciada el valor de los bienes y servicios que las Áreas Naturales Protegidas (ANP) proveen a la sociedad, a usuarios, habitantes y tomadores de decisiones, el proyecto ha continuado con la implementación de los pasos de la metodología propuesta y se ha llevado a cabo el segundo de los tres talleres comprometidos por el proyecto, mientras que el tercer taller para la presentación de los resultados ha sido ya programado para suceder próximamente.

En este sentido, a lo largo de este informe se presentan las metodologías espacialmente explícitas para la valoración económica de los servicios ecosistémicos de almacenamiento de carbono, infiltración hídrica y provisión de alimentos a partir de la integración de modelos prospectivos de cobertura terrestre, escenarios de cambio climático y métodos participativos con tomadores de decisión y actores interesados. De igual forma, se presentan los resultados de valoración económica de los servicios ecosistémicos para la cobertura terrestre actual y futura, así como para distintas tipologías espaciales de planeación. Estos resultados obtenidos con la construcción de futuros alternativos, serán presentados en el tercer taller con los tomadores de decisiones y participantes del proyecto para permiten diferenciar el papel que el complejo de Áreas Naturales Protegidas aporta a la región y constituyen un apoyo a la toma de decisiones para la gestión del territorio. Todos estos resultados, así como la información generada a lo largo de este proceso, serán puestos a disposición de los participantes dentro de la aplicación geoweb diseñada para este propósito y que será presentada a principios del mes de enero del 2018 culminando así con el proceso.

1 Descripción del informe

1.1. Contexto del proyecto

En el marco proyecto EcoValor México: Valoración de Servicios Ecosistémicos en ANP Federales de México: una herramienta innovadora para el financiamiento de la biodiversidad y el cambio climático (www.ecovalor.mx), desarrollado por la CONANP y la GIZ. Se ha formalizado trabajo en la Sierra Madre de Chiapas, específicamente en la Reserva de la Biósfera Volcán Tacaná, Reserva de la

Biósfera El Triunfo, Reserva de la Biósfera La Sepultura, y del Área de Protección de Recursos Naturales La Frailescana.

Este esfuerzo busca generar conocimiento y coordinar acciones entre distintas dependencias, dentro y fuera del sector ambiental, para incluir el enfoque de valoración de servicios ecosistémicos en la formulación e implementación de políticas públicas transversales. Asimismo, el proyecto está orientado a desarrollar y promover la implementación de mecanismos y herramientas institucionales innovadoras que permitan fortalecer capacidades e incrementar los recursos disponibles para mejorar la conservación de dichos servicios.

Un elemento central del proyecto es generar conocimiento y comunicar el valor de los servicios ecosistémicos que proveen las áreas naturales protegidas. En este contexto, en agosto de 2016 el equipo EcoValor Mx, en conjunto con el Centro de Investigación en Geografía y Geomática "Ing. Jorge L. Tamayo" A.C. (CentroGeo), Instituto de Investigaciones Económicas (IIEc) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM); la División de Estudios Sociales de la Universidad Iberoamericana (UIA); y del Laboratorio de Ecología Evolutiva de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH) iniciaron el estudio de valoración económica en el complejo de áreas naturales protegidas mencionadas de la Sierra Madre de Chiapas.

Hasta ahora se ha desarrollado un análisis de modelación integral biofísica y prospectiva y de herramientas de valoración económica, de tres servicios (almacenamiento de carbono, infiltración hídrica y provisión de alimentos) que pretenden facilitar el apoyo a la toma de decisiones en la gestión del territorio, a ilustrar el estado actual y futuro de estos servicios así como la vulnerabilidad de los contenidos frente a escenarios de cambio climático en el Complejo de Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre de Chiapas, México, y de sus áreas contiguas. Todo este proceso ha estado guiado por la metodología sobre Integración de los Servicios Ecosistémicos en la Planificación del Desarrollo (ISE)[1].

1.2. Antecedentes y outline del informe

Este informe consigna los resultados de la segunda etapa del proyecto **Valoración de los Servicios Ecosistémicos en el Complejo Áreas Naturales Protegidas de**

[1] El enfoque ISE se utiliza con el objetivo de asistir a asesores, personal de proyectos y planificadores a reconocer las conexiones entre naturaleza y desarrollo, consiste en un proceso paso a paso que considera a la valoración de servicios ecosistémicos un elemento fundamental pero no único para la toma de decisiones asociadas a la gestión del territorio. La metodología consta de 6 pasos.

la Sierra Madre de Chiapas, del Fondo Sectorial de Investigación Ambiental SEMARNAT-CONACYT con Clave SEMARNAT-2015-1-263289. El objetivo de esta segunda etapa fue implementar una metodología espacialmente explicita que integra los elementos biofísicos del ecosistema con los valores económicos de los servicios ecosistémicos en el complejo de Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre de Chiapas, a través de talleres participativos con tomadores de decisión y actores interesados.

El trabajo en esta segunda etapa fue dividida en las siguientes tareas:

- **Tarea 1**: Métodos de valoración económica para los flujos biofísicos de los servicios ecosistémicos identificados como prioritarios en el primer taller del proyecto

- **Tarea 2**: Construcción de futuros alternos para la valoración económica de los servicios ecosistémicos a partir de la integración de modelos prospectivos de cobertura terrestre, métodos participativos con tomadores de decisión y actores interesados y escenarios de cambio climático.

Este informe consta de cinco secciones que incluyen la descripción del informe. La segunda sección se ocupa de la tarea 1 que describe la valoración monetaria ambiental de los servicios seleccionados, como un instrumento de política pública que permite contar con una unidad monetaria para ayudar en la toma de decisiones. La tercera sección se ocupa de la tarea 2 y describe la integración de modelos prospectivos de cobertura terrestre, métodos participativos con tomadores de decisión y actores interesados y escenarios de cambio climático. En la cuarta sección, se presentan las actividades desarrolladas durante la segunda etapa del proyecto, así como los resultados obtenidos hasta la prorroga otorgada al proyecto. Finalmente, la última sección enumera algunas conclusiones y reflexiones sobre la segunda etapa del proyecto.

2 Métodos de valoración económica

La valuación monetaria ambiental es un instrumento de política pública que permite contar con una unidad de medición universal, que es el dinero, para ayudar en la toma de decisiones (Markandya et al. 2002). Así, medir el valor económico total de los servicios ecosistémicos es una forma de cuantificar el costo de oportunidad de una decisión. De hecho, toda decisión implica costos y beneficios y, elegir una opción, es rechazar muchas otras. Por un lado, están los costos y beneficios de la decisión hecha y, por otro lado, las alternativas no elegidas hubieran tenido sus beneficios y costos asociados. Entonces, los beneficios que no

adquirimos por hacer una elección representan el costo de oportunidad de la misma. En política ambiental, el concepto de costo de oportunidad es muy importante para comparar opciones (Zelek & Shively 2003). Por ejemplo, el cambio en el uso de suelo representa costos de oportunidad entre un uso y otro. Así, los beneficios que proveen los servicios ecosistémicos de un bosque pueden perderse si este espacio es transformado en suelo para uso agrícola. La generación de alimentos traerá sin duda beneficios para la sociedad pero a costa de perder áreas boscosas. Aquí el dilema de política pública radica en saber cuál costo de oportunidad es mayor: perder bosque y servicios ecosistémicos o dejar de producir alimentos. Para poder comparar ambas alternativas de manera objetiva, se requiere una medida común, que en este caso es el dinero. Entonces, el valor monetario de esos servicios ecosistémicos se compara con la ganancia monetaria de la producción de alimentos.

2.1. Valoración económica para almacenamiento de carbono

2.1.1. Contexto de la valoración

En el caso del presente estudio, se estima el valor monetario del servicio ecosistémico de mantenimiento de reservas de carbono en el área de la Sierra Madre de Chiapas. De hecho, el ciclo biogeoquímico del carbono está muy relacionado con varios servicios ecosistémicos, así como con la agricultura. Por lo tanto, las decisiones entre conservar áreas naturales contra el uso agrícola afectarán directamente los niveles de reservas de carbono. Por ejemplo, el CO2 se libera con prácticas agrícolas no sustentables, especialmente por la quema de biomasa y por la erosión de suelos (Aguilar Ibarra *et al*., 2017). Por lo tanto, la liberación del carbono desde una reserva en suelo o follaje hacia una reserva atmosférica representa una externalidad negativa debido a los efectos sociales y económicos que genera el calentamiento global. Y esto también se expresa como un costo de oportunidad ya que los recursos financieros para compensar los impactos y costos de adaptación frente al cambio global, no se pueden utilizar para otros fines que necesitaría la sociedad.

¿Cuál es el valor monetario del carbono? Doung (2009) menciona cinco formas de responder a esta pregunta: a) el costo de la mitigación esperada de los daños causados por el cambio climático, b) el costo de abatimiento para las emisiones de CO2, c) el costo social del carbono, d) un valor negociado políticamente y e) el precio del mercado de créditos de CO2. Por lo tanto, las estimaciones del valor del carbono varían de acuerdo con el contexto. Para el caso del carbono capturado en reservas boscosas, Sumarga *et al*. (2015) recomiendan utilizar el costo social del carbono (CSC). Éste último representa el valor de la externalidad negativa generada por la liberación de CO2 a la atmósfera y que modifica el bienestar de la

sociedad. De manera similar, Isacs *et al*. (2016) sugieren que, mientras el costo de abatimiento para las emisiones de CO2 es recomendable para estudios con límites a las emisiones en el corto plazo, el CSC debería ser utilizado como valor del carbono en otros contextos. En efecto, Foley *et al*. (2013) apuntan que el hecho que los mercados de créditos de carbono presentan fallas importantes, no son recomendables para análisis tipo costo-beneficio. Sin embargo, algunos estudios utilizan el precio del mercado para la valoración de las reservas de carbono en los ecosistemas (e.g. Morri et al., 2014).

Las estimaciones del CSC no están exentas de controversia. Han sido numerosas y con un alto grado de incertidumbre. Por ejemplo, Doung (2009) señala que los rangos tan amplios en las estimaciones (ver Tabla 1) son inútiles como una guía para las políticas ambientales. Sin embargo, estimaciones más recientes han reducido este rango. Tol (2008) de hecho, en un meta-análisis, concluye que el valor del CSC debe ser de aproximadamente 23 USD/ ton CO2 y que las estimaciones del Reporte Stern son sobrestimaciones extremas. Unos años después, Tol (2013) actualiza a 37 USD/ton CO2. Nordhaus (2014) considera que el CSC sería de $ 18.6 USD/ton CO2 (a dólares de 2005). Metcalf y Stock (2015) apuntan que, para 2020, el valor del CSC sería de $43 USD/ton CO2 a una tasa de descuento de 3%. A un nivel similar, NASEM (2017) generó un valor de $42 USD/ton CO2.

La incertidumbre asociada a estas estimaciones se puede deber a: errores metodológicos (Foley et al. 2013), la tasa de descuento (Metcalf y Stock 2015; van den Bergh y Botzen 2015), aversión a la pérdida o al riesgo (van den Bergh y Botzen 2015) o la variabilidad biofísica (Siwar et al. 2016). Debido a ello, Metcalf y Stock (2015) señalan que el CSC no debería considerarse como una cifra ni como un rango de valores, sino como un proceso continuo de actualización. De hecho, se puede apreciar en la Tabla 1, que las estimaciones más recientes presentan una varianza menor con respecto a los primeros intentos de valoración del carbono. La incertidumbre, de cualquier manera, consideran Tol (2011) y van den Bergh y Botzen (2015), puede ser incluso más amplia.

Tabla 1. Algunas de las estimaciones para el costo social del carbón reportadas en la literatura, en orden cronológico.

Precio (US$/ton CO2)	**Referencia**
6-197	Clarkson y Deyes (2002)
4-9	Pearce (2003)
16-62	Tol (2005)
43-68	Hope (2006)
30	Nordhaus (2007)
23	Tol (2008)
37	Tol (2013)
19	Nordhaus (2014)
43	Metcalf y Stock (2015)
42	NASEM (2017)

Para revisiones recientes y exhaustivas sobre la estimación del CSC, se recomienda consultar a Tol (2008), van den Bergh & Botzen (2015), Metcalf & Stock (2015), NASEM (2017), entre otros. En cuanto a la valoración del carbono capturado en bosques, Ninan e Inoue (2014), Sumarga et al. (2015) y Siwar et al. (2016) ofrecen revisiones muy completes del tema.

2.1.2. Método de transferencia de beneficios

Para calcular el costo social del carbono capturado en el área de estudio, se utilizó la técnica de transferencia de beneficios. Ésta es una metodología para utilizar datos de valuación monetaria en un sitio y aplicarlos en otro, por lo que los datos provienen de trabajos previamente publicados (e.g. Tol 2008, 2013, NASEM 2017).

Como ya se señaló, la incertidumbre es un aspecto importante que hay que tomar en cuenta para la valoración de servicios ecosistémicos (Seppelt et al., 2011). Por ello se utilizó el rango de 37-42 USD/ton CO2, propuestos por Tol (2013) y NASEM (2017).

Para la transferencia de beneficios de un contexto al otro, se deben llevar a cabo ajustes para: a) conversión del tipo de cambio, b) ajuste a la inflación, c) ajuste al ingreso (Bateman et al. 2002) y, en el caso de las reservas de carbono, d) ajuste al peso molecular (Canu et al. 2015).

a) **Ajuste al tipo de cambio**: en este caso, los datos originales ya están en USD/ton CO2, por lo que no se llevó a cabo.

b) **Ajuste a la inflación**: los precios que corresponden a años anteriores al periodo de estudio se ajustan de acuerdo con el aumento expresado en inflación. El ajuste se lleva a cabo por medio de la siguiente fórmula:

$$P_{2017} = P_t \left(\frac{NCPI_{2017}}{NCPI_t} \right)$$

donde:

P_{2017} es el precio deflactado para el año 2017
P_t es el precio en el año *t* que debe ser ajustado
IPC_t es el índice de precios al consumidor (sector energético) para el año 2017 y para el año *t*

Para este caso se utilizó el índice de precios al consumidor (sector energético) reportado por Bureau of Labor Statistics (https://www.bls.gov/).

c) **Ajuste al ingreso**: en transferencia de beneficios se asume que las preferencias locales por activos ambientales, son equivalentes a las preferencias del lugar donde se extrapola el valor y por ello se requiere un ajuste en el ingreso de la población local (medido por el Producto Interno Bruto per cápita). Para este estudio, no se llevó a cabo el ajuste ya que, en el caso del carbono, se trata de una externalidad de tipo global, más que local. Es decir, la valoración del carbono a nivel global, es más fácilmente extrapolable a través de sectores o países, que en el caso de contextos locales, como es el caso de la biodiversidad o los humedales. En otras

palabras, se asume que el carbono capturado en los bosques de Chiapas pudo provenir de una fuente localizada en cualquier parte del mundo y viceversa, por lo que el valor reportado para el CSC representa las preferencias sociales globales.

d) **Ajuste al peso molecular**: la valoración monetaria del CSC implica que el valor está imputado a una molécula de gas: el CO2 (y equivalentes). Sin embargo, el carbono capturado en tejidos vegetales y suelo tiene otro peso molecular. Por ello se ajusta por medio de la razón entre pesos moleculares CO2/C: 44/12 (Canu et al. 2015).

Una vez que el valor del CSC ha sido ajustado, se multiplica por las cantidades físicas de las reservas de carbono verde en la zona de estudio.

2.2.Métodos Valoración económica para infiltración hídrica

2.2.1. Antecedentes

La valuación monetaria de servicios ecosistémicos, especialmente los que conciernen al agua (i.e. servicios hidrológicos) son de especial interés para la política ambiental, ya que implican tanto la cantidad como la calidad del agua disponible no sólo para el consumo humano y la industria, sino también para la conservación de los ecosistemas (Birol et al. 2006).

Uno de estos servicios hidrológicos es la infiltración o percolación del agua de lluvia en el suelo (Brauman et al. 2007). Efectivamente, el agua de lluvia alimenta tanto la escorrentía de agua superficial como el nivel de humedad en el suelo y el almacenamiento en acuíferos. Por ejemplo, se estima que el porcentaje de precipitación que logra infiltrarse es alrededor de 16% mientras que un 48% se convierte en escorrentía (LASGRWC 2010).

Para aumentar o facilitar la infiltración, se ha desarrollado una serie de tecnologías dentro del concepto conocido como Manejo de Recarga de Acuíferos (Dillon et al. 2010; Kazner et al. 2012). El hecho que la sociedad invierta recursos en el desarrollo de tecnologías para aumentar la infiltración, provisión o depuración de agua destinada para su uso en la economía es, per se, un indicador del valor que este recurso tiene (Birol et al. 2006). Y es precisamente este concepto con el cual se fundamenta una metodología de valoración económica para servicios hidrológicos: el costo de remplazo (e.g. Kaiser & Roumasset 2002; Hein 2011; Notaro & Paletto 2012; Ninan & Inoue 2013; Jackson et al. 2014).

Ninan & Inoue (2013) presentan una revisión comprehensiva de valuación monetaria de los servicios hidrológicos en el mundo realizados con varios métodos, incluido el costo de remplazo. Los autores encontraron una amplia variación de valores (entre $5 y $1160 USD/ha al año) y, específicamente para la recarga de acuíferos, de $13 a $81 USD/ha al año.

2.2.2. Método de costo de remplazo

Hein (2011) y Brown (2017) señalan que la correcta aplicación del método de costo de remplazo para la valoración económica ambiental debe cumplir con tres condiciones:

1. La alternativa tecnológica provee el mismo beneficio que el servicio ecosistémico.
2. El substituto propuesto es el de menor costo.
3. En ausencia del servicio ecosistémico, la alternativa tecnológica puede ser utilizada.
4.

Para el caso de la valoración monetaria del servicio de infiltración de agua en la Sierra Madre de Chiapas (SMC), sí se cumplen estas condiciones. En este caso se eligieron los pozos de recarga de acuífero como alternativa tecnológica. Éstos cumplen la infiltración de agua de lluvia para una zona montañosa como lo es la SMC. Además, si bien las pozas o lagunas de infiltración son menos costosas, éstas no son factibles (i.e. no podrían ser utilizadas) en una zona montañosa, mientras los pozos sí (Thangarajan 2007). Con esto se cumplen las tres condiciones para la SMC.

A continuación se detalla la secuencia para llevar a cabo la valoración monetaria.

a) Con la cotización para un pozo de infiltración por parte de la empresa Servicios Hidráulicos del Bajío SA de CV reportada en Caro-Borrero (2012) y Caro-Borrero et al. (2014), se deflactó el precio de 2011 para 2017, utilizando la fórmula:

$$P_{2017} = P_{2011}\left(\frac{IPP_{2017}}{IPP_{2011}}\right)$$

donde:

P_{2017} es el precio deflactado para el año 2017
P_{2011} es el precio en 2011 que debe ser ajustado
IPP_t es el índice de precios al productor para el año *t*

Para este caso se utilizó el índice de precios al productor (sector construcción, materiales, alquiler de maquinaria y remuneraciones), Base: junio 2012=100, calculado por INEGI (http:// www.inegi.org.mx/sistemas/indiceprecios/).

b) Se descontó al tiempo de vida del proyecto, es decir del pozo. De acuerdo con Caro-Borrero et al. (2014), el tiempo de vida de este tipo de pozo de infiltración es de 25 a 50 años. Este periodo se utilizó para definir tanto el límite inferior como el superior del valor de la tecnología de remplazo. El descuento se calculó con la fórmula:

$$VN = \frac{PP}{(1+d)^t}$$

donde:

PP	es el precio unitario del pozo de infiltración
d	es la tasa de descuento
t	es el año
VN	es el valor neto

La tasa de descuento utilizada fue la tasa de descuento social para proyectos públicos de la Secretaría de Hacienda y Crédito Público (2014). La estimación se llevó a cabo para 25 y 50 años y con la suma de las anualidades se obtuvo el valor neto presente (VNP).

c) Se estandarizó la capacidad física de infiltración para tener las estimaciones en USD/m3 por año. Los datos originales de especificación técnica del pozo están en pesos mexicanos (MXN) y litros por segundo. Para reportar estimaciones de servicios ecosistémicos se deben estandarizar la unidades con fines de comparación (Ninan & Inoue 2013).

2.3. Valoración económica de la producción de alimentos

2.3.1. Introducción

A lo largo de la historia de la humanidad, los ecosistemas han provisto de insumos al ser humano para alimentación, vestido construcción y generación de productos secundarios, servicios ecosistémicos todos, fácilmente reconocibles. Se trata de bienes tangibles llamados recursos naturales o bienes. Estos servicios proporcionan el sustento básico de la vida humana y los esfuerzos por asegurar su provisión guían las actividades productivas y económicas de una categoría

específica de servicios entre los que se encuentran incluidos los alimentos. (Balvanera y Cotler, 2009).

Los ecosistemas normalmente son explotados para obtener prioritariamente uno o varios de estos servicios de provisión, normalmente a expensas de otros. De esta forma, muchos servicios de los ecosistemas se han degradado como consecuencia de actuaciones llevadas a cabo para aumentar el suministro de servicios, como los alimentos. Por ejemplo, la intensificación de la agricultura puede satisfacer las demandas locales de producción de alimentos, pero también puede implicar la destrucción de bosques para sustituirlos por tierras de cultivo. Esto supone una reducción del almacenamiento de carbono, la infiltración del agua y la disminución de la biodiversidad.

En este sentido un de los beneficios identificados es el valor de la producción de alimentos dependientes del entorno natural. Este beneficio corresponde a un valor de uso indirecto, ya que además del valor que tiene el capital natural en sí mismo, su estado puede afectar a la producción de alimentos. Los enfoques más utilizados para internalizar parte del valor de los mercados pendientes del ecosistema son: el enfoque de la demanda derivada (Braden y Kolstad, 1991) y el enfoque de producción (Ellis y Fisher, 1987; Ruitenbeek, 1995; Barbier, 2000).

El enfoque de la demanda derivada depende de la relación funcional del mercado dependiente con los servicios ecosistémicos del entorno que se mide a través de la voluntad de pago o de compensación por la conservación por parte de los agricultores. Mientras que el enfoque de la función de producción consiste en realizar un análisis de regresión para estimar la dependencia entre el ecosistema y la producción de alimentos.

2.3.2. Método por función de producción

La función de producción es un método de valoración económica que permite suponer que el capital natural en el entorno sirve de caldo de cultivo o vivero para la producción de alimentos, de tal forma que esta función se puede tratar como un insumo ambiental adicional para producir alimentos

Cuando se utiliza indirectamente el capital natural, en el sentido de que las funciones ecológicas del ecosistema respaldan o protegen efectivamente la actividad económica, entonces el valor de estas funciones es esencialmente no comercializado. Sin embargo, los economistas han demostrado que es posible valorar tales servicios ambientales no comercializados a través del uso de la evaluación de mercado sustituta, que esencialmente utiliza información sobre un

bien comercializado para inferir el valor de un bien relacionado no comercializado (Freeman, 1991; Mäler, 1991; Barbier, 1994. Los métodos de costos de viaje, el análisis de la demanda recreativa, los precios hedónicos y los modelos de conducta preventiva son todos ejemplos de la valoración de mercado sustitutiva que intenta estimar la demanda derivada de la calidad ambiental por parte de los hogares[2].

El enfoque general consiste en un procedimiento de dos pasos. Primero, se determinan los efectos físicos de los cambios en un recurso biológico o función ecológica en una actividad económica. Segundo, el impacto de estos cambios ambientales se valora en términos del cambio correspondiente en el producto comercializado de la actividad correspondiente. En otras palabras, el recurso biológico o la función ecológica se trata como una "entrada" en la actividad económica, y como cualquier otro insumo, su valor puede equipararse con su impacto en la productividad de cualquier producto comercializado.

Más formalmente, si Q es el producto comercializado de una actividad económica, entonces Q puede considerarse como una función de una gama de insumos:

$$Q = F(X_i \ldots X_k, S$$

donde:

S	es un atributo del ecosistema
Q	es la variable dependiente de producción
$X_i \ldots X_k$	variables estándar

Este enfoque de la función de producción podría aplicarse potencialmente a cualquiera de los diversos valores de uso indirecto de los ecosistemas en torno de los sistemas productivos. Por lo tanto, este enfoque debería ser un método útil para estimar estos valores económicos no comercializados, pero a menudo significativos. Sin embargo, para que se aplique este método, es extremadamente

[2] El enfoque de la función de producción discutido aquí está planteado en relación a Barbier (2000), asociado con el enfoque de la función de producción del hogar, que es un término más apropiado para las técnicas de valoración del mercado sustituto basadas en la demanda derivada de la calidad ambiental por parte de los hogares. Es decir, al incorporar explícitamente funciones ambientales no comercializadas en el modelado de las preferencias de los individuos, los gastos del hogar en bienes privados pueden relacionarse con la demanda derivada de funciones ambientales (Bockstael y McConnell, 1981; Freeman, 1993; Smith, 1991). Algunas técnicas bien conocidas en economía ambiental aplicada, como el costo de viaje, la demanda de recreación, los precios hedónicos y los modelos de conducta preventiva, se basan en el enfoque de la función de producción del hogar.

importante que la relación entre cualquier función reguladora del medio ambiente y la actividad económica que protege o respalda sea bien comprendida. Es decir, que el enfoque de la función de producción requiere del conocimiento de relaciones causa efecto entre los sistemas productivos y los ecosistemas que los rodean.

Hasta la compilación de este segundo informe, ya se cuentan con algunas de estas relaciones, pero para la obtención econométrica propuesta en la ecuación anterior, se requieren de muchas observaciones en el tiempo, por lo que se está desarrollando una estrategia alterna, para generar valores monetarios de la producción de alimentos únicamente para café, ya no así para el binomio maíz frijol. Algunos de la propuestas que se van a presentar en el tercer taller para la socialización del valor de la producción de alimentos están basadas, por ejemplo, en el trabajo de Mäler (1991), quien distingue entre las aplicaciones del enfoque de función de producción; ya que cuando la producción, Q, es medible y existe un precio de mercado para este producto o uno puede ser imputado, entonces la determinación del valor marginal del recurso es relativamente directa.

2.4. Valores monetarios para los servicios priorizados

De acurdo con la memoria del primer taller, el objetivo compartido por los participantes, consistió en: “Contar con un estudio de valoración económica de máximo 3 servicios ecosistémicos prioritarios generados en el complejo de ANP de la región Sierra Madre de Chiapas para generar negociaciones en las políticas de los sectores social, productivo, infraestructura y ambiental para promover el buen uso y mantenimiento de los servicios ecosistémicos”. En donde los tres servicios priorizados mediante el uso de matrices de priorización, servicios ecosistémicos a nivel regional sobre la base de la percepción de valor social y financiero en las diferentes actividades económicas de la región fueron: almacenamiento de carbono, infiltración hídrica y provisión de alimentos. Para todos los casos, se procuró tener un rango de valores que

Para el caso de almacenamiento de carbono, el método de valoración económica seleccionado fue transferencia de beneficios (Figura 1). En donde el valor límite inferior obtenido al 2017 es de 7.71 (USD/Ton x ha al año), mientras que el límite superior es de 11.46 (USD/Ton x ha al año).

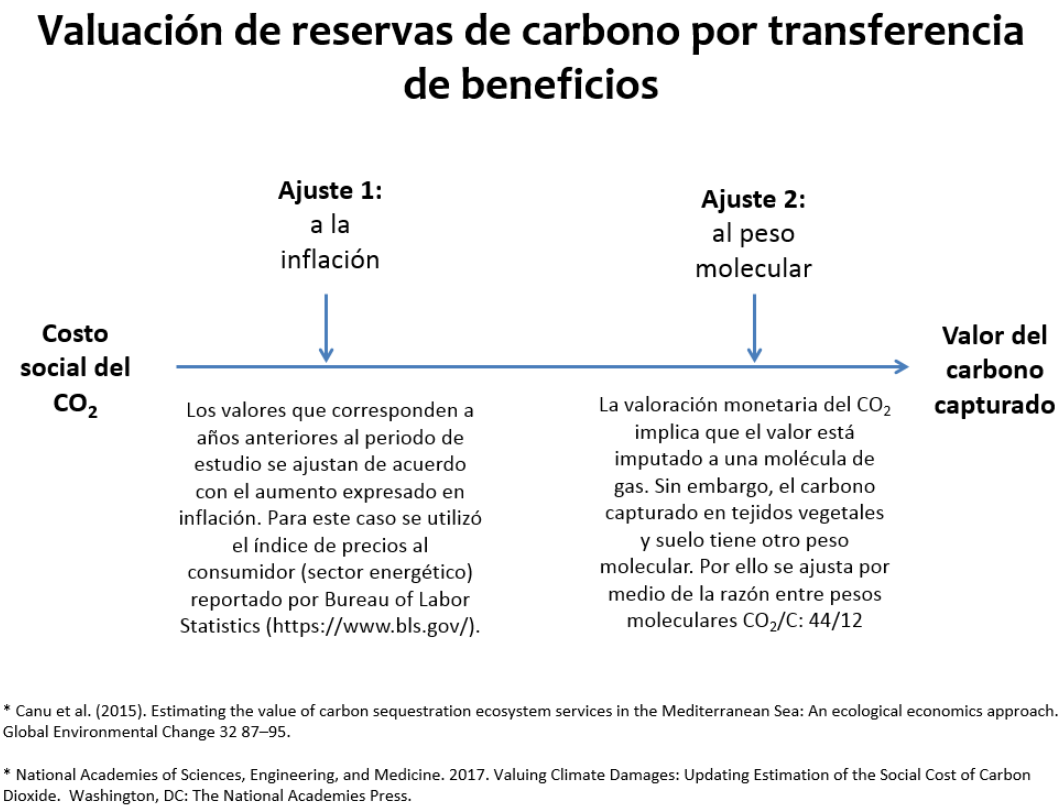


Figura 1. Método de valoración económica para almacenamiento de carbono

Por su parte, el caso de la infiltración hídrica, el método de valoración económica seleccionado fue costo de remplazo (Figura2). En donde el valor límite inferior obtenido fue de 0.46 (USD/m^3 x ha al año) y el límite superior de 0.50 (USD/m^3 x ha al año).

Finalmente para el caso de provisión de alimentos, el método de valoración económica propuesto es función de producción (Figura 3). Debido a que el instrumento de investigación a emplear para obtener precios locales de café es la encuesta y las condiciones de trabajo no fueron adecuadas para realizar trabajo de campo, en el tercer taller se propondrá un método por función de producción modificada para comparar los resultados y tener más herramientas de estudio.

Figura 2. Método de valoración económica para la infiltración hídrica

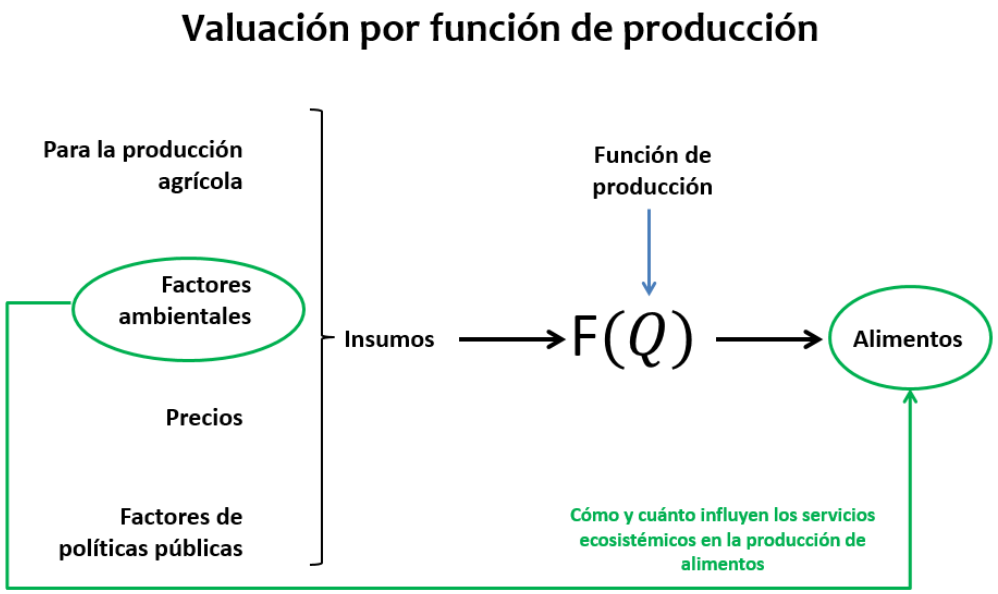


Figura 3. Método de valoración económica para la infiltración hídrica

3 Generación de modelos prospectivos de cobertura terrestre

3.1. Introducción

Durante los últimos años se ha prestado mucha atención al modelado del cambio de la cobertura terrestre a través del uso de mapas temáticos generados mediante técnicas de percepción remota y SIG para la construcción de modelos prospectivos, necesarios para comprender la dinámica de las ciudades y los bosques, la conservación de la biodiversidad, el manejo sostenible de los paisajes, la evaluación de la gestión, así como el mapeo y modelado de los servicios ecosistémicos con fines de planeación (Gómez et al., 2011; Swetnam et al., 2011; Shooshtari & Gholamalifard, 2015; Núñez et al., 2017).

El modelado prospectivo basado en un enfoque espacialmente explícito, es una técnica importante para proyectar y explorar futuros alternativos, para realizar experimentos que ayuden a comprender y describir cuantitativamente procesos clave (Veldkamp & Lambin, 2001). Los resultados de estos modelos prospectivos se integran en la toma de decisiones para dar una visión a mediano y largo plazo en la articulación de objetivos socioeconómicos y ambientales (Patel et al., 2007), en la identificación de medidas de desempeño y la deliberación de acciones alternativas (Rincón-Ruíz et al., 2015), y en la generación de información y conocimiento sobre costos, beneficios, compensaciones y sinergias de inversiones alternativas en la provisión de SE (Daily et al., 2009).

Dependiendo de los diferentes datos de entrada disponibles y el propósito del modelado de cobertura terrestre, diversos modelos están disponibles. Mas et al., (2014) revisaron las posibilidades y los límites de cuatro softwares de modelado de cobertura terrestre: (i) el CA_MARKOV de IDRISI que emplea matrices de cadena de Markov para determinar la cantidad de cambio junto con los mapas de idoneidad y los autómatas celulares para asignar espacialmente estos cambios; (ii) CLUE-S/Dyna-CLUE (Conversion of Land Use and Its Effects at Small regional extent) basado en un análisis de idoneidad de localización utilizando regresiones logísticas y simulación de la competencia e interacciones entre los diferentes tipos de cobertura terrestre; (iii) DINAMICA EGO que emplea mapas de probabilidad de transición que se basan en el peso de la evidencia y métodos de algoritmo genético; y (iv) Land Change Modeler (LCM), un conjunto de herramientas con las que el análisis y el modelado de cobertura terrestre pueden combinarse con evaluaciones de la biodiversidad y las emisiones de gases de efecto invernadero.

Las herramientas disponibles en estos modelos se aprovechan para poder lidiar con un conjunto complejo de fuerzas económico-sociales y biofísicas que son útiles para comprender las tasas y los patrones espaciales de cambio y para estimar

los efectos de los cambios en la cobertura de la tierra (Verburg et al., 2004). En general, los modelos de cambio de cobertura terrestre tienen tres componentes principales: 1) el análisis de cambios, 2) el modelador del potencial de transición y 3) la predicción de cambios (Eastman et al., 2005). La etapa crítica en el procedimiento de predicción del cambio de cobertura terrestre es el modelado del potencial de transición, ya que consiste en establecer un conjunto de variables que pueden ser discutidas como predictivas de la localización del cambio, y luego asignar la relación mediante pruebas empíricas (Shooshtari & Gholamalifard, 2015).

Existen muchos métodos para la generación de potenciales de transición (Eastman et al., 2005), como la regresión logística (RL) utilizada en CLUE-S (Verburg et al., 1999) y LCM (Eastman, 2006); pesos de evidencia utilizados en DINAMICA EGO (Soares-Filho et al., 2002); y perceptron de múltiples capas (PMC) utilizado en LCM (Eastman, 2006). Eastman et al. (2005) demostraron que aunque todos estos métodos constituyen técnicas viables para la generación de potenciales de transición, PMC es el más robusto. Por estas razones, el PMC ha sido empleado en varios estudios. Por ejemplo, el PMC de LCM se utilizó para predecir las zonas vulnerables a los cambios forestales en el Parque Nacional Tam Dao de Vietnam (Khoi & Murayama, 2010). Leh et al. (2011), lo aplicaron para mostrar el impacto del cambio de cobertura tererstre en el riesgo de erosión en la Cuenca del Río Blanco de Fork White en el Noroeste de Arkansas. Thapa y Murayama (2012) demostraron cómo el crecimiento urbano causó la fragmentación en el paisaje del valle de Katmandú en Nepal.

En la actualidad existen numerosas técnicas para llevar a cabo modelos prospectivos de cobertura terrestre. Si bien, Parker *et al*. (2002) señalan que es necesario desarrollar modelos más sensibles a la variabilidad regional y más eficaces para la formulación de políticas, que no tiendan a simplificar las variables que expresan el comportamiento humano; Lambin y Geist (2006) comentan que el trabajo de modelación integrado debe realizarse no solo con bases de datos globales, regionales y locales de cobertura terrestre sino también mediante métodos de SIG participativo y mapeo de datos. Ambos autores indican que los modelos de simulación espacialmente explícitos basados en multi-agentes permiten simular esta información y evaluar los impactos potenciales que éstas pueden tener sobre el territorio. Por lo que mapear mediante métodos participativos el conocimiento del complejo conjunto de causas que afectan a los cambios de usos del suelo y cómo los diferentes elementos y factores influyen y pueden influir en el futuro en un área determinada es un valor agregado para estos modelos.

3.2. Cartografía de la cobertura terrestre y evaluación de confiabilidad

3.2.1. Cartas de uso de suelo y vegetación del INEGI

Con el rápido aumento de la población humana, los cambios inducidos por el hombre en la cobertura terrestre forman un componente importante del entorno regional y el cambio de los servicios ecosistémicos (Wang et al., 2015). Un método para registrar dichos cambios en la cobertura terrestre es emplear imágenes satelitales, producto de sensores remotos que miden la radiación espectral que es reflejada por la superficie; dichas imágenes son procesadas mediante metodologías de clasificación de la percepción remota, que definen las cualidades de la superficie terrestre en categorías o clases definidas.

Los resultados de los estudios de la superficie terrestre usualmente son publicados como mapas temáticos que muestran geográficamente los conceptos de Uso del Suelo y Cubierta Vegetal. Entendiendo el Uso del suelo (Land Use) como la actividad que el hombre realiza en determinada cubierta vegetal para cambiarla, mantenerla o producir recursos. Por otro lado, la Cobertura terrestre (Land Cover, Cubierta o Cobertura terrestre) se refiere a la característica biofísica observada en la superficie de la Tierra. Ambos conceptos[3] tienen una leyenda que depende de la escala y la calidad de los datos colectados (DiGregorio, 2005).

En México, INEGI es la institución encargada de la obtención y distribución de información geográfica y estadística, por lo que ha elaborado cinco conjuntos de datos sobre uso de suelo y cobertura vegetal llamadas Series de Uso del Suelo y Vegetación escala 1:250,000, con las que busca, entre otros objetivos, apoyar en la planeación y ejecución de acciones encaminadas al uso óptimo de los recursos naturales, renovables y no renovables, frenar el deterioro ambiental y prevenir desastres ecológicos, que son problemas que México enfrenta actualmente (INEGI, 2013).

Las Series de Uso de Suelo y Vegetación generadas en el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), brindan información espacio-temporal a escala 1:250,000, en cinco tiempos distintos: 1976, 1993, 2002, 2007 y 2011, de acuerdo con la temporalidad de las metodologías y los sistemas de clasificación de las especies vegetales (Tabla 2). En su inicio se utilizaron fotografías aéreas y

[3] En este trabajo asumimos un sinónimo entre los conceptos de Uso del Suelo y Cubierta Vegetal y cobertura terrestre, pero para fines de simplificación a lo largo del informe se emplea el concepto de cobertura terrestre como un término amplio que no solamente describe la vegetación y los elementos antrópicos existentes sobre la tierra, sino que también describen otras superficies terrestres como afloramientos rocosos y cuerpos de agua.

métodos de restitución analógicos y en la actualidad se utilizan imágenes satelitales (SPOT y Landsat) y métodos de clasificación digitales.

Cada serie se conforma de 144 conjuntos de datos digitales que cubren la superficie total del país y pueden ser consultados independientemente utilizando la nomenclatura de las cartas de INEGI, o como un conjunto nacional. Se cuenta con tres versiones de un “Diccionario de datos de uso de suelo y vegetación" y cada serie tiene una “Guía de interpretación de cartografía”, para que los usuarios puedan comprender mejor el contenido de las series. En ambos se explican tanto las metodologías y definiciones de los tipos de vegetación como de las agrupaciones en que conforman. Cabe mencionar que no todas las series tienen el mismo número de capas ni el mismo número de tipos de vegetación o tipos de agricultura, ya sea por los insumos utilizados o por las nuevas definiciones de los tipos de vegetación y uso de suelo.

Tabla 2. Características de las cartas de uso de suelo y vegetación del INEGI

Mapas de uso de suelo y vegetación	Fuente de datos	Fechas de referencia	Resolución espacial	Equipo	Metodología
Serie I (1976)	Fotografías aéreas	1968-1986	Grano de emulsión / escala de vuelo	Óptico-mecánico	Fotointerpretación y trabajo de campo
Serie II (1993)	Imágenes impresas Landsat TM	1993	50 m escala de impresión 1:250,000	Óptico-mecánico	Actualización de 1976 con base Interpretación de las imágenes de satélite y trabajo de campo
Serie III (2002)	Imágenes Landsat ETM	2002-2003	27.5 m	Tecnología digital: PC y software de SIG	Interpretación de las imágenes de satélite y trabajo de campo
Serie IV (2007)	Imágenes SPOT de 2007-2008	2007-2008	10 m	Tecnología digital: PC y software de SIG	Interpretación de las imágenes de satélite y trabajo de campo
Serie V (2011)	Imágenes SPOT de 2011-2013	2011	10 m	Tecnología digital: PC y software de SIG	Interpretación de las imágenes de satélite y trabajo de campo

Serie I

La elaboración de la Serie I comenzó en 1968 con asesoramiento de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) con tecnología y metodologías analógicas (fotografías aéreas, restitución analógica y fotointerpretación), aunado a la verificación en campo, este trabajo conllevo casi 20 años de esfuerzo (1970 - 1988) y se publicó en 1993.

Victoria-Hernández *et al*. (2011) menciona que la escala planeada para las cartas de uso de suelo y vegetación era 1:50 000, sin embargo, por el tiempo requerido para su elaboración, la escala fue cambiada en 1975 a 1:250 000.

Serie II

Es la primera serie en que se utilizaron imágenes de satélite (Landsat TM) tomadas en 1993 que, con la verificación de campo de 1994 a 1996, fueron la base para la actualización de la Serie I, manteniendo los procedimientos de análisis analógicos para su posterior transformación a medio digital por digitalización manual y de barrido (escaneo). La serie fue desarrollada en tres etapas:

- Proceso de compilación. Se recopilaron los antecedentes conceptuales y de información cartográfica comparándose con la nueva información definida por el análisis visual de las imágenes aéreas, complementada con visitas de campo y análisis de laboratorio de las muestras. _Este proceso se llevó a cabo entre 1996 y 1999.

- Proceso de actualización de datos. Con la finalidad de mantener la homogeneidad de los criterios de clasificación reflejando con gran fidelidad los cambios de la vegetación y uso del suelo, con la cartografía temática de la Serie I, se emplearon espaciomapas analógicos redefiniendo los límites de los polígonos.

- Proceso de conversión. Es la digitalización de la serie, efectuada en 1999 mediante un barredor óptico-mecánico, para verificar la homogeneidad de criterios y detectar los cambios en las imágenes de satélite.

El objetivo de esta serie era ser un insumo digital que formara parte de un Sistema Nacional de Información Geográfica (SNIG) que es antecedente del actual SNIEG (Sistema Nacional de Información Estadística y Geográfica) creado en 2006, y que tiene como propósito proveer a la sociedad información de interés nacional adoptando estándares internacionales (INEGI, 2010b).

Serie III

Realizada entre 2002 y 2005, es la primera serie cuya elaboración fue enteramente digital, ya que fueron utilizadas imágenes satelitales Landsat ETM, tomadas entre 2002 y 2003, con resolución espacial de 30 m que fueron analizadas con software de Sistemas de Información Geográfica (SIG) y una recolección de datos de campo de 2002 y 2003 siendo publicada en 2006. La serie III fue elaborada en las siguientes fases:

- Proceso de compilación. Se recopilaron los antecedentes conceptuales y de información cartográfica comparándose con la nueva información definida por el análisis visual de las imágenes aéreas, complementada con visitas de campo y análisis de laboratorio de las muestras.

- Proceso de actualización de datos. Siguiendo el procedimiento de las series anteriores, esta fase consistió en la determinación de cambios de los límites, condición y presencia de la vegetación y sistemas agrícolas, aprovechando para corregir errores de las series anteriores utilizando imágenes Landsat ETM 2002 con resolución espacial de 27 m. Utilizando como apoyo espaciomapas con resolución espacial de 30 m obtenidas de imágenes Landsat ETM del año 2000 georreferenciadas a una base topográfica de 1997. Este proceso se llevó a cabo en los años 2003-2004.

- Proceso de homogeneización geográfica. En esta fase, cada uno de los resultados de la actualización fueron comparados con las series anteriores para comprobar la homogeneidad de los criterios de interpretación y la continuidad de las entidades geográficas, separando y validando los distintos tipos de información que conforman las capas de la serie mencionada.

- Proceso de generación del continuo nacional. En esta última fase, se llevó a cabo la unión de todos los datos que estaban en proyección UTM para posteriormente proyectarlas en Cónica Conforme de Lambert con datum ITRF92, verificando la información, continuidad y compatibilidad para las diferentes cubiertas. Este proceso inicio en septiembre de 2004; entregando el producto final en mayo de 2005, siendo liberado en diciembre de 2005.

Serie IV

Representa la actualización de la Serie III con una mejora en los insumos siendo imágenes multiespectrales SPOT 5 con resolución espacial de 10 m tomadas entre

2007 y 2008, y validación de campo en el mismo periodo, pero manteniendo el mismo sistema conceptual jerárquico. Su elaboración consistió en tres etapas:

- Compilación y análisis de la información conceptual-bibliográfica y espacial (muestreo de campo) que se llevó a cabo de 2006 a 2008.

- Actualización de datos de la Serie III, utilizando imágenes SPOT tomadas de febrero del 2007 hasta junio del 2008, mediante la modificación de polígonos detectando cambios en los límites, condición y presencia de las comunidades vegetales y sistemas agrícolas ajustando discrepancias con las series anteriores (INEGI, 2010a).

- Verificación de la continuidad y homogeneidad de los polígonos y sus atributos con base a su posición y relaciones en el mosaico de imágenes, separando los tipos de información para crear las diversas capas que conforman la serie.

Serie V

Es la serie publicada más reciente (2013) elaborada mediante la unión de imágenes multiespectrales Landsat TM5 con resolución espacial de 30 m del año 2011 y apoyada con verificación de campo durante el 2012.

De acuerdo a INEGI (2013), el proceso de elaboración de la Serie V es similar al utilizado en la elaboración de la Serie IV, dividiéndose en 4 procesos: (i) proceso de compilación (2011-2013); (ii) proceso de actualización de datos (2010-2011); (iii) proceso de homogeneización (mayo 2012 - agosto 2013); y (iv) proceso de generación del Conjunto Nacional (enero 2013 - diciembre 2013).

3.2.2. Mapas de cobertura terrestre

Para este estudio se emplearon mapas de las series II y V de Uso de Suelo y Vegetación obtenidas a partir de la interpretación visual de imágenes Landsat TM5 a escala 1:250 000, generada por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía durante el periodo 2011 y 2013, la cual se encuentra en formato shape en proyección Cónica conforme de Lambert y con datum de referencia ITRF92.

De acuerdo al procedimiento descrito en la sección anterior, las 29 clases de los mapas de las series II y V se reagruparon de manera general en siete clases como se muestra a continuación (Figura 4):

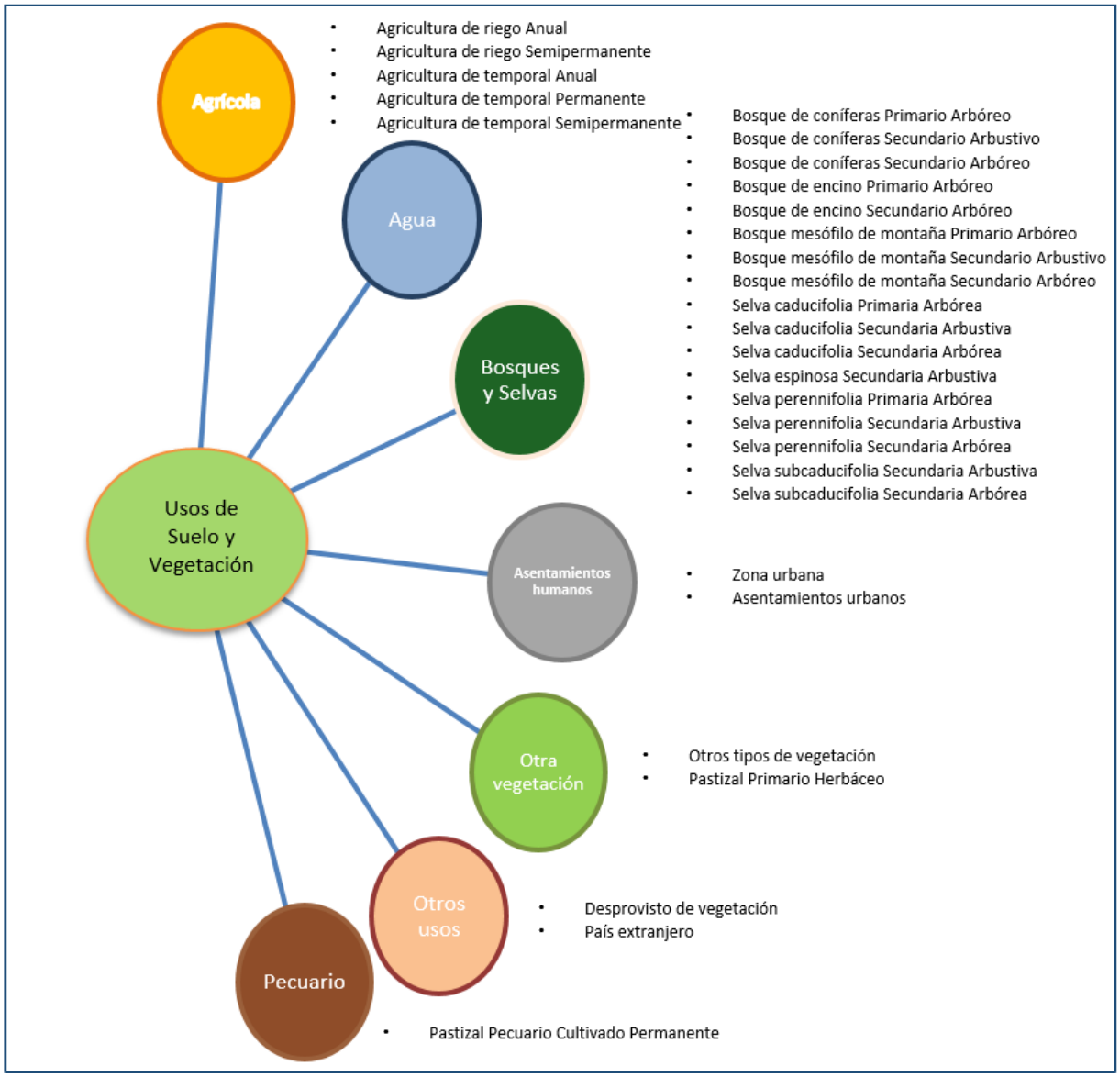


Figura 4. Clasificación de categorías de Uso de Suelo y Vegetación

Se eliminaron los bordes que delimitan cada zona de las cartas y se reproyectaron a la proyección Universal Transversa de Mercator Z15 con datum de referencia WGS84. Posteriormente se cortaron las capas para obtener la información del área de interés. Se calculó el área en (m2) y en (ha). Posteriormente, los polígonos que compartían características se integraron al polígono vecino, y otros se fusionaron al polígono vecino de mayor tamaño al no cumplir con el área mínima cartografiable para cartas 1: 250 000, en donde de acuerdo al Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2013) se asigna 250 000 m^2 para la Agricultura, 250 000 m^2 al Sistema pastoril y 500 000 m^2 para la Cubierta vegetal.

No se considera con este criterio de área mínima la información topográfica base (cuerpos de aguas, zonas urbanas, entre otros), debido a la importancia de su intervención dentro de este estudio, por lo que no es conveniente fusionarlas a otros tipos de usos de suelo y vegetación. De esta manera, se obtuvieron 29 clases de cobertura terrestre de la zona de estudio que comprende 36 municipios a cuyo interior se localiza el objeto de interés de este estudio, que son las ANP Reserva de la Biósfera Volcán Tacaná, Reserva de la Biósfera El Triunfo, Reserva de la Biósfera La Sepultura, y del Área de Protección de Recursos Naturales La Frailescana.

3.2.3. Evaluación de confiabilidad

La calidad de un mapa construido a partir de datos obtenidos por fotogrametría o percepción remota es de gran importancia para sus aplicaciones en investigaciones científicas y decisiones de política, por lo que evaluar la confiabilidad de estos mapas temáticos es importante ya que, de manera cada vez más frecuente son utilizados como insumo para la evaluación de tierras, el ordenamiento territorial, el mapeo de servicios ecosistémicos, el cálculo de emisión o secuestro de carbono, el diseño de políticas para la conservación de la biodiversidad, entre otros (François Mas et al., 2003; Jin et al., 2014).

La evaluación de la confiabilidad de los mapas de cobertura terrestre se llevó a cabo mediante el análisis de las matrices de error (Congalton, 1991; Bakr et al., 2010) y de transición (Pontius & Lippitt, 2004; Pontius & Li, 2010). Mientras que las matrices de error, permiten evaluar la confiabilidad de cada mapa de cobertura terrestre, las matrices de transición permiten examinar la diferencia entre dos mapas y atribuir las diferencias al cambio verdadero o a algún error en el mapa. Esta propuesta describe un método para evaluar la incertidumbre en la medición del cambio entre categorías de cobertura terrestre entre dos puntos en el tiempo. Es decir, reconoce que el error es una parte inherente de la producción del mapa, por lo que las diferencias entre los mapas pueden deberse tanto al cambio real del paisaje como al error del mapa.

El método propuesto utiliza el álgebra matricial y la matriz de error convencional para distinguir entre el desacuerdo por error y el desacuerdo debido al cambio real en el paisaje. La técnica es aplicable a la evaluación de precisión convencional porque se basa en la teoría de probabilidad estándar. Debido a la extensión tan pequeña en área de la clase otros usos (menos de 10 mil hectáreas), evaluamos únicamente 6 de las 7 categorías de los mapas de cobertura terrestre del INEGI para los años 1992 y 2011 de acuerdo con la siguiente secuencia:

- Obtención de insumos y diseño de muestreo

- Calculo de las matrices de confusión C1 para 1992 y C2 para 2011

- Construcción de la matriz de tabulación cruzada T con las categorías de 1992 como filas y las de 2011 como columnas, donde se muestra cada entrada de la proporción del paisaje que se clasifica como categoría i en el tiempo 1 y categoría k en el tiempo 2; así como las matrices F1 y F2, que son las matrices de probabilidad de 1992 y 2011

- Descripción del método de interpretación de seis pasos para comparar T con F1 y F2.

Imágenes Landsat Thematic Mapper (TM) y Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) de 1992 y 2011 respectivamente fueron adquiridas mediante el sitio Earth explorer para interpretar visualmente la cobertura terrestre en un período de 18 años (Tablas 3 y 4). Se trata en ambos casos de una colección de 4 escenas individuales por cada una de fechas, las cuales proveen información de la cobertura terrestre en formato digital y ortorectificado (es decir, con correcciones por desplazamientos de relieve), para toda el área de estudio de acuerdo a los parámetros propios del producto Geocover de NASA (Tucker et al., 2004).

Tabla 3. Características de las imágenes Landsat TM para 1992

No. de imagen	Satélite	Fecha	Path/Row	Ángulo de Inclinación	Nubosidad
1	Landsat 5 (TM)	29 noviembre 1991	021/050	43.09°	7%
2	Landsat 5 (TM)	29 noviembre 1991	021/049	42.11°	28%
3	Landsat 4 (TM)	19 marzo 1992	022/048	50.28°	60%
4	Landsat 4 (MSS)	4 abril 1992	022/049	50.00°	1%

Tabla 4. Características de las imágenes Landsat ETM para 2011

No. de imagen	Satélite	Fecha	Path/Row	Angulo de Inclinación	Nubosidad
1	Landsat 7	30 diciembre 2011	021/050	44.07°	0%
2	Landsat 7	30 diciembre 2011	021/049	43.01°	11%
3	Landsat 7	21 diciembre 2011	022/048	42.27°	53%
4	Landsat 7	21 diciembre 2011	022/049	43.37°	18%

A partir de un diseño de muestreo aleatorio en el que se consideró la hectárea como unidad de análisis para la evaluación de confiabilidad con el 99% de confiabilidad, se obtuvo un tamaño de muestra de 661 y 663 sitios que fueron interpretados visualmente para ambas fechas. Los mapas resultantes de cobertura terrestre para 1992 y 2011 (Tablas 5 y 6), se evaluaron con una confiabilidad global de 76.1% y 78.3% y estimadores del coeficiente Kappa del 0.6318 al 0.6847 respectivamente.

Tabla 5. Matriz de confusión C1 para 1992

CLASES	Bosques y selvas	Pecuario	Agua	Agricultura	Otros tipos de vegetación	Asentamientos humanos	Total
Bosques y selvas	289	16	0	19	1	0	325
Pecuario	25	97	1	19	8	0	150
Agua	1	0	16	0	1	0	18
Agricultura	31	24	1	82	2	0	140
Otros Tipos de Vegetación	5	2	0	0	18	0	25
Asentamientos humanos	1	0	0	1	0	1	3
Total	352	139	18	121	30	1	661

Tabla 6. Matriz de confusión C2 para 2011

CLASES	Bosques y selvas	Pecuario	Agua	Agricultura	Otros tipos de vegetación	Asentamientos humanos	Total
Bosques y selvas	285	4	0	0	0	0	0
Pecuario	15	91	2	11	43	0	162
Agua	0	1	17	0	0	0	18
Agricultura	15	23	1	109	5	1	154
Otros Tipos de Vegetación	0	3	2	2	14	0	21
Asentamientos humanos	0	2	0	1	2	3	8
Total	315	124	22	132	66	4	663

En cuanto a la confiabilidad alanzada por el productor en 1992, las categorías bosques y selvas, agua y asentamientos humanos alcanzan valores superiores al 80%; mientras que únicamente las categorías de agua y bosques y selvas observan un valor superior al 80%. Para el mapa de 2011 la confiabilidad más alta para el productor se observan en las clases bosques y selvas (90.5%) y agricultura (82.6); mientras que para el usuario las clases más altas son bosques y selvas (95%) y agua (94.4%). Aquí puede observarse que ambas medidas de fiabilidad son complementarias y de gran trascendencia, la primera desde el punto de vista de

quien produce la información y la segunda desde la perspectiva del usuario de la misma (Chuvieco, 2008).

Para distinguir el cambio real del paisaje del error del mapa, se empleó una técnica mediante la cual se examinó la diferencia entre dos mapas y se atribuyeron las diferencias a un cambio verdadero o error de mapa a partir de la construcción de la matriz de tabulación cruzada T y las matrices F1 y F2 (Pontius *et al*., 2004). Este análisis permite distinguir entre el cambio verdadero y el error del mapa.

Tabla 7. Matrices para distinguir el cambio real del paisaje del error del mapa

		2011 (Productor B)							
1992 (Productor A)		AGRICULTURA	AGUA	BOSQUE	ASENTAMIENTOS	OTRA VEGETACIÓN	OTROS USOS	PECUARIO	TOTAL
	AGRICULTURA	**11.61**	**0.15**	**2.26**	**0.00**	**1.36**	**0.00**	**2.87**	**18.25**
		(3.88)	(0.58)	(11.28)	(0.03)	(0.96)	(0.00)	(4.45)	(21.18)
		[4.62]	[0.77]	[11.04]	[0.14]	[2.31]	[0.00]	[4.34]	[23.23]
	AGUA	**0.00**	**2.56**	**0.00**	**0.00**	**0.00**	**0.00**	**0.15**	**2.71**
		(0.50)	(0.07	(1.45)	(0.00)	(0.12)	(0.00)	(0.57)	(2.72)
		[0.54]	[0.09]	[1.29]	[0.02]	[0.27]	[0.00]	[0.51]	[2.71]
	BOSQUE	**5.28**	**0.30**	**41.78**	**0.30**	**3.32**	**0.00**	**2.11**	**53.09**
		(9.00)	(1.34)	(26.18)	(0.07)	(2.23)	(0.00)	(10.34)	(49.17)
		[9.01]	[1.50]	[21.50]	[0.27]	[4.50]	[0.00]	[8.46]	[45.25]
	ASENTAMIENTOS	**0.00**	**0.00**	**0.00**	**0.15**	**0.00**	**0.00**	**0.00**	**0.15**
		(0.08)	(0.01)	(0.24)	(0.00)	(0.02)	(0.00)	(0.10)	(0.45)
		[0.24]	[0.04]	[0.57]	[0.01]	[0.12]	[0.00]	[0.23]	[1.21]
	OTRA VEGETACIÓN	**0.15**	**0.30**	**0.45**	**0.00**	**3.17**	**0.00**	**0.45**	**4.52**
		(0.69)	(0.10)	(2.01)	(0.01)	(0.17)	(0.00)	(0.80)	(3.78)
		[0.63]	[0.11]	[1.50]	[0.02]	[0.32]	[0.00]	[0.59]	[3.17]
	OTROS USOS	**0.00**	**0.00**	**0.00**	**0.00**	**0.00**	**0.00**	**0.00**	**0.00**
		(0.00)	(0.00)	(0.00)	(0.00)	(0.00)	(0.00)	(0.00)	(0.00)
		[0.00]	[0.00]	[0.00]	[0.00]	[0.00]	[0.00]	[0.00]	[0.00]
	PECUARIO	**2.71**	**0.00**	**3.17**	**0.15**	**2.11**	**0.00**	**13.12**	**21.27**
		(4.15)	(0.62)	(12.08)	(0.03)	(1.03)	(0.00)	(4.77)	(22.69)
		[4.86]	[0.81]	[11.61]	[0.15]	[2.43]	[0.00]	[4.57]	[24.43]
	TOTAL	**19.76**	**3.32**	**47.66**	**0.60**	**9.95**	**0.00**	**18.70**	**100.00**
		(18.31)	(2.72)	(53.25)	(0.15)	(4.54)	(0.00)	(21.03)	(100)
		[19.91]	[3.32]	[47.51]	[0.60]	[9.95]	[0.00]	[18.70]	[100]

En la tabla 7, se muestran tres matrices de contingencia con las categorías del productor A en las filas y las categorías del productor B en las columnas. Los números en negrita dan la matriz **T**, que es el porcentaje del paisaje observado en

la comparación de los mapas de 1992 hecha por el productor A en las filas y el mapa de 2011 hecho por el productor B en las columnas. Los números en paréntesis redondos dan la matriz **F1**, que es la comparación estimada del mapa de 1992 hecha por el productor A en las filas versus el mapa de 1992 que el productor B produciría en las columnas. Los números entre corchetes dan la matriz **F2**, que es la comparación estimada del mapa de 2011 que el productor A produciría en las filas frente al mapa de 2011 hecho por el productor B en las columnas. Por lo tanto, los valores en la diagonal generalmente se atribuyen a la persistencia. Sin embargo, en algunos casos, esos píxeles no han persistido pero aparecen en diagonal debido a un error de mapa. Los valores fuera de la diagonal se suelen atribuir al cambio de paisaje. Sin embargo, en algunos casos, esos píxeles no han experimentado cambios en el paisaje, pero aparecen fuera de la diagonal debido a un error del mapa.

La interpretación de los resultados se hace comparando la matriz T contras las matrices F1 y F2. Los pasos A1, B1 y C1 interpretan las diferencias entre F1 y T.

Paso A1. Compare las filas totales de F1 y T para ver qué categorías experimentan ganancias netas y cuáles experimentan pérdidas netas. En la Tabla 7, si el número en negrita es mucho menor que el número en paréntesis redondos, entonces la categoría experimentó una pérdida neta. Si el número en negrita es mucho mayor que el número en paréntesis redondos, entonces la categoría experimentó una ganancia neta.

Paso B1. Compare la diagonal de F1 y T para evidencia de pérdidas. En la Tabla 7, si el número en negrita es mucho menor que el número en paréntesis redondos, entonces la categoría experimentó pérdida. Si el número en negrita es mucho mayor que el número entre paréntesis, el error podría explicar las diferencias observadas para esa categoría.

Paso C1. Examine las entradas fuera de diagonal en las filas que mostraron pérdida en el paso B1 para ver evidencia de transición. En la Tabla 7, si el número en negrita es mucho mayor que el número en paréntesis redondos, entonces hay una transición a esa categoría en la columna de la categoría perdedora en la fila identificada por el paso B1.

De igual forma, los pasos A2, B2 y C2 interpretan las diferencias entre F2 y T.

Paso A2. Compare la columna total de F2 y T para ver qué categoría experimentó ganancia neta y cuál experimentó una pérdida neta. En la Tabla 7, si el número en negrita es mucho menor que el número entre corchetes, entonces la categoría experimentó una ganancia neta. Si el número en negrita es mucho mayor que el número entre corchetes, entonces la categoría experimentó una pérdida neta.

Paso B2. Compare la diagonal de F2 y T para ver evidencia de ganancias. En la Tabla 7, si el número en negrita es mucho menor que el número entre corchetes, entonces la categoría experimentó ganancia. Si el número en negrita es mucho mayor que el número entre corchetes y el Paso B1 indica que la categoría está dominada por error, entonces es probable que el error pueda explicar las diferencias observadas para esa categoría.

Paso C2. Examine las entradas fuera de diagonal en las columnas que muestran el paso de ganancia B2 para ver evidencia de transición. En la Tabla 7, si el número en negrita es mucho mayor que el número entre corchetes, entonces hay una transición de esa categoría en la fila a la categoría ganadora en la columna identificada por el paso B2.

De acuerdo con la interpretación de los resultados por pasos se tienen las siguientes conclusiones.

El paso A1 indica que bosques y selvas es la categoría que experimenta una gran pérdida neta, al igual que pecuario pero en menor medida, mientras que agricultura y otra vegetación presentan una ganancia neta. El paso B1 indica que para el caso de bosques y selvas las diferencias pueden deberse a un cambio verdadero y no a un error de clasificación. No obstante para el resto de las clases esto no es igual de significativo. El paso C1 indica que bosques y selvas cuenta con las transiciones más significativas (hacia pecuario, hacia agricultura y hacia otra vegetación), por lo tanto la mayor pérdida de bosques y selvas se debe a la transición a pastizal
Las mayores transiciones se ubican hacia la clase pecuario. El paso A2 indica que pecuario experimentó una gran ganancia neta, al igual que asentamientos y agricultura. La categoría bosques y selvas es la que presenta mayor pérdida neta, así como otra vegetación. El paso B2 indica que la categoría está dominada por el error, pero que aun así puede explicar las diferencias observadas para la categoría. El paso C2 indica que la agricultura tuvo una transición a pecuario y una pequeña transición a bosques y selvas.

Por lo que en general se confirma que las transiciones más significativas están asociadas mayormente a cambios en el paisaje y no a errores de clasificación. Lo anterior, principalmente en relación a la categoría bosques y selvas.

3.3.Modelación prospectiva

Se generaron escenarios prospectivos de cobertura terrestre a 2039 de patrones espacio-temporales de cambio, a partir del análisis del cambio en la cobertura y uso del suelo 1993-2011, mediante la aplicación de redes neuronales multicapa (Mas et al., 2014). Estos modelos prospectivos se emplearon para identificar las áreas potenciales de transición y permanencia de cobertura terrestre como base para el modelado biofísico de servicios ecosistémicos. Se generaron 5 modelos de cobertura terrestre combinando diferentes restricciones; un modelos tendencial que incluye la zonificación actual de las 4 ANP del Complejo de la Sierra Madre y que refleja los actuales esfuerzos de conservación por parte de la CONANP; un modelos pesimista que asume la ausencia de la actual zonificación de las 4 ANP del complejo y que refleja la usencia de políticas de conservación en la Sierra Madre de Chiapas; un modelo optimista que por el contrario asume un aumento en la zonificación de las 4 ANP del complejo y que refleja un mayor esfuerzo de conservación. Finalmente dos variaciones sobre el modelo tendencial: un modelo tendencial que refleja la materialización de la amenaza minera sobre la zona, ya que materializa el cambio de uso de suelo producto de las concesiones mineras en la zona de estudio; y un modelo tendencial que inhibe los programas de conservación de Pago por Servicios Ambientales (PSA), Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación (ADVC) y el Programa de Conservación de Maíz Criollo (PROMAC) que se ejecutan en la región.

El procedimiento de modelación se dividió en tres pasos: 1) detección y análisis de cambios, 2) modelos de potencial de transición y, 3) predicción del cambio de la cobertura terrestre.

3.3.1. Detección y análisis de cambio

Para la evaluación del cambio de cubiertas de una época a otra, es necesario ingresar dos imágenes clasificadas por los tipos de cobertura terrestre que pertenezcan a dos fechas con un amplio espaciamiento temporal entre ellas, teniendo ciertas características similares, como son: tipo raster, misma clasificación, e igual tamaño y extensión.

Ambos mapas fueron ingresados dentro de Land Change Modeler para conocer su comportamiento a través de los años y con ello obtener el análisis de cambio. Los

cambios obtenidos de la cobertura terrestre a partir del año 1993 a 2011 se muestran a continuación (Figura 5).

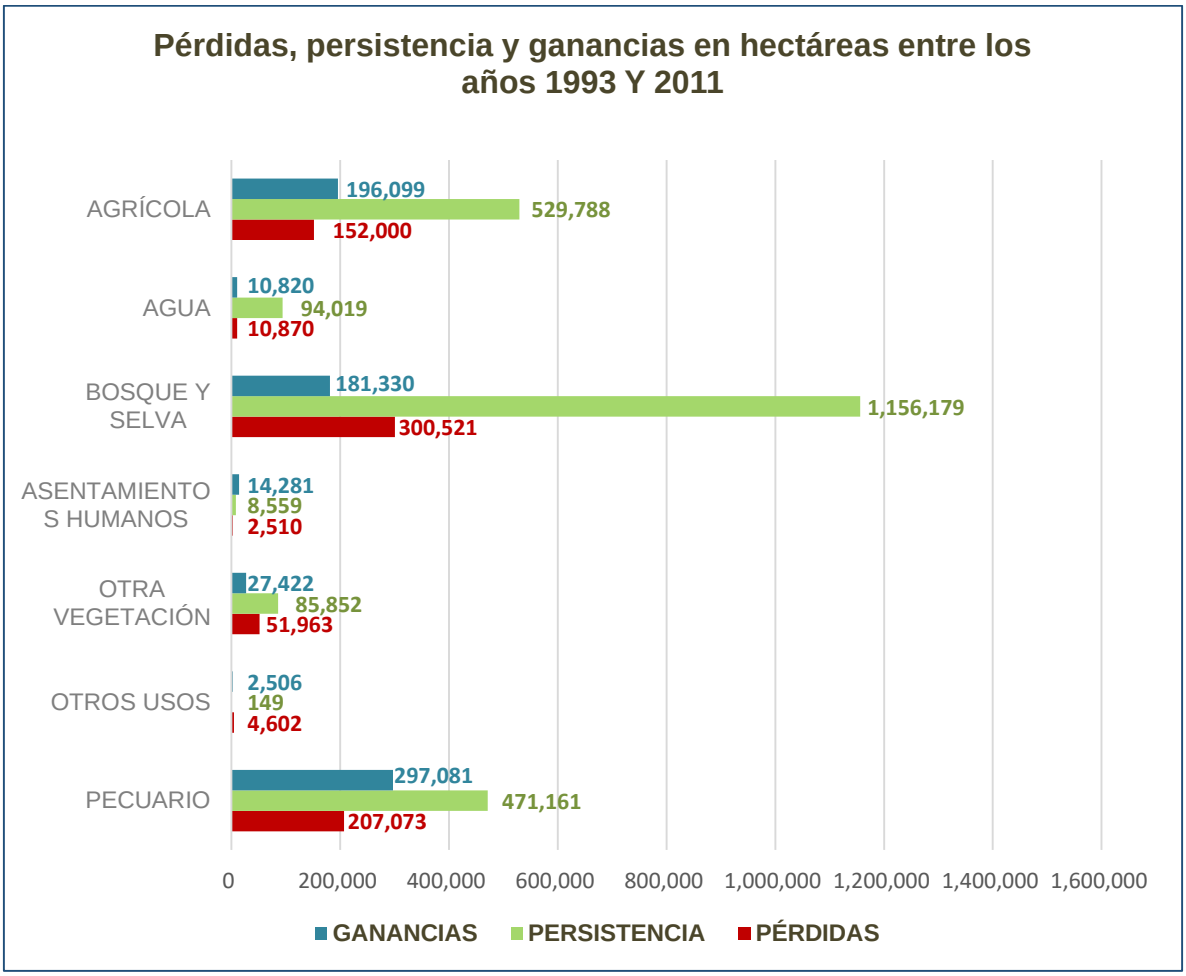


Figura 5. Pérdidas, persistencia y ganancias en el área de estudio

Se entiende por pérdidas el área de las cubiertas que cambio de una a otra, ganancias como el área recuperada y persistencia la que se mantuvo. Por lo tanto, con base a la gráfica anterior la mayor cantidad de pérdida por hectáreas de cobertura se encuentra en la vegetación de bosques y selvas, lo que resulta preocupante, ya que aunque es la cubierta con mayor área, es la que tiene más prioridad dentro de la valoración de servicios ecosistémicos otorgados por las ANP. En contraparte, las cubiertas con mayor ganancia por hectárea son la pecuario y agrícola, esto se debe al crecimiento dentro de la categoría de asentamientos humanos, por lo que de continuar con ese crecimiento podría afectar tanto a la cubierta de bosques y selvas inclusive dentro de las ANP. Sin embargo, a partir del área de cobertura terrestre de la línea base (1993) por porcentaje, se encuentra que la cobertura con mayor pérdida es ‘Otros usos’ con

un 96.86%, seguido de ‘Otra vegetación’ con el 37.7%, y ‘Pecuario’ 30.53%. A diferencia de las otras coberturas que presentan mayor ganancia, en primer lugar ‘agua’ con 89.64%, ‘Bosques y selvas’ con 79.37%, ‘Agrícola’ 77.71% y ‘Asentamientos humanos’ con 77.31%. Ahora bien, para conocer de donde provienen las ganancias y a donde van las pérdidas, se presenta la siguiente comparativa (Figura 6).

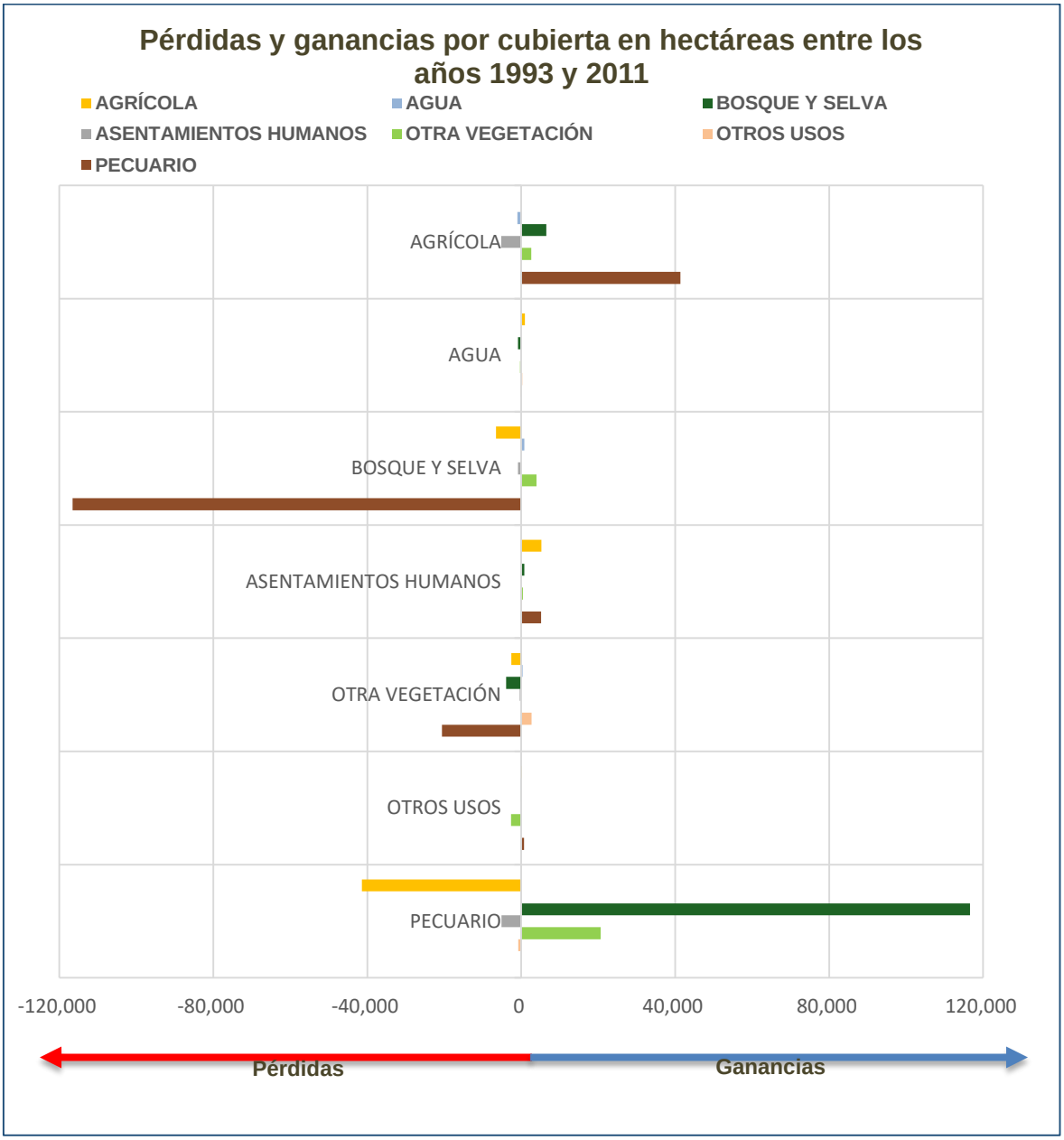


Figura 5. Pérdidas y ganancias por cubiertas entre los años 1993 y 2011.

Los cambios en las cubiertas de Agua, Otros usos, Otra vegetación, y Asentamientos humanos, son poco representativos por el tamaño de área a

diferencia de Agrícola, Bosques y Selvas, y Pecuario. Este último como se mencionó anteriormente con un gran número de hectáreas de crecimiento, que como se observa en gran parte es consecuencia de la invasión dentro de Bosques y Selvas, así mismo, las pérdidas que presenta se ven reflejadas dentro de Agrícola. Con este análisis, se verifica que las principales transiciones de interés dentro de este estudio involucran mayoritariamente a estas tres últimas categorías.

3.3.2. Modelos de potencial de transición

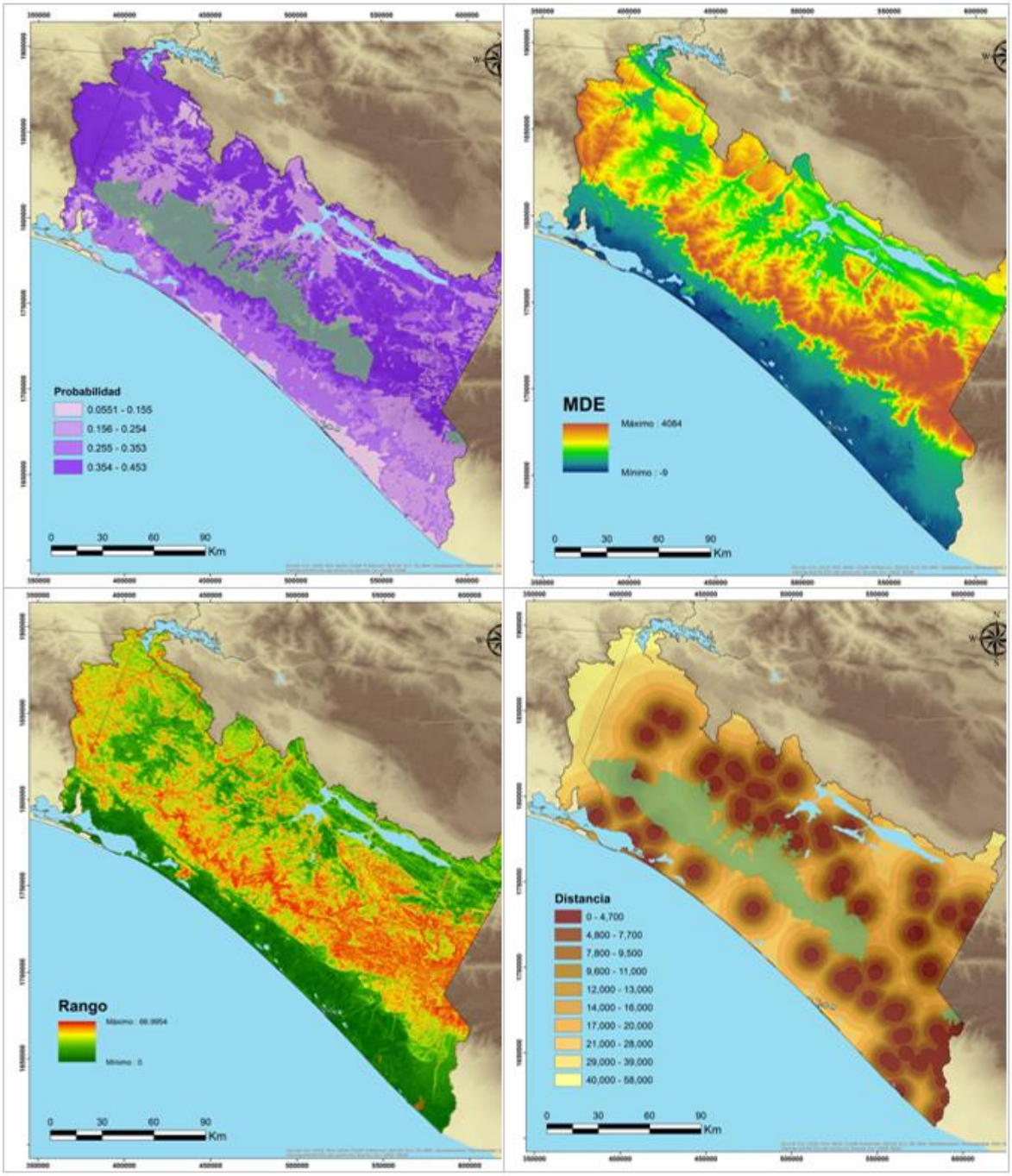
En la predicción del cambio en la cobertura terrestre, la mayoría de los modelos incluyen una parte en la que se intenta modelar las probabilidades de transición de la tierra de una clase a otra mediante el uso de variables físicas como el mapa de cambio, datos sobre la topografía del terreno y distancias a coberturas críticas o infraestructura física como carreteras o poblados (Eastman *et al*., 2005; Mas *et al*., 2014). No obstante, en este trabajo hemos incorporado como variable explicitaría, la información sobre los factores de cambio y sus consecuencias para los servicios ecosistémicos y el bienestar humano, mediante un proceso social de mapeo SIG participativo junto con las partes interesadas en la gestión de los ecosistemas (ver memoria del 2do Taller).

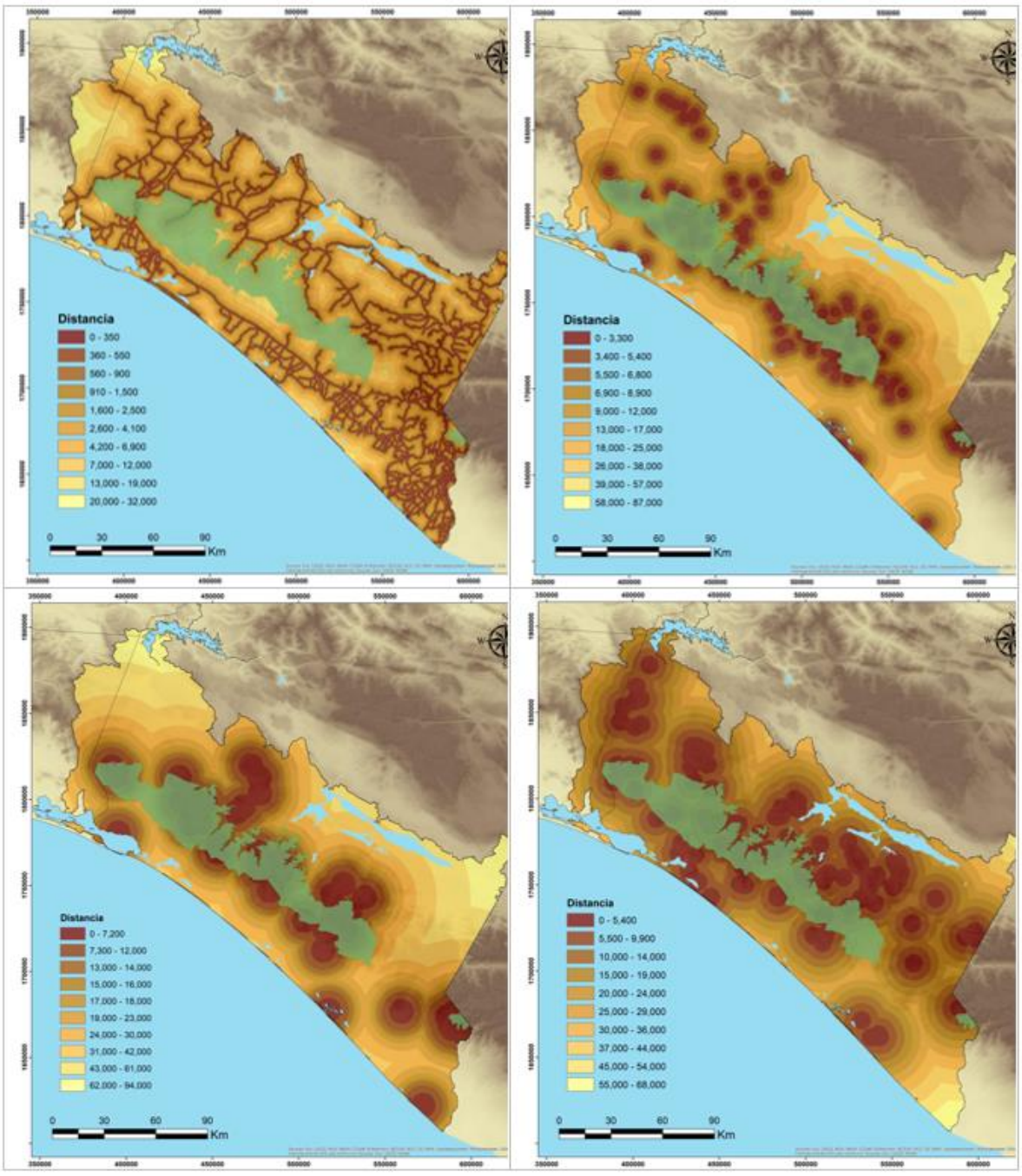
Para garantizar que la selección de los submodelos a considerar tengan los mejores resultados para el modelado prospectivo, el modelo se ejecutó varias veces con diferentes metodologías, períodos de calibración y variables. Sin embargo, debido a que el análisis de cambio permite un amplio conocimiento en el comportamiento de cada una de las coberturas terrestres, podemos crear predicciones en las que se consideren solo aquellas con cambios significativos en cuestión de superficie, o bien, tomar en cuenta sola la cobertura que genere mayor reducción sobre las demás. Por lo tanto, para propósitos de este trabajo se consideraron las siguientes transiciones:

1) Bosques y Selvas a Pecuario
2) Agrícola a pecuario
3) Bosques y Selvas a Agrícola
4) Agrícola a Bosques y Selvas
5) Otros vegetación a Pecuario

Para el desarrollo del potencial de transiciones es necesario contar con variables que influyan en el cambio de unas cubiertas a otras. Dado que en análisis de cambio, estas diferencias fueron principalmente ocasionadas por el hombre, las variables a considerar de tipo antropogénico son la densidad de población, redes viales y ocurrencia de incendios. Otro tipo de variables a considerar son las

pendientes que influyen en la predicción, como las carreteras y poblaciones que evitan las pendientes altas, por lo tanto, es más probable que las futuras construcciones sean en áreas lo más planas posible. Finalmente se incorporaron las variables correspondientes al mapeo colaborativo de impulsores de cambio de los servicios ecosistémicos. A continuación se muestran las variables utilizadas para la predicción:




Distancia
0 - 350
360 - 550
560 - 900
910 - 1,500
1,600 - 2,500
2,600 - 4,100
4,200 - 6,900
7,000 - 12,000
13,000 - 19,000
20,000 - 32,000
0 30 60 90
Km
Distancia
0 - 3,300
3,400 - 5,400
5,500 - 6,800
6,900 - 8,900
9,000 - 12,000
13,000 - 17,000
18,000 - 25,000
26,000 - 38,000
39,000 - 57,000
58,000 - 87,000
0 30 60 90
Km
Distancia
0 - 7,200
7,300 - 12,000
13,000 - 14,000
15,000 - 16,000
17,000 - 18,000
19,000 - 23,000
24,000 - 30,000
31,000 - 42,000
43,000 - 61,000
62,000 - 94,000
0 30 60 90
Km
Distancia
0 - 5,400
5,500 - 9,900
10,000 - 14,000
15,000 - 19,000
20,000 - 24,000
25,000 - 29,000
30,000 - 36,000
37,000 - 44,000
45,000 - 54,000
55,000 - 68,000
0 30 60 90
Km

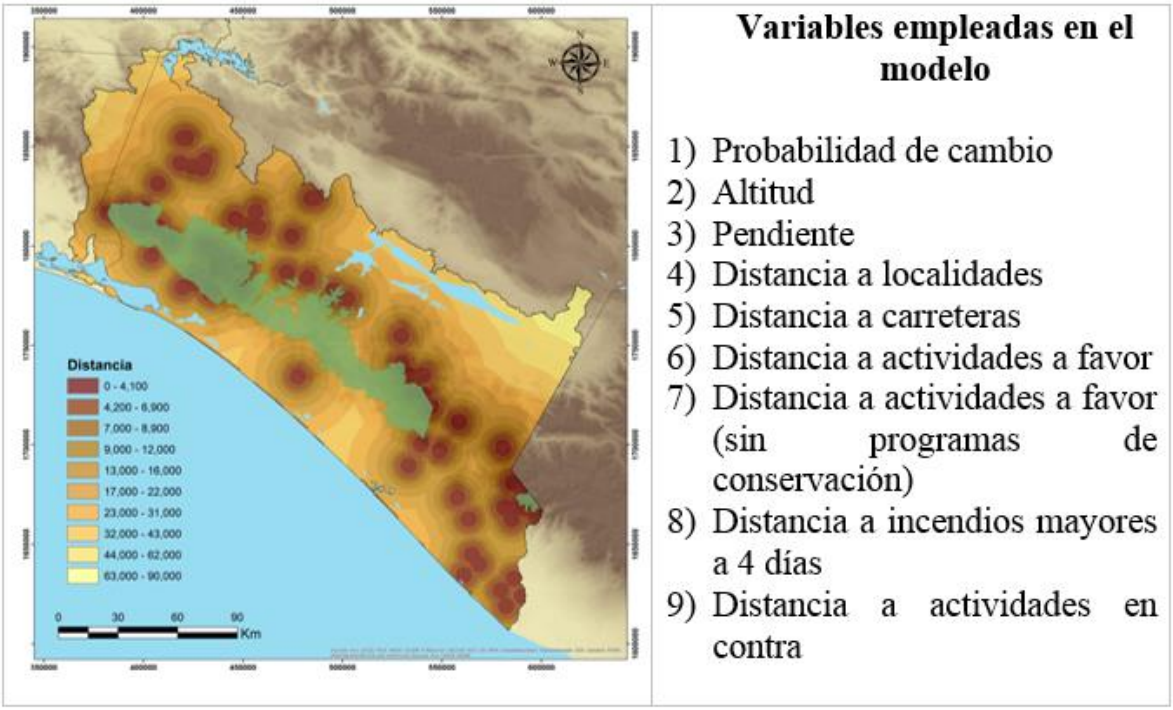


Figura 6. Variables empleadas en el modelo.

En esta etapa, se exploró el poder explicativo de estas variables y se crearon mapas de potencial de transición para ejecutar el modelado prospectivo (Eastman, 2012). Para seleccionar las variables, se calculó el Coeficiente de Cramer (basado en el Chi-cuadrado) (Roy et al., 2016), que indica el grado en que cada variable explicativa está asociada con la distribución de las categorías de cobertura terrestre (Oñate-Valdivieso & Sendra, 2010; Pérez-Vega et al., 2012).

La pendiente del terreno y la altitud se obtuvieron de un Modelo Digital de Elevación (INEGI, 2013), la distancia a carreteras a partir de la integración de redes viales 2004, 2008 (INEGI) y 2015 (SCT); las localidades a partir de la población del ITER 2010, del Censo de población y Vivienda 2010; para producir la probabilidad empírica de cambio (variable cualitativa), se generó un mapa de transición de todas las clases a pecuario (debido a los cambios principales que ocurren en la cobertura pecuario en el área de estudio y mayor V de Cramer obtenida en base a una transición a esta clase aparte de otras clases), luego, utilizando el tipo de transformación de probabilidad de evidencia y el mapa de cobertura terrestre de la fecha de inicio del estudio, se produjo la probabilidad empírica de cambiar la variable (Eastman, 2009); los incendio se obtuvieron a

partir de una base de datos de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR, 2015); y finalmente los mapas con las distancia a actividades a favor y en contra, se obtuvieron a partir de la sistematización de los resultados del 2do Taller.
Para esta etapa, se consideraron 5 escenarios para el modelado del potencial de transición. Cada escenario y tipología espacial de planeación es descrito a continuación:

- **E1** escenario tendencial – zonificación actual de las 4 ANP del complejo
- **E1.1** escenario tendencial – zonificación actual de las 4 ANP del complejo y concesiones mineras
- **E1.2** escenario tendencial – zonificación actual de las 4 ANP del complejo y sin programas de conservación
- **E2** escenario pesimista – sin la zonificación actual de las 4 ANP del complejo
- **E3** escenario optimista – zonificación a futuro de las 4 ANP del complejo

La Tabla 8 muestra el coeficiente V de Cramer, que representa la relación entre las variables y los cambios en la cobertura del suelo (Pistocchi et al., 2002). Los valores más altos denotan un mayor poder explicativo. Una V de Cramer de cerca de 0.15 o superior se considera útil, mientras que las de 0.40 o más se consideran muy buenas (Eastman, 2009). Para

Tabla 8. Correlación entre variables explicativas y categorías de cobertura del suelo.

V' Cramer / Cobertura terrestre	Probabilidad de Cambio (Evidence Likelihood)	Altitud	Pendiente	Distancia a Localidades	Distancia a Carreteras	Distancia Actividades En Favor	Distancia Actividades de Taller (Sin programas de conservación)	Incendios (Frecuencia mayor a 4 días)	Distancia Actividades En Contra
Overall	0.53	0.28	0.25	0.21	0.21	0.15	0.15	0.15	0.16
Agricultura	0.01	0.01	0.01	0.30	0.34	0.15	0.08	0.23	0.21
Agua	0.68	0.29	0.27	0.10	0.12	0.27	0.19	0.17	0.24
Asentamientos Humanos	0.69	0.58	0.61	0.30	0.11	0.05	0.04	0.08	0.09
Bosques y Selvas	0.83	0.33	0.24	0.34	0.44	0.23	0.21	0.29	0.08
Otra Vegetación	0.16	0.08	0.09	0.14	0.10	0.09	0.19	0.10	0.21
Otros Usos	0.68	0.33	0.26	0.02	0.20	0.03	0.04	0.05	0.02
Pecuario	0.04	0.04	0.03	0.14	0.02	0.13	0.17	0.10	0.08

Como puede observarse todas las variables en general son consideradas como útiles para el modelo. Los detalles de la V de Cramer muestran valores de asociación suficiente entre variables explicativas y transiciones, principalmente para las coberturas de interés en relación a las transiciones modeladas.

3.3.3. Predicción del cambio de cobertura terrestre

Finalmente se modelaron las transiciones usando un enfoque de Red Neuronal Artificial basado en el Perceptron de Múltiples Capas (PMC), una de las arquitecturas de red más utilizadas (Civco, 1993; Kavzoglu & Mather, 2003). El PMC es un conjunto de unidades de entrada (capa de entrada), de nodos de cálculo (capas ocultas) y de nodos de cálculo/salida (capa de salida), que están unidos por una red de conexiones que se aplican como un grupo de pesos.

La red es entrenada por el algoritmo Backpropagation, que extiende los errores de la capa de salida a la capa de entrada de forma iterativa, para ajustar los valores de los pesos (Kavzoglu & Mather, 2003). La capacidad del PMC para aprender y generalizar depende de su arquitectura, velocidad de aprendizaje, cantidad de movimiento y número de iteraciones (Civco, 1993).

La ventaja de usar PMC es que puede modelar relaciones no lineales entre variables (Eastman, 2009), y es el más robusto de los diferentes procedimientos empleados para el modelado del potencial de transición (Eastman, 2009). PMC se compone de tres capas: entrada, oculta y salida. La red neuronal está entrenada para calcular los pesos de conexión ajustados entre las capas de entrada y ocultas y entre las capas oculta y de salida para clasificar los píxeles desconocidos (Eastman, 2009; Joshi et al., 2011).

Los parámetros estándar para el funcionamiento del PMC se basaron en el 50% de sitios de entrenamiento, un factor de movimiento fijo a 0,5 y una tasa de aprendizaje dinámica (Bishop, 1995). El modelado del CCUS al año 2029, se desarrolló mediante la aplicación de cadenas de Markov, utilizando el mapa de cobertura de la fecha final (2011) y la probabilidad de transición calculada anteriormente (Pontius & Malanson, 2005).

Este procedimiento genera matrices de transición por categoría, una matriz de área de transición y un conjunto de imágenes de probabilidad condicional, mediante el análisis de uso del suelo y vegetación de 1993-2011. El resultado del modelo nos permitió obtener áreas de ganancias y pérdidas de cada categoría al 2039, para cada uno de los 5 escenarios propuestos.

Con el fin de evaluar el modelo de potencial de transición utilizando PMC, se calcularon para la red neuronal artificial, la tasa de precisión, el RMS de entrenamiento y el RMS de prueba. Estos valores variaron entre 0.2435 y 0.2495 para el entrenamiento y 0.2441 y 0.2500 para la prueba. Obteniendo confiabilidades de entre 61.03% y 62.5 %.

La probabilidad de transición de cualquier clase a otro tipo se calculó utilizando la cadena de Markov (Burnham, 1973; Wu et al., 2006; Fan et al., 2008; Sun et al., 2007; Coppedge et al., 2007; Haibo et al. al., 2011). Luego se ejecutó el modelado usando predicción dura. Para esta tarea, se consideraron todas las transiciones y se creó una lista de clases de host (que perderán cobertura) y una lista de clases de reclamantes (que obtendrán cobetura) (Eastman, 2009; Oñate-Valdivieso y Bosque Sendra, 2010).

Estas cantidades se determinan a partir de una serie de matrices de transición de Markov (Eastman, 2009; Joshi et al., 2011), cuyos valores se meutran a continuación (Tabla 9).

Tabla 9. Valores de la matriz de Markov.

De: / Hacía:	Agrícola	Agua	Bosques y Selvas	Asentamientos Humanos	Otra Vegetación	Otros Usos	Pecuario
Agrícola	0.6815	0.0052	0.1801	0.0141	0.0055	0.0008	0.1128
Agua	0.0216	0.8437	0.0340	0.0014	0.0522	0.0005	0.0466
Bosques y Selvas	0.0967	0.0018	0.7067	0.0016	0.0032	0.0003	0.1898
Asentamientos Humanos	0.2011	0.0014	0.0195	0.6689	0.0030	0.0001	0.1060
Otra Vegetación	0.0633	0.0369	0.0712	0.0051	0.4767	0.0041	0.3427
Otros Usos	0.0829	0.0715	0.0610	0.0194	0.5579	0.0057	0.2017
Pecuario	0.1914	0.0067	0.1792	0.0125	0.0312	0.0015	0.5775

Finalmente, se ejecuta una asignación multiobjetivo para asignar tierras a todos los reclamantes de una categoría de host. Los resultados de la reasignación de cada clase de host se superponen para generar el resultado final (Eastman, 2009; Khoi y Murayama, 2010).

3.4. Modelos prospectivos

A continuación se muestran los resultados de cada uno de los 5 escenarios construidos de acuerdo con la metodología desarrollada durante la segunda etapa del proyecto.

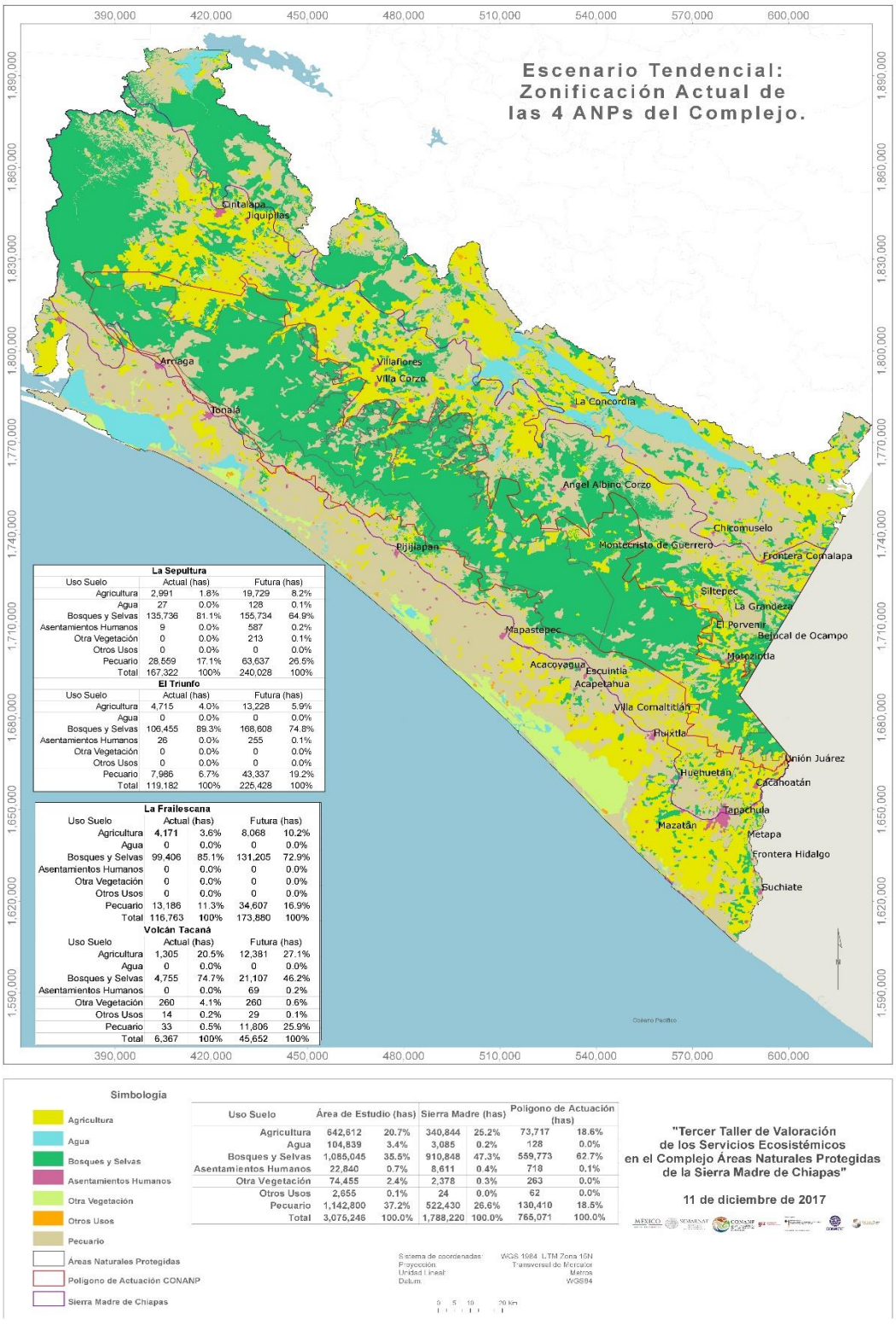


Figura 7. Modelo prospectivo tendencial.

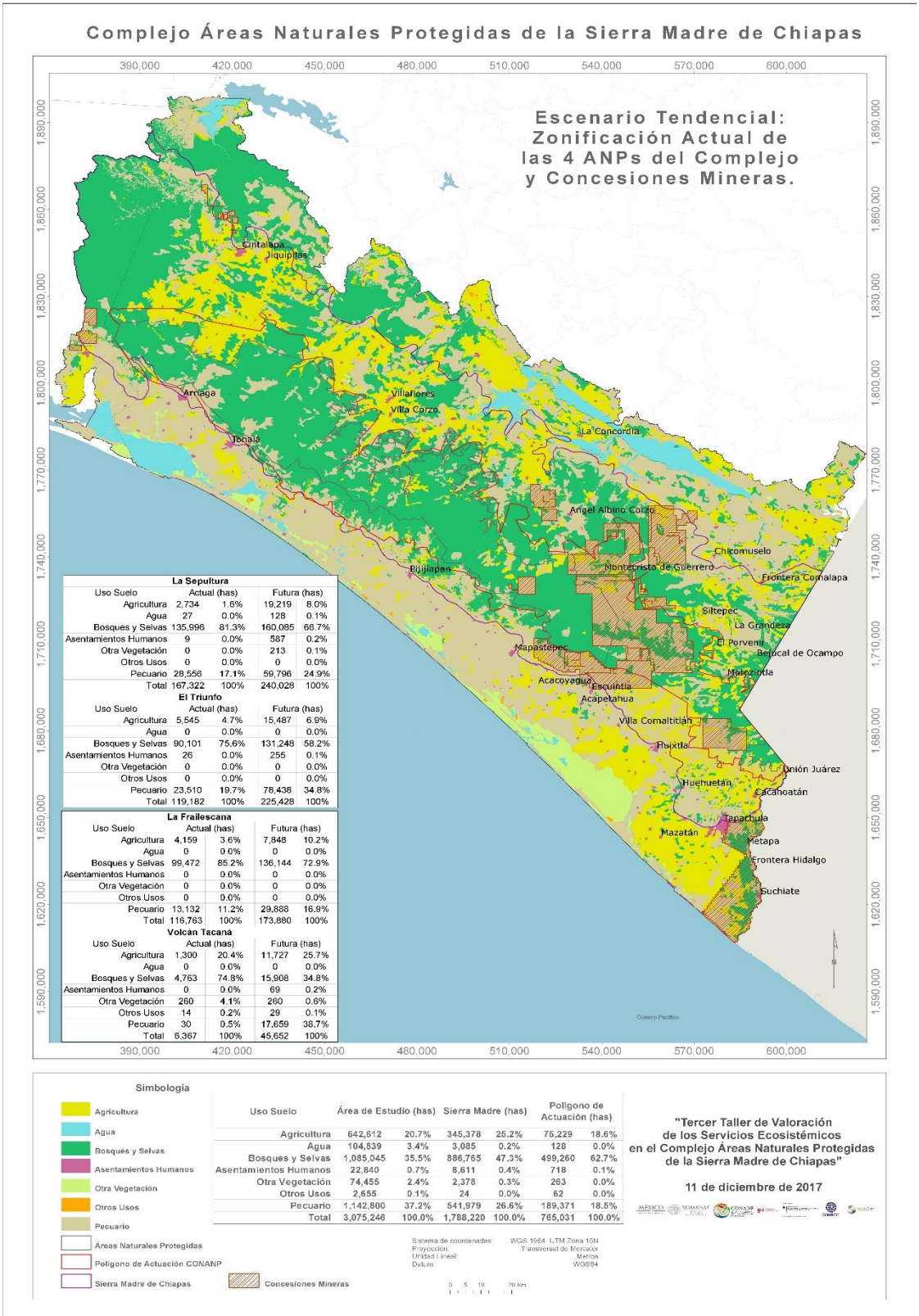


Figura 8. Modelo prospectivo tendencial – concesiones minera.

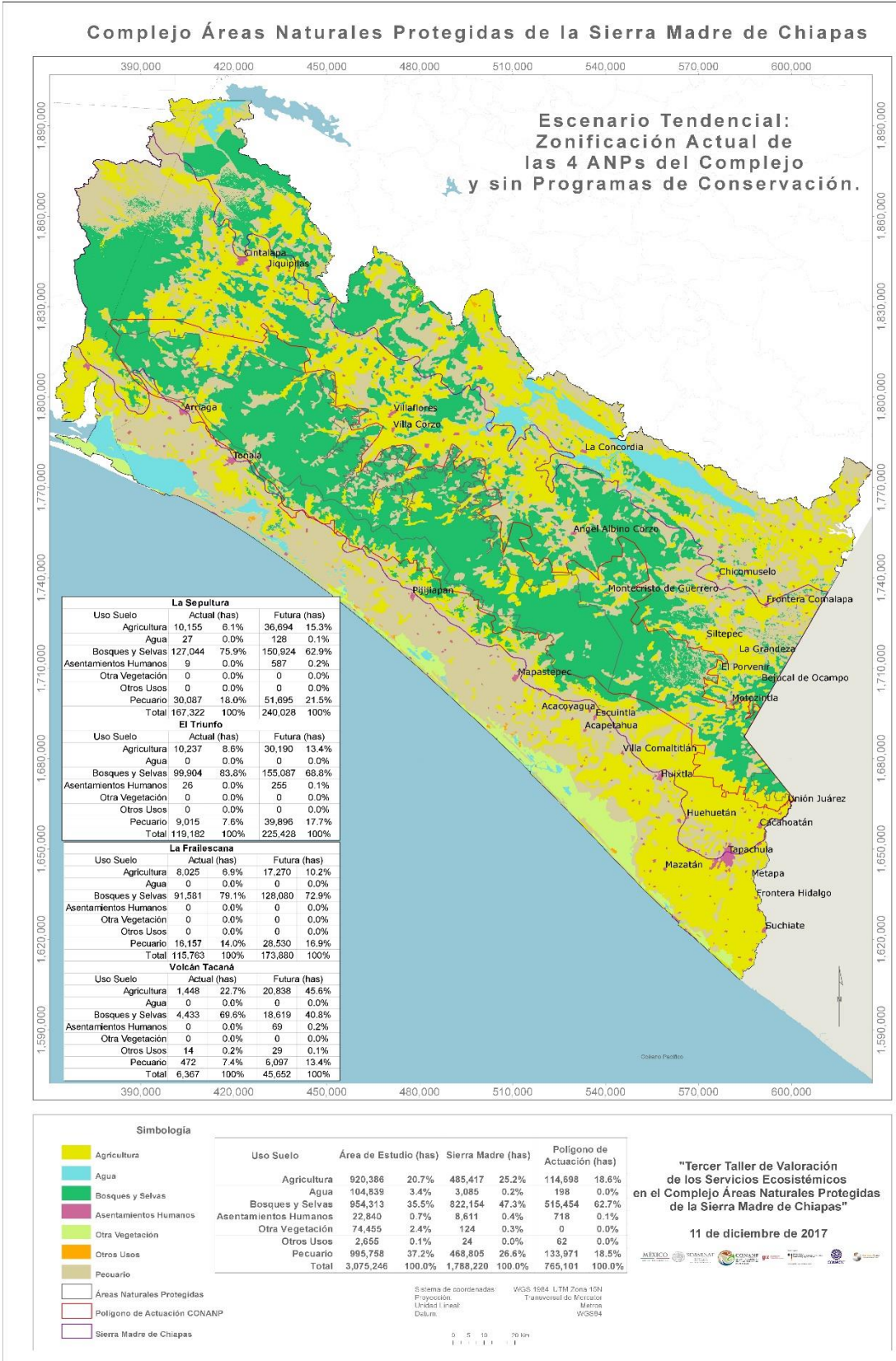
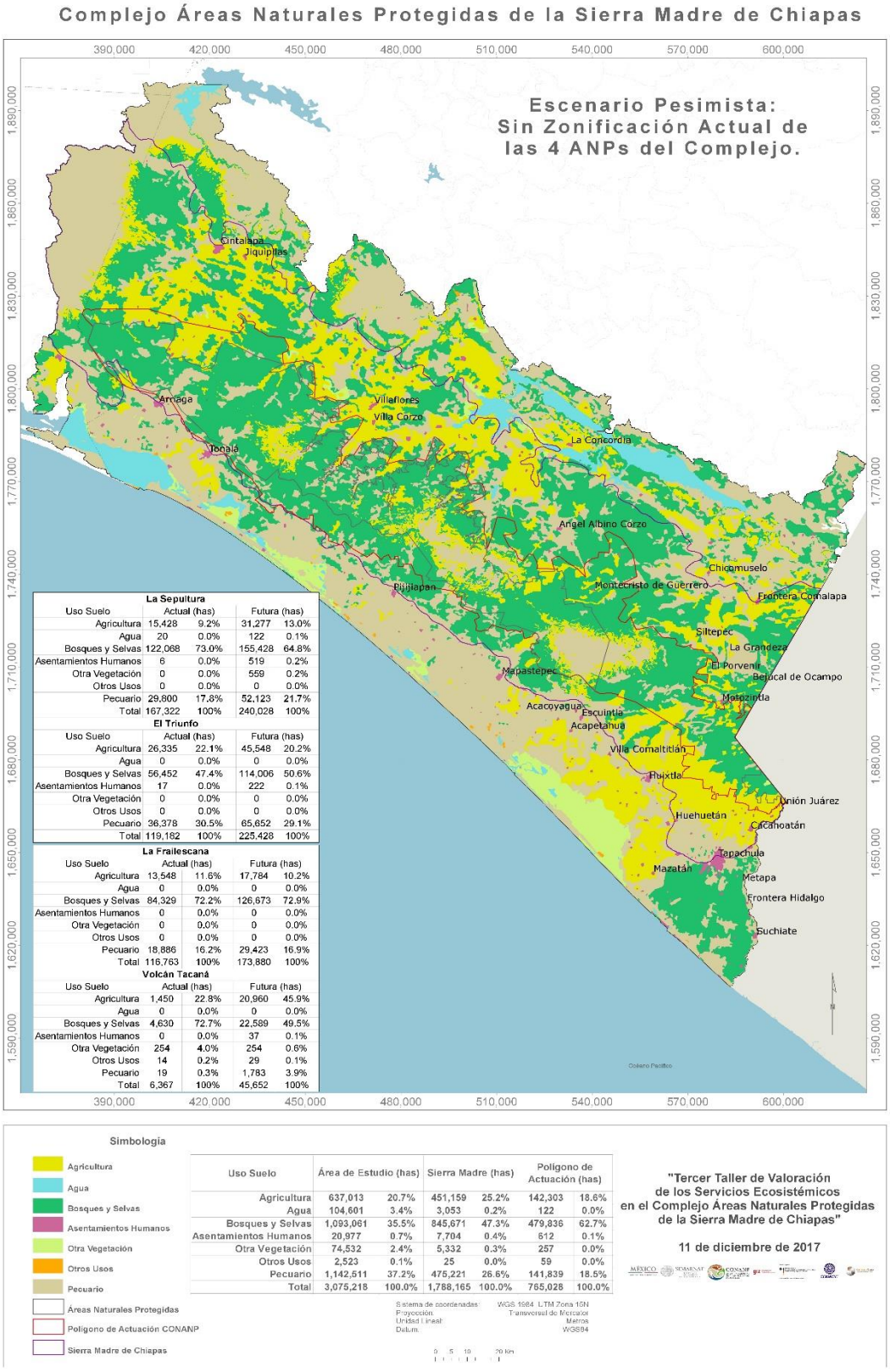


Figura 9. Modelo prospectivo tendencial – sin programas de conservación.



La Sepultura	Actual (has)		Futura (has)	
Uso Suelo				
Agricultura	15,428	9.2%	31,277	13.0%
Agua	20	0.0%	122	0.1%
Bosques y Selvas	122,068	73.0%	155,428	64.8%
Asentamientos Humanos	6	0.0%	519	0.2%
Otra Vegetación	0	0.0%	559	0.2%
Otros Usos	0	0.0%	0	0.0%
Pecuario	29,800	17.8%	52,123	21.7%
Total	167,322	100%	240,028	100%

El Triunfo	Actual (has)		Futura (has)	
Uso Suelo				
Agricultura	26,335	22.1%	45,548	20.2%
Agua	0	0.0%	0	0.0%
Bosques y Selvas	56,452	47.4%	114,006	50.6%
Asentamientos Humanos	17	0.0%	222	0.1%
Otra Vegetación	0	0.0%	0	0.0%
Otros Usos	0	0.0%	0	0.0%
Pecuario	36,378	30.5%	65,652	29.1%
Total	119,182	100%	225,428	100%

La Frailescana	Actual (has)		Futura (has)	
Uso Suelo				
Agricultura	13,548	11.6%	17,784	10.2%
Agua	0	0.0%	0	0.0%
Bosques y Selvas	84,329	72.2%	126,673	72.9%
Asentamientos Humanos	0	0.0%	0	0.0%
Otra Vegetación	0	0.0%	0	0.0%
Otros Usos	0	0.0%	0	0.0%
Pecuario	18,886	16.2%	29,423	16.9%
Total	116,763	100%	173,880	100%

Volcán Tacaná	Actual (has)		Futura (has)	
Uso Suelo				
Agricultura	1,450	22.8%	20,960	45.9%
Agua	0	0.0%	0	0.0%
Bosques y Selvas	4,630	72.7%	22,589	49.5%
Asentamientos Humanos	0	0.0%	37	0.1%
Otra Vegetación	254	4.0%	254	0.6%
Otros Usos	14	0.2%	29	0.1%
Pecuario	19	0.3%	1,783	3.9%
Total	6,367	100%	45,652	100%

Simbología

- Agricultura
- Agua
- Bosques y Selvas
- Asentamientos Humanos
- Otra Vegetación
- Otros Usos
- Pecuario
- Áreas Naturales Protegidas
- Polígono de Actuación CONANP
- Sierra Madre de Chiapas

Uso Suelo	Área de Estudio (has)		Sierra Madre (has)		Polígono de Actuación (has)	
Agricultura	637,013	20.7%	451,159	25.2%	142,303	18.6%
Agua	104,601	3.4%	3,053	0.2%	122	0.0%
Bosques y Selvas	1,093,061	35.5%	845,671	47.3%	479,836	62.7%
Asentamientos Humanos	20,977	0.7%	7,704	0.4%	612	0.1%
Otra Vegetación	74,532	2.4%	5,332	0.3%	257	0.0%
Otros Usos	2,523	0.1%	25	0.0%	59	0.0%
Pecuario	1,142,511	37.2%	475,221	26.6%	141,839	18.5%
Total	3,075,218	100.0%	1,788,165	100.0%	765,028	100.0%

Sistema de coordenadas: WGS 1984 UTM Zona 15N
Proyección: Transversal de Mercator
Unidad Lineal: Metros
Datum: WGS84

0 5 10 20 Km

"Tercer Taller de Valoración de los Servicios Ecosistémicos en el Complejo Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre de Chiapas"

11 de diciembre de 2017

Figura 10. Modelo prospectivo pesimista.

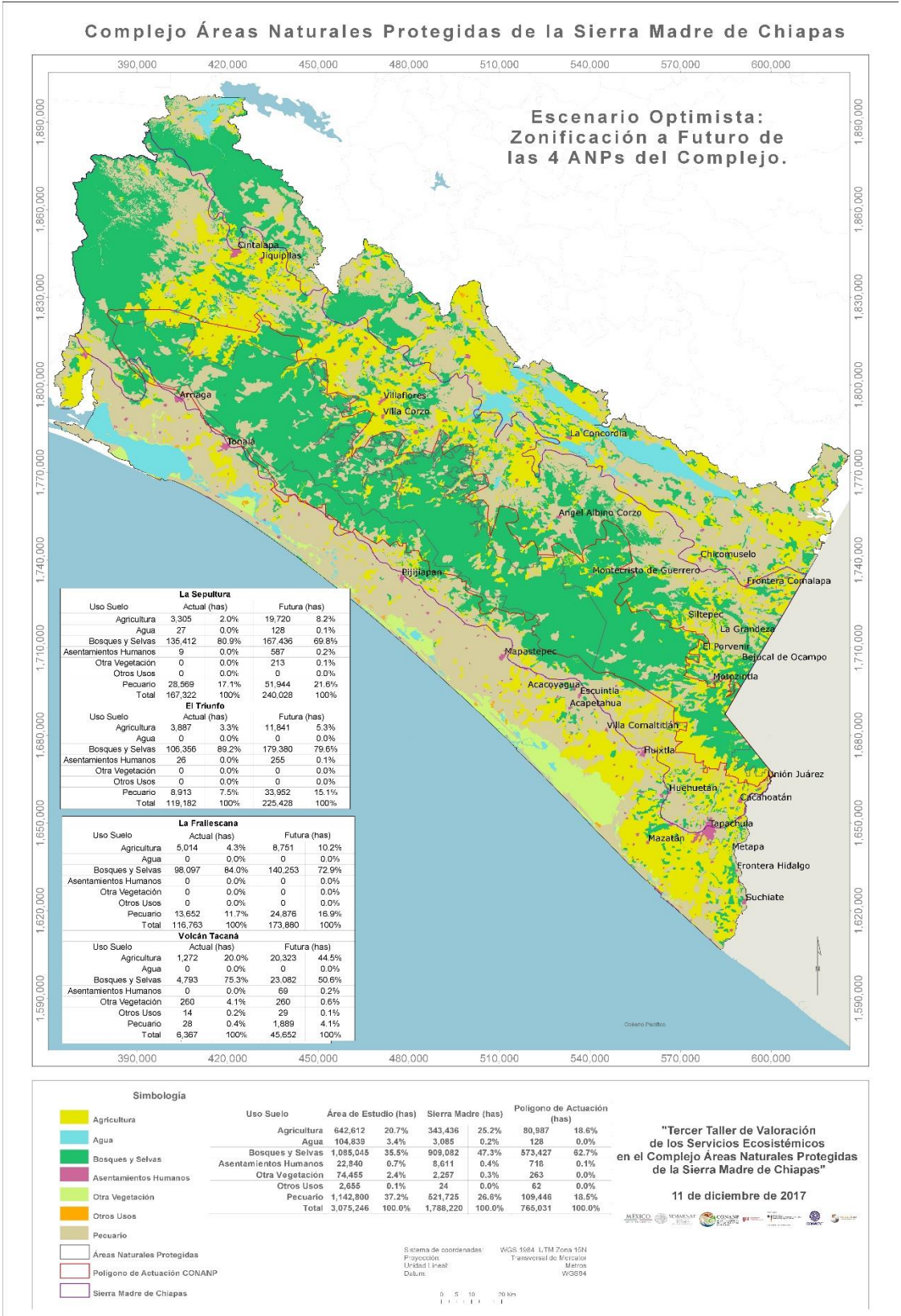


Figura 11. Modelo prospectivo optimista.

3.5. Escenarios de cambio climático

Se han empleado escenarios de cambio climático, ya que son una representación plausible y a menudo simplificada del clima futuro, basados en un conjunto internamente coherente de relaciones climatológicas, que se construyen para ser utilizados de forma explícita en la investigación de las consecuencias potenciales del cambio climático antropogénico, y que sirven a menudo de insumo para las simulaciones de los impactos. De hecho, los escenarios de cambio climático son el punto de partida para analizar los posibles impactos y evaluar estrategias de mitigación y de adaptación.

En México se han llevado a cabo diferentes análisis para evaluar el desempeño regional de los Modelos de Circulación General (MCG), usando un período histórico específico. Así en el año 2012, se desarrollaron escenarios climáticos regionales en el que participaron diversas instituciones nacionales, las cuales llevaron a cabo el estudio "Actualización de Escenarios de Cambio Climático para México como parte de los productos de la Quinta Comunicación Nacional" (Quinta Comunicación; 2012; Cavazos et al., 2013). En dicho estudio se realizó un estudio regional del periodo histórico y d elas proyecciones de 15 los Modelos de Circulación General (MCG) a futuro cercano (2015-2039) y futuro lejano (2075-2099). Para este estudio y de acuerdo con las recomendaciones y la información disponible del Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), se revisaron 4 MCG: CNRMCM5 (Francia), GFDL_CM3 (Estados Unidos), HADGEM-ES (Reino Unido), MPI_ESM_LR (Alemania) y el ensamble REA (México) en forzamientos radiativos RCP4.5 y RCP8.5 para obtener los correspondientes incrementos de cambio restando a cada MCG su correspondiente climatología de referencia.

Los incrementos de cambio se calcularon para cada una de las cuatro variables consideradas en el estudio (temperatura máxima, mínima y promedio en °C, así como de precipitación promedio mensual en mm) para ambos RCP y horizonte cercano. Los resultados obtenidos para los mayores y menores incrementos en el área de estudio por cada una de las variables se muestran a continuación:

- Precipitación HADGEM2-ES 4.5 y CNRMC-M5 4.5
- Temperatura Max MPI-ESM-LR 8.5 y CNRMC-M5 4.5
- Temperatura Mín. MPI-ESM-LR 8.5 y REA 4.5
- Temperatura Prom. MPI-ESM-LR 8.5 y CNRMC-M5 4.5

Con estos resultados y el modelado biofísico de cada uno de los servicios priorizados, es posible obtener mayor variación en los valores biofísicos de entrada para las valoraciones monetarias.

3.6. Resultados

Sobre la base de los modelos biofísicos obtenidos, algunos de los resultados de la obtenidos hasta ahora incluyen: (i) valoración monetaria para almacenamiento de carbono e infiltración hídrica; (ii) Comparación de SE por tipologías espaciales de planeación; (iii) valoración monetaria futura por servicios ecosistémico de almacenamiento de carbono e infiltración hídrica por escenario; así como (iv) cambios en la aptitud de café bajo diferentes escenarios.

Con respecto del almacenamiento de carbono, se obtuvieron resultados de valoración económica del carbono almacenado en biomasa aérea y suelo en el complejo de Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre Chiapas, mismos que están consignados en un manuscrito que ya fue sometido para publicación. La Tabla 10 muestra los valores biofísicos promedio por ANP para este primer servicio ecosistémico.

Tabla 10. Resultados de la Valoración económica para el servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono por ANP.

ANP	BA (MgC/ha)	MOS (MgC/ha)	Valor monetario (lím. inferior – lím. superior) (USD/ha)
El Triunfo	47.7 (12.5%)	94.1 (13.3%)	1 094.6 – 1 626.7
La Sepultura	29 (9.7%)	68.6 (12.3%)	752.5 – 1 119
Volcán Tacaná	83.2 (1%)	96.3 (0.6%)	1 384 – 2 057. 9
La Frailescana	35.7 (8.5%)	71.4 (9.2%)	826.2 – 1 228.4
Complejo de ANP de la Sierra Madre de Chiapas	48.9 (31.7%)	82.6 (35.4%)	1 013.9 – 1 507

De igual forma para el servicio de infiltración hídrica, se obtuvieron valore monetarios para las ANP del Complejo Sierra Madre de Chiapas (Tabla 11).

Tabla 11. Resultados de la Valoración económica para el servicio ecosistémico de infiltración hídrica por ANP.

ANP	Capacidad de infiltración (m3/ha)	Valor monetario (lím. inferior – lím. superior) (USD/ha)
El Triunfo	9 853.54 (4.58 %)	4 532.6 – 4 926.7
La Sepultura	5 572.91 (6.44 %)	2 563.5 – 2 786.5
Volcán Tacaná	12 840.53 (0.25 %)	5 906.6 – 6 420.3
La Frailescana	6 754.05 (6.83 %)	3 106.9 – 3 377
Complejo de ANP de la Sierra Madre de Chiapas	3 552.79 (18.09 %)	1 634.3 – 1 776.4

Para estos dos resultados, es posible observar algunas coincidencias en el sentido de que aunque la Reserva de la Biosfera Volcán Tacaná, representa el ANP de menor extensión en la Sierra Madre, para ambos servicios ecosistémicos muestra los mayores valores de almacenamiento e infiltración. Por lo que ambos servicios pueden considerarse una base común de servicios ecosistémicos para la región. Ya que para ambos servicios la base espacial es la misma, expresada por unidades de hectárea y los métodos de valoración permiten expresar un valor común mínimo para ambos servicios de manera conjunta.

De igual forma para estos dos servicios ecosistémicos fue posible obtener patrones espaciales biofísicos para diferentes tipologías espaciales de planeación y los 5 escenarios prospectivos. De esta manera por ejemplo, para el caso de almacenamiento de carbono es posible obtener estadísticos de carbono almacenado hacia el futuro por ANP para cada uno de los 5 modelos prospectivos (Tabla 12).

Para el caso del almacenamiento de carbono, es importante resaltar que a futuro el escenario pesimista siempre representa la menor cantidad de toneladas de carbono almacenado, salvo en el caso de la Reserva de la Biosfera Volcán Tacaná. No obstante, bajo el escenario de concesiones mineras, la mayor afectación sería para la Reserva de la Biosfera de El Triunfo, que perdería 155 del total del carbono almacenado de acuerdo con el modelo prospectivo tendencial. Una situación que

no afectaría mayoritariamente al resto de las ANP del Complejo Sierra madre de Chiapas, pero que si afectaría seriamente la conectividad de bosques y selvas de la Sierra Madre de Chiapas.

Tabla 11. Valores biofísicos de carbono almacenado bajo diferentes modelos prospectivos (2039) por ANP.

ANP	MIN (MgC/ha)	MAX (MgC/ha)	RANGE (MgC/ha)	MEAN (MgC/ha)	STD (MgC/ha)	SUM (MgC/ha)	MODELO PROSPECTIVO
Frailescana	72.4	220.5	148.1	133.5	25.0	10,939,280	Pesimista
	72.4	221.9	149.5	136.2	25.9	13,022,270	Tendencial
	72.4	221.9	149.5	136.3	25.9	12,947,890	Optimista
	72.4	221.9	149.5	136.2	25.8	13,033,280	Tendencial/Minería
	62.0	221.9	159.9	136.0	25.7	12,464,690	Tendencial/sin IPA
El Triunfo	84.3	244.2	159.9	160.0	26.0	8,642,513	Pesimista
	84.3	269.5	185.2	164.6	26.9	17,296,140	Tendencial
	84.3	269.5	185.2	164.6	26.9	17,280,440	Optimista
	84.3	269.5	185.2	165.2	27.2	14,660,030	Tendencial/Minería
	84.3	269.5	185.2	164.8	27.2	16,523,310	Tendencial/sin IPA
Tacana	85.2	265.6	180.4	168.0	40.3	772,691	Pesimista
	85.2	265.6	180.4	168.6	40.0	758,136	Tendencial
	85.2	265.6	180.4	168.1	40.3	770,164	Optimista
	85.2	265.6	180.4	168.5	40.0	758,905	Tendencial/Minería
	85.2	265.6	180.4	169.1	40.2	749,644	Tendencial/sin IPA
La Sepultura	60.0	211.3	151.3	135.3	24.0	16,338,910	Pesimista
	60.0	211.3	151.3	134.7	23.9	17,854,430	Tendencial
	60.0	211.3	151.3	134.8	23.9	17,820,840	Optimista
	60.0	211.3	151.3	134.7	24.0	17,882,170	Tendencial/Minería
	60.0	211.3	151.3	135.5	23.8	17,141,960	Tendencial/sin IPA

En el caso del servicio ecosistémico de infiltración de agua, los resultados a futuro también fueron evaluados e integrados bajo los escarnios de cambio climático, por lo que es posible observar como a futuro el servicio ecosistémico de infiltración, podría verse afectado no solo bajo el modelo prospectivo tendencial, sino con la ausencia de programa de conservación por parte de la CONANP (Figura 12).

En este caso, los resultados obtenidos sugieren que hacia el futuro (2039), la infiltración hídrica de toda la Sierra Madre de Chiapas disminuirá bajo un

escenario de cambio climático tendencial entre un 16.7% y un 18.9% con respecto de lo calculado actualmente. Si esa tendencia se ve afectada por la falta de programas de conservación, el servicio ecosistémico de infiltración podría disminuir entre un 4 y 6% más. No obstante el valor económico del servicio de infiltración, podría disminuir hasta en un 50% de no tomarse las medidas necesarias, tales como el fortalecimiento de los programas de conservación que promueve la CONANP.

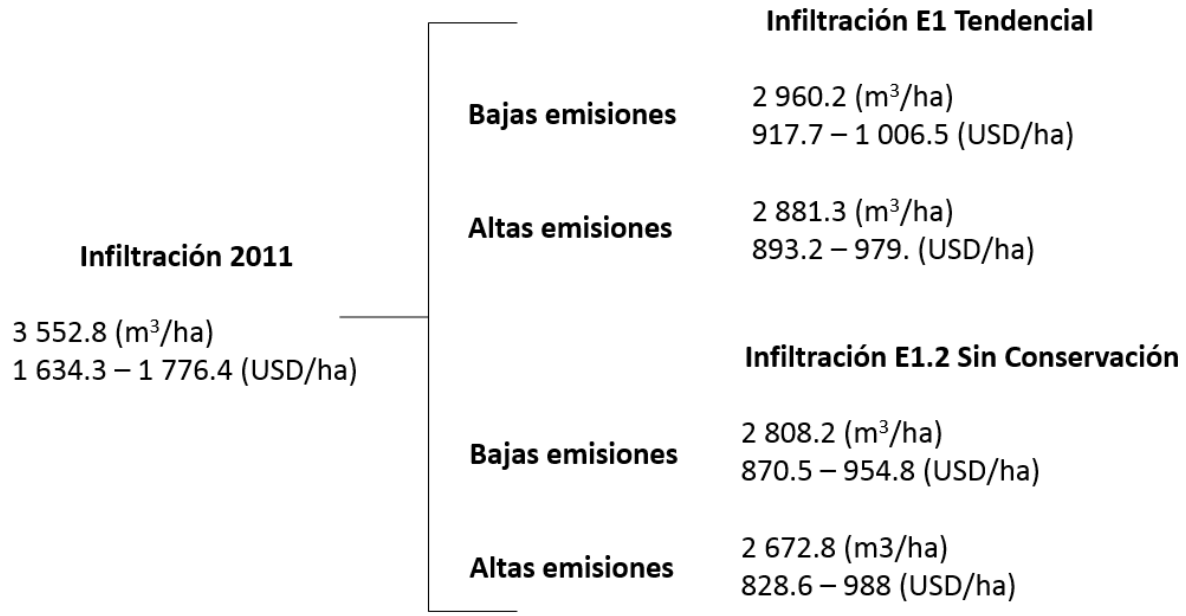


Figura 12. Valor monetario del servicio ecosistémico de infiltración al futuro (2039)

Finalmente, se han estimado cambios en la aptitud de café bajo diferentes escenarios. Lo anterior asociado a las modificaciones de los patrones espaciales de cobertura forestal que favorecen la presencia de café bajo sombra. En general estos futuros alternos, observan un incremento general en las áreas aptas de café arábica en las ANP de la Sierra Madre de Chiapas debido, en gran medida, a cambios favorables en la precipitación promedio (Figuras 12-16).

En el caso particular de la Reserva de la Biosfera de El Triunfo, se observa una mayor influencia de las concesiones mineras y de los programas de conservación en la variación de las áreas aptas de café. Lo que la vuelve el ANP más vulnerable de la región, ya que es la que mayor flujo de servicios ecosistémicos acumula, pero es la más sensible a la perdida de cobertura de bosques y selvas de acuerdo con los modelos prospectivos desarrollados y los patrones de cambio climático observados para la región de estudio.

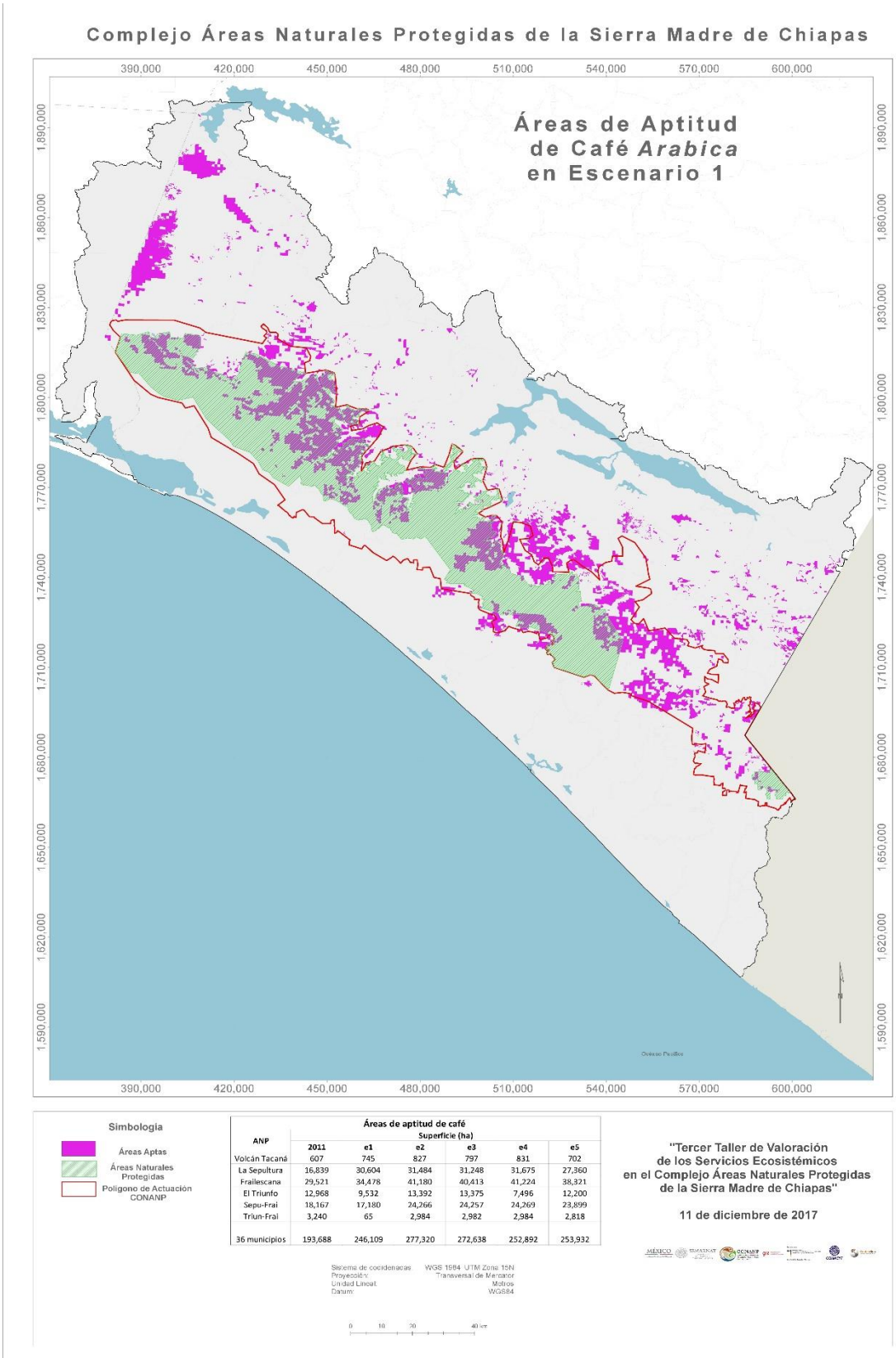


Figura 12. Aptitud de café a futuro (2039) bajo el escenario E1.

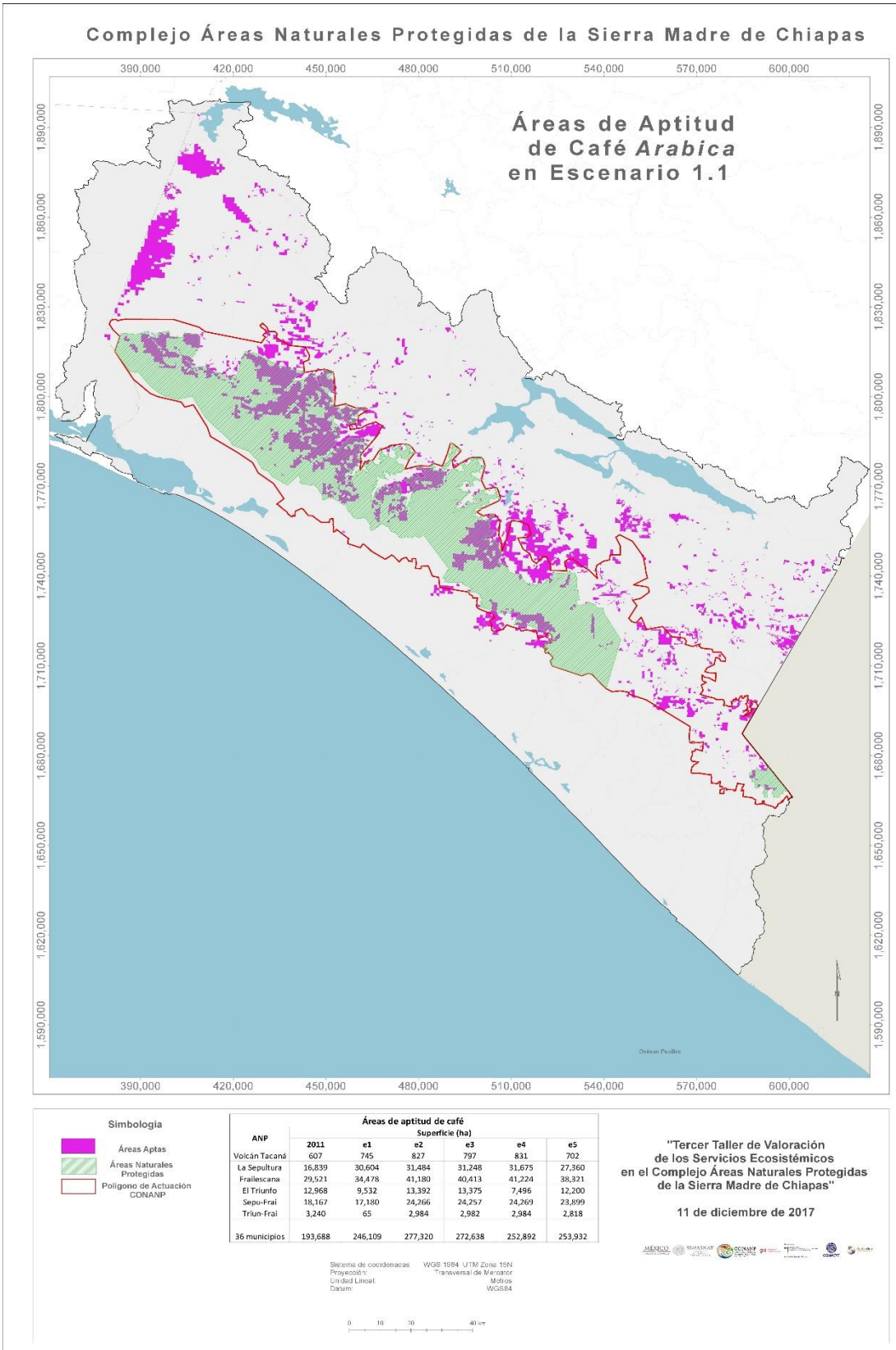


Figura 13. Aptitud de café a futuro (2039) bajo el escenario E1.1.

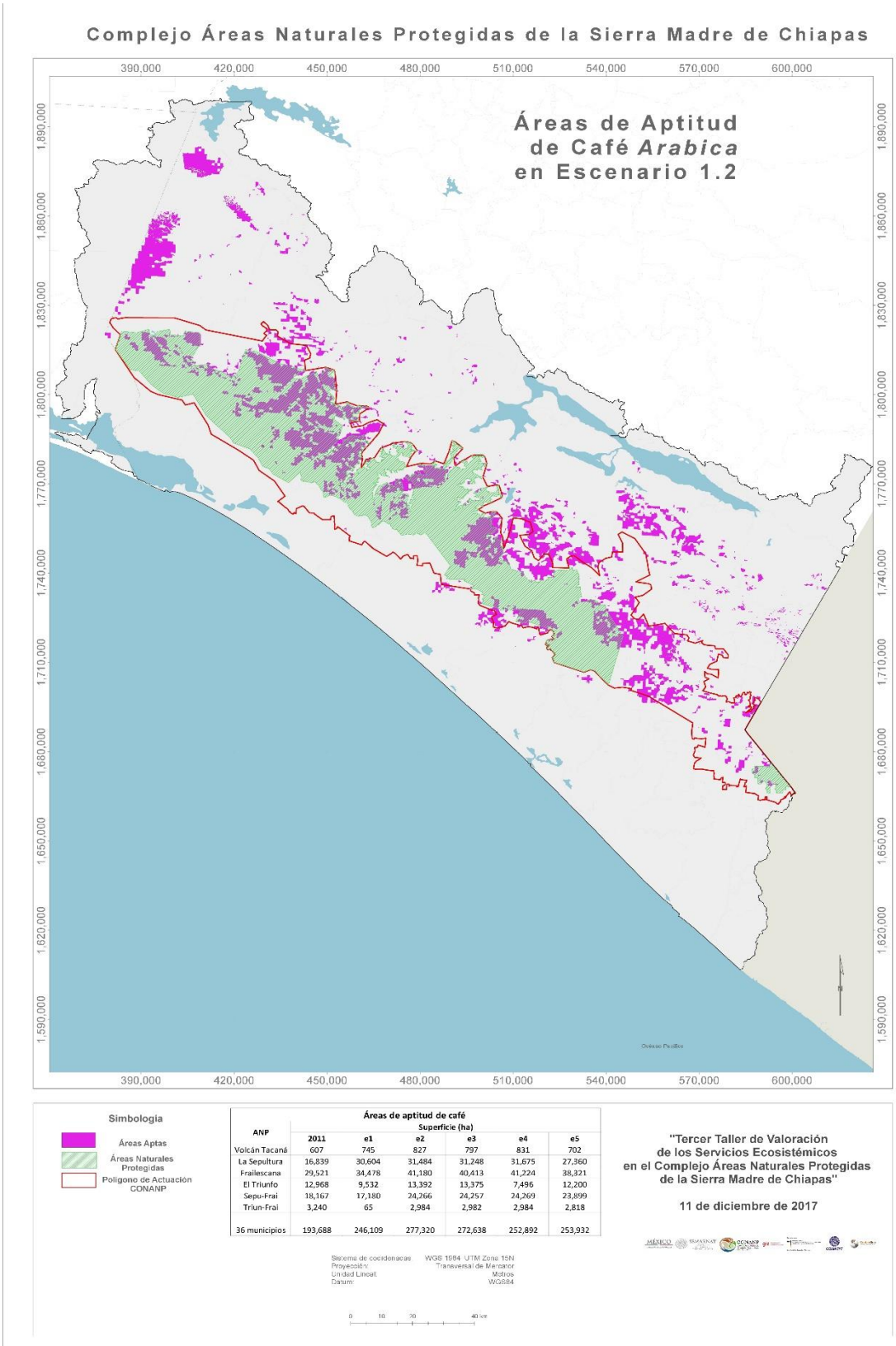


Figura 14. Aptitud de café a futuro (2039) bajo el escenario E1.2.

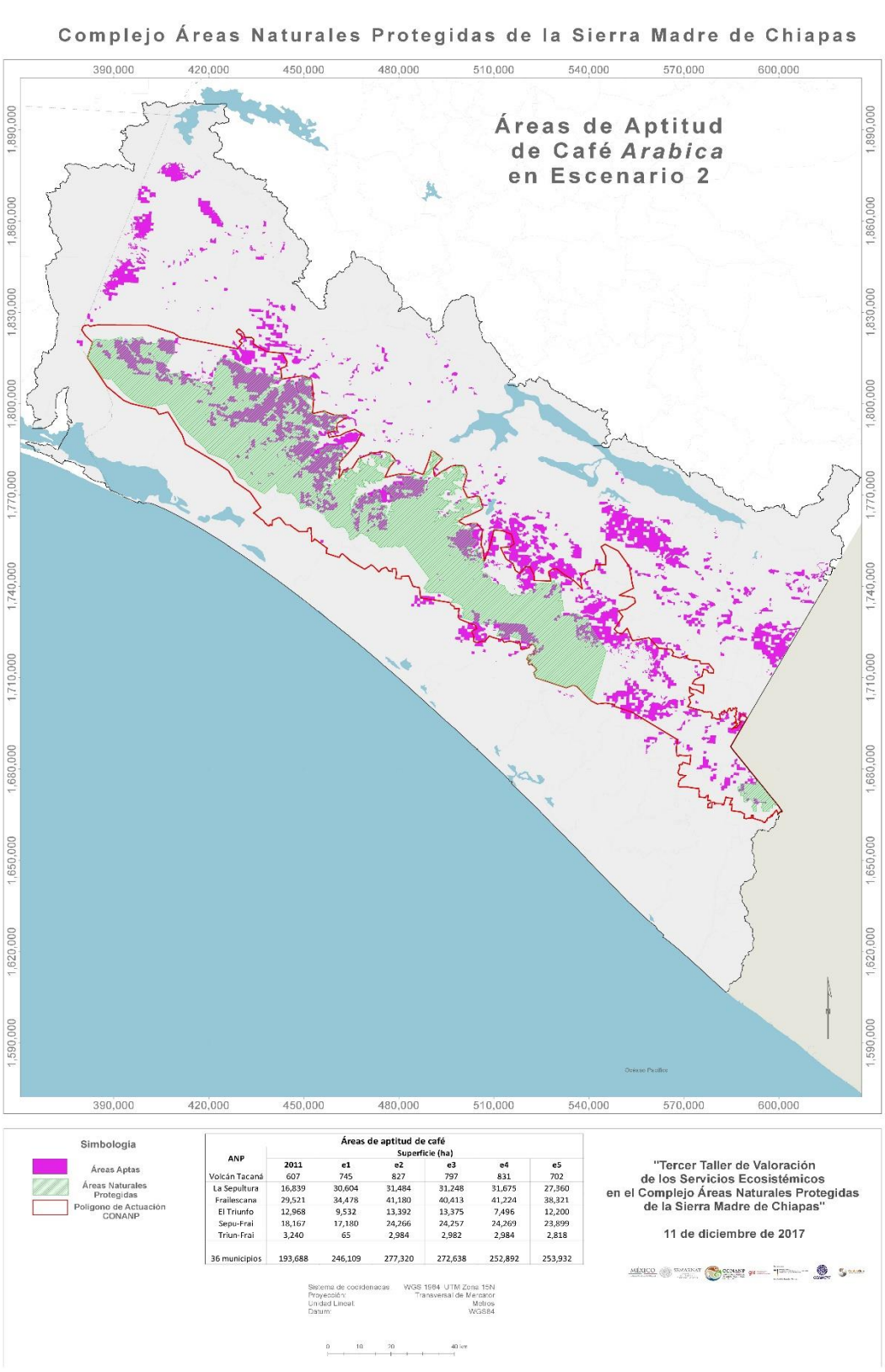


Figura 15. Aptitud de café a futuro (2039) bajo el escenario E2.

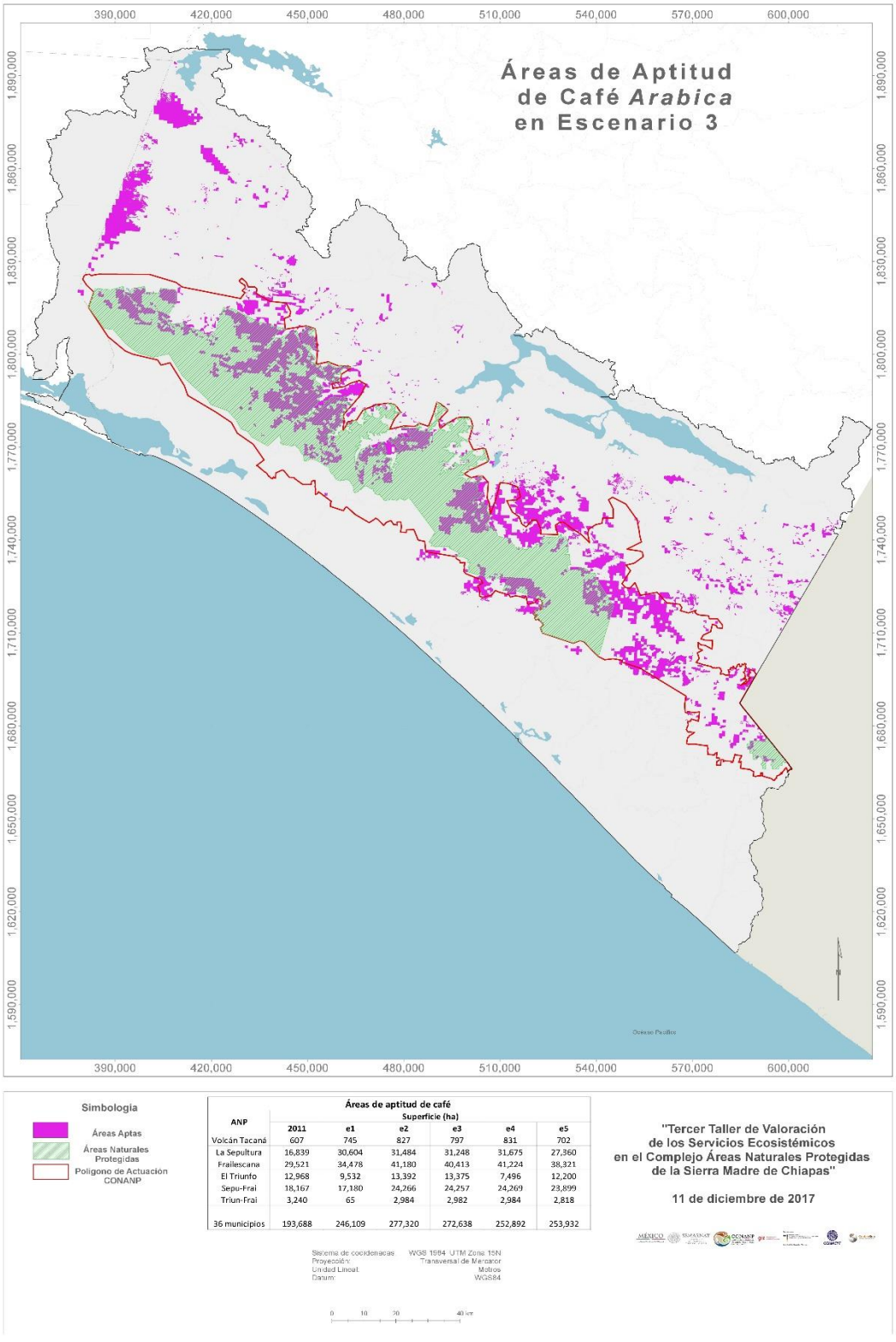


Figura 15. Aptitud de café a futuro (2039) bajo el escenario E3.

No obstante estos resultados ya obtenidos, las posibilidades de combinar flujos biofísico, modelos prospectivos y escenarios de cambio climático para las diferentes tipologías de planeación dentro de la Sierra madre de Chiapas, las posibilidades de generar más resultados, queda abierta a las necesidades de cada uno de tomadores de decisión y actores interesados que participaron en el proceso.

Los resultados generados y su interpretación permitirán incluir el enfoque de valoración de servicios ecosistémicos en la formulación e implementación de políticas públicas transversales, orientadas a fortalecer capacidades e incrementar la visibilidad e importancia de las Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre de Chiapas.

4 Actividades desarrolladas y resultados obtenidos

De acuerdo con el presente informe, a continuación se enlistan las actividades desarrolladas a lo largo de la segunda etapa y prorroga del proyecto:

1. **Aplicación GeoWeb.** Octubre de 2017 a enero de 2018. Desarrollo de una Plataforma GeoWeb que ofrece una variedad de servicios de información geoespacial y herramientas para la integración de contenidos Web de manera que se conforma un sistema dinámico e interactivo que permite la organización, integración y difusión de información y conocimiento sobre las temáticas que aborda el proyecto. (Ver Anexo I)

2. **Ponencia**.1–2 de junio de 2017. Presentación del trabajo "Valoración de servicios ecosistémicos en áreas naturales protegidas de la Sierra Madre de Chiapas" en el Primer Encuentro Técnico Científico del Fondo Sectorial de Investigación Ambiental (FSIA) y preparación de manuscrito para fines de divulgación como parte de la 6ª Comunicación Nacional de Cambio Climático. Ciudad de México, México (Ver Anexo II)

3. **Ponencia.** 2–3 de octubre de 2017. Presentación de la ponencia "Colaboración incluyente ante y con la complejidad: análisis de grupos de interés en la Sierra Madre de Chiapas" dentro del XVII Congreso de Investigación sobre el Tercer Sector. Municipio de El Marqués, Querétaro (Ver Anexo III)

4. **Congreso.** 13–16 de noviembre de 2017. Presentación de ponencias "Valoración económica de servicios ecosistémicos en el complejo de áreas naturales protegidas de la sierra madre de Chiapas" y "Valoración de

servicios y diservicios ecosistémicos: el impacto de prácticas de manejo en el parque Nacional del Izta Popo, México" dentro del V Congreso Internacional de Servicios Ecosistémicos en los Neotrópicos (CISEN V), además de co-organizar la Sesión ad hoc de "Valoración plural, inclusive e integral de los servicios ecosistémicos en el Neotrópico: avances, retos y oportunidades". Oaxaca, México (Ver Anexo IV)

5. **Divulgación**. 8 de diciembre de 2016. conferencia de parte del Dr. Alexander Rincón Ruíz, integrante del proyecto, acerca de la "Valoración Integral de la Biodiversidad y los Servicios Ecosistémicos". Ciudad de México, México (Ver Anexo V)

6. **Capítulo de libro**. 30 de mayo de 2017. Se sometió un capítulo de libro titulado "Valoración económica del carbono almacenado en biomasa aérea y suelo en el complejo de Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre Chiapas" para la publicación titulada "Hacia una valoración incluyente de la Biodiversidad y los Servicios Ecosistémicos: Avances globales y visiones desde América Latina". Bogotá, Colombia (Ver Anexo VI)

7. **Artículo**. 16 de abril de 2017. Se sometió un artículo para el número especial de la revista ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS SCRIPTA, titulado "Modelado de Calidad de Hábitat, Corredores y Escenarios en el Complejo de Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre de Chiapas, México". Baja California Sur, México (Ver Anexo VII)

8. **Formación de recursos humanos**. Junio a Noviembre de 2017. Desarrollado los trabajos de tesis tituladas "Análisis de Instrumentos de Política Pública y sus Efectos de Contención en la Expansión de Sistemas Agropecuarios en el Complejo de ANP de la Sierra Madre de Chiapas" y "Análisis interferométrico de procesos de remoción en masa en Chiapas" elaboradas por Abraham Moisés Reyes Luna y María Fernanda Flores Espejel respectivamente. Ciudad de México, México (Ver Anexo VIII)

9. **Taller**. 26–27 de enero de 2017. Segundo Taller de Valoración los Servicios Ecosistémicos en el Complejo Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre de Chiapas (Ver Anexo IX)

10. **Taller**. 11 de diciembre de 2017. Oficios sobre el Tercer Taller de Valoración los Servicios Ecosistémicos en el Complejo Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre de Chiapas (Ver Anexo X)

11. **Sesiones de trabajo**. Diciembre de 2016 a noviembre de 2017. sesiones del seminario de investigación, reuniones técnicas, y presentaciones de resultados del proyecto (Ver Anexo XI)

    Sesión 1. 9 de diciembre de 2016. Seminario de Investigación sobre valoración Integral de servicios ecosistémicos con el grupo de trabajo. CentroGeo – Ciudad de México.

    Sesión 2. 5 de abril de 2017. Reunión técnica para explorar la valoración económica del servicio ecosistémico de provisión de alimentos en Chiapas mediante el instrumento de encuestas. CentroGeo – Ciudad de México.

    Sesión 3. 25 de mayo de 2017. Sesión de trabajo para la revisión de acuerdos del segundo taller de valoración económica de servicios ecosistémicos en la Sierra Madre de Chiapas. CONANP-Dirección Frontera Sur, Istmo, Pacífico Sur – Tuxtla Gutiérrez.

    Sesión 4. 20 de octubre de 2017. Reunión de presentación de resultados a la directora Encargada de Sinergias para Asuntos y Compromisos Internacionales de la CONANP. CONANP – Ciudad de México.

    Sesión 5. 3 de noviembre de 2017. Continuación de la reunión de presentación de resultados y preparación de CISEN V y tercer taller. CentroGeo – Ciudad de México.

12. **Presentación de resultados**. 7-8 de noviembre de 2017. Encuentro "Las Zonas Cafetaleras de México y las Organizaciones de Pequeños Productores en el Comercio Justo", organizado por El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR). San Cristóbal de las Casas, Chiapas (Ver Anexo XII)

13. **Trabajo de campo**. 7-9 junio de 2017. CentroGeo en alianza con ECOSUR unidad Chetumal realizaron una salida de campo al ejido Monterrey en el Municipio de la Concordia y dentro del ANP El Triunfo con el objetivo

identificar el cultivo de café de sombra mediante el uso de datos hiperespectrales obtenidos de campo (con un espectroradiómetro portátil) y de imágenes tomadas con una cámara hiperespectral montada en un dron (Ver Anexo XIII)

14. **Posgrado.** Agosto a diciembre de 2017. Continuación con la vinculación al programa de posgrado de ciencias de la sostenibilidad de la UNAM, al formar parte de comités académicos y tesis de los programas de maestría y doctorado (Ver anexo XIV)

5 Conclusiones y reflexiones sobre la segunda etapa del proyecto

A partir de los resultados de la primera etapa del proyecto en donde se identificaron mediante el uso de matrices de priorización, servicios ecosistémicos a nivel regional sobre la base de la percepción de valor social y financiero en las diferentes actividades económicas de la región, se desarrolló una metodología espacialmente explicita que integra los elementos biofísicos del ecosistema con los valores económicos de los servicios ecosistémicos en el complejo de Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre de Chiapas, a través de talleres participativos con tomadores de decisión y actores interesados.

Específicamente en este informe se presentan las metodologías para la valoración económica de los servicios ecosistémicos de almacenamiento de carbono, infiltración hídrica y provisión de alimentos a partir de la integración de modelos prospectivos de cobertura terrestre, escenarios de cambio climático y métodos participativos con tomadores de decisión y actores interesados. Adicionalmente, se generaron resultados de valoración económica de los servicios ecosistémicos para la cobertura terrestre actual y futura, así como para distintas tipologías espaciales de planeación. Los resultados obtenidos con la construcción de futuros alternativos, permiten diferenciar el papel que el complejo de Áreas Naturales Protegidas aporta a la región y constituyen un apoyo a la toma de decisiones para la gestión del territorio.

Como parte de las actividades reportadas, se consignan os resultados del segundo taller comprometido, además de algunos resultados ya tangibles sobre producción científica, además de tener listos los resultados para presentar en el tercer taller y cerrar el proceso con la puesta a disposición de toda la información del proyecto dentro de la plataforma GeoWeb desarrollada para este propósito.

6 Referencias

Comisión Nacional Forestal CONAFOR., (2010), Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Manual y procedimientos para el muestreo de campo. Re-muestreo 2010. México, 140 p.

Aguilar Ibarra, A., R.H. Pérez Espejo, V.E. Solares Rojas, V.S. Ávila Foucat y C. Martínez Córdova (2017). Servicios ecosistémicos relevantes para la soberanía alimentaria en México. En: F. Torres Torres (Coord.). Implicaciones regionales de la seguridad alimentaria en la estructura del desarrollo económico de México, IIEc-UNAM, México.

Bateman et al. (2002). Economic Valuation With Stated Preference Techniques: A Manual. Edward Elgar, Cheltenham.

Canu et al. (2015). Estimating the value of carbon sequestration ecosystem services in the Mediterranean Sea: An ecological economics approach. Global Environmental Change 32 87–95.

Clarkson & Deyes (2002). Estimating the Social Cost of Carbon Emissions HM Treasury & DEFRA, London.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas CONANP, 2015, Valoración de Servicios Ecosistémicos: Un Enfoque para Fortalecer el Manejo de las Áreas Naturales Protegidas Federales de México. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. 131 pp

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

Di Gregorio, A. (2005). Land cover classification system: classification concepts and user manual: LCCS (No. 8). Food & Agriculture Org.

Doung, M.H. (2009). What is the Price of Carbon? Five definitions. Surveys and Perspectives Integrating Environment and Society 2(1): 1-6.

Foley et al. (2013). The social cost of carbon emissions: Seven propositions. Economics Letters 121: 90–97.

François Mas, J., Reyes Díaz-Gallegos, J., & Pérez Vega, A. (2003). Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. Investigaciones geográficas, (51), 53-72.

Gómez, C., White, J. C., & Wulder, M. A. (2011). Characterizing the state and processes of change in a dynamic forest environment using hierarchical spatio-temporal segmentation. Remote Sensing of Environment, 115(7), 1665-1679.

Guan, D., Li, H., Inohae, T., Su, W., Nagaie, T., & Hokao, K. (2011). Modeling urban land use change by the integration of cellular automaton and Markov model. Ecological Modelling, 222(20), 3761-3772.

Hope, C.W. (2006). The social cost of carbon: what does it actually depend on? Climate Policy 6(5): 565-572.

Isacs et al. (2016). Choosing a monetary value of greenhouse gases in assessment tools: A comprehensive review. Journal of Cleaner Production 127: 37-48.

Jin, H., Stehman, S. V., & Mountrakis, G. (2014). Assessing the impact of training sample selection on accuracy of an urban classification: a case study in Denver, Colorado. International journal of remote sensing, 35(6), 2067-2081

Markandya et al. (2002). Environmental economics for sustainable growth: a handbook for practitioners. Banco Mundial/Edward Elgar, Washington DC/Cheltenham.

Metcalf, G.E. & J. Stock (2015). Integrated assessment models and the social cost of carbon: A review and assessment. Selected Works, Tufts University, Medford.

Morri et al. (2014). A forest ecosystem services evaluation at the river basin scale: Supply and demand between coastal areas and upstream lands (Italy). Ecological Indicators 37: 210-219.

National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. 2017. Valuing Climate Damages: Updating Estimation of the Social Cost of Carbon Dioxide. Washington, DC: The National Academies Press.

Ninan, K.N., M. Inoue (2014). Valuing forest ecosystem services: what we know and what we don't. In: K.N. Ninan (Ed.), Valuing ecosystem services. Methodological issues and case studies. Edward Elgar, Cheltenham: 189-226.

Nordhaus, W. (2007). Critical Assumptions in the Stern Review on Climate Change. Science 317: 201-202.

Nordhaus, W. (2014). Estimates of the Social Cost of Carbon: Concepts and Results from the DICE-2013R Model and Alternative Approaches. Journal of the Association of Environmental and Resource Economists 1(1/2): 273-312.

Núñez, J M., Corona, N., Ocampo P. y Mohar A. Conectando el frente de agua marítimo de la zona costera norte de Yucatán con la zona metropolitana de Mérida En Iracheta, A, Pedrotti, C, Rodríguez, P. coords (2017) /Suelo Urbano y Frentes de Agua: Debates y Propuestas en Iberoamérica/, El Colegio Mexiquense, A.C., Zinacantepec, México, El Colegio Mexiquense, A.C. ISBN: 978-607-8504-16-4

Patel, M., Kok, K., & Rothman, D. S. (2007). Participatory scenario construction in land use analysis: an insight into the experiences created by stakeholder involvement in the Northern Mediterranean. Land Use Policy, 24(3), 546-561.

Pearce, D.W. (2003). The Social Cost of Carbon and its Implications. Oxford Review of Economic Policy 19(3): 362-384.

Pontius Jr, R. G., & Li, X. (2010). Land transition estimates from erroneous maps. Journal of Land Use Science, 5(1), 31-44.

Rincón-Ruiz, A., Echeverry-Duque, M., Piñeros, A.M., Tapia, C.H., David, A., Arias-Arévalo, P., Zuluaga, P. (2015). Integrated valuation of biodiversity and ecosystem services: Conceptual and methodological aspects. Instituto de Investigación de Recursos Biologicos Alexander von Humboldt, Bogotá-Colombia.

Seppelt et al. (2011). A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. Journal of Applied Ecology 48: 630-636.

Shooshtari, S. J., & Gholamalifard, M. (2015). Scenario-based land cover change modeling and its implications for landscape pattern analysis in the Neka Watershed, Iran. Remote Sensing Applications: Society and Environment, 1, 1-19.

Siwar et al. (2016). Economic valuation of soil carbon sequestration services in Malaysia's forest sector: A review of possible approaches. Journal of Sustainability Science and Management 11 (1): 14-28.

Sumarga et al. (2015). Mapping monetary values of ecosystem services in support of developing ecosystem accounts. Ecosystem Services 12: 71-83.

Swetnam, R. D., Fisher, B., Mbilinyi, B. P., Munishi, P. K., Willcock, S., Ricketts, T., ... & Lewis, S. L. (2011). Mapping socio-economic scenarios of land cover change: A GIS method to enable ecosystem service modelling. Journal of environmental management, 92(3), 563-574.

Tol, R.S.J. (2005). The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties. Energy Policy 33: 2064-2074.

Tol, R.S.J. (2013). Targets for global climate policy: an overview. J. Econ. Dyn. Control 37: 911-928.

Tol, R.S.J. (2008). The Social Cost of Carbon: Trends, Outliers and Catastrophes. Economics 2: 2008-25. www.economics-ejournal.org/economics/journalarticles/2008-25

Tol, R.S.J.(2011). The Social Cost of Carbon. Annu. Rev. Resour. Econ. 3: 419–43.

van den Bergh, J.C.J.M. & W.J.W. Botzen, 2015. Monetary valuation of the social cost of CO2 emissions: A critical survey. Ecological Economics 114: 33–46.

Veldkamp, A., & Lambin, E. F. (2001). Predicting land-use change. Agric. Ecosyst. Environ., 85, 1-6

Verburg, P. H., Schot, P. P., Dijst, M. J., & Veldkamp, A. (2004). Land use change modelling: current practice and research priorities. GeoJournal, 61(4), 309-324.

Wang, Z., Wang, Z., Zhang, B., Lu, C., & Ren, C. (2015). Impact of land use/land cover changes on ecosystem services in the Nenjiang River Basin, Northeast China. Ecological Processes, 4(1), 11.

Zelek, C.A. & G.E. Shively (2003). Measuring the opportunity cost of carbon sequestration in tropical agriculture. Land Economics 79(3): 342-354.