

La Contribución Económica-Ambiental de Programas de Conservación en México: Una Aplicación del Modelo Integrado Económico-Ambiental (IEEM)

Onil Banerjee, Martín Cicowiez, Juan Manuel Torres-Rojo, Renato Vargas, Mónica Lopez-Conlon, Jacob Salcone, Bram Edens, Elsa Marcela Begne De Larrea, César Rodríguez-Ortega, José Eduardo de la Torre-Bárcena, Vicente Díaz-Núñez y Francisco Guillen-Martin

Documento de Trabajo Nro. 315

Junio, 2023

ISSN 1853-0168

www.cedlas.econo.unlp.edu.ar

Cita sugerida: Banerjee, O., M. Cicowiez, J.M. Torres-Rojo, R. Vargas, M. Lopez-Conlon, J. Salcone, B. Edens, E.M. Begne De Larrea, C. Rodríguez-Ortega, J.E. de la Torre-Bárcena, V. Díaz-Núñez y F. Guillen-Martin (2023). La Contribución Económica-Ambiental de Programas de Conservación en México: Una Aplicación del Modelo Integrado Económico-Ambiental (IEEM). Documentos de Trabajo del CEDLAS N° 315, Junio, 2023, CEDLAS-Universidad Nacional de La Plata.

La Contribución Económica-Ambiental de Programas de Conservación en México: Una Aplicación del Modelo Integrado Económico-Ambiental (IEEM)

Onil Banerjee¹, Martín Cicowiez², Juan Manuel Torres-Rojo³, Renato Vargas⁴, Mónica Lopez-Conlon⁵, Jacob Salcone⁵, Bram Edens⁶, Elsa Marcela Begne De Larrea⁶, César Rodríguez-Ortega⁷, José Eduardo de la Torre-Bárcena⁸, Vicente Díaz-Núñez⁸ y Francisco Guillen-Martin⁸

25 de mayo de 2023.

¹ Corresponding author
RMGEO Consultants Inc.
951 Regent Street, Suite 216
Fredericton, NB
Canada
E3B-6Z2
+1 202 615-0603
obanerjee@gmail.com

² Universidad Nacional de la Plata
Facultad de Ciencias Económicas
Universidad Nacional de La Plata
Calle 6 entre 47 y 48, 3er piso, oficina 312
1900, La Plata, Argentina
martin@depeco.econo.unlp.edu.ar

³ Universidad Iberoamericana
Centro Transdisciplinar Universitario para la Sustentabilidad
Prolongación Paseo de Reforma 880,
Lomas de Santa Fe, México, C.P. 01219,
Ciudad de México.
juan.torres@ibero.mx

⁴ CHW Research
27 calle 7-05 zona 16
Condominio Alta Bosque, Casa 104
Ciudad de Guatemala, Guatemala 01016
renovargas@gmail.com

⁵ Ecosystem Services Economics Unit
United Nations Environment Programme
monica.lopez@un.org
jacob.salcone@un.org

⁶ Statistics Division, DESA
United Nations Room DC2-1513

begnedelarrea@un.org
bram.edens@un.org

⁷ Secretaría de Medio Ambiente y Recurso Naturales
Av. Ejército Nacional 223 Col. Anáhuac, CP: 11320
Ciudad de México
cesar.rodriguez@semarnat.gob.mx

⁸ Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI-México)
Av. Héroe de Nacozari Sur 2301,
Fraccionamiento Jardines del Parque. C.P. 20276,
Aguascalientes, México
vicente.diaz@inegi.org.mx
jdelatorre@inegi.org.mx
francisco.guillen@inegi.org.mx

Resumen

En este estudio se investigan los impactos, tanto económicos como aquellos sobre el capital natural y servicios ecosistémicos, de tres programas de conservación en México. Más precisamente, se analizan el programa de pago por servicios ambientales, el programa para reducir las emisiones en el sector agrícola, silvicultura y otros usos de la tierra, y el programa de unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre. La estimación de los beneficios de estos programas es importante para justificar su financiamiento, en un contexto en el cual los recursos públicos son cada vez más escasos. Para tal fin, se aplica el Modelo Económico-Ambiental Integrado (IEEM por sus siglas en inglés) vinculado con la modelación espacial de alta resolución de cambios en uso y cobertura de suelos y servicios ecosistémicos (IEEM+ESM). Los resultados muestran que el impacto combinado de estos tres programas sobre el producto interno bruto acumulado hasta el año 2035 es de alrededor de US\$856.9 millones de dólares, mientras que el impacto sobre la riqueza es aproximadamente US\$492.3 millones de dólares. En conjunto, los tres programas considerados reducen la pobreza en 1,800 individuos. IEEM+ESM permite cuantificar, además de los efectos puramente económicos, el aporte que realizan distintos servicios ecosistémicos como, por ejemplo, cultura y recreación, de abastecimiento de agua y de regulación. A modo de ejemplo, cuando se consideran los servicios ecosistémicos de regulación, el impacto conjunto de los tres programas sobre el producto interno bruto es 1.34 veces más elevado. Los resultados presentados en este estudio pueden ser de utilidad para la obtención de recursos que permitan la continuidad e, incluso, la ampliación de estos programas, considerando que contribuyen a la conservación de la biodiversidad y el capital natural, así como también al bienestar de la sociedad mexicana.

1. Introducción

En este estudio se evalúan los impactos económicos y ambientales de tres programas de conservación actualmente vigentes en México. En particular, se consideran los beneficios y costos de los siguientes programas: (i) “pago por servicios ambientales” (PSA) de la Comisión Nacional Forestal (Conafor); (ii) “reducción de emisiones en el sector agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra”, programa enmarcado dentro de la “iniciativa de paisajes forestales sostenibles” (IPFS) impulsado en México por Conafor; y (iii) “unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre” (UMA) administrado por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT).

En principio, es esperable que estos programas tengan efectos directos e indirectos que impacten positivamente sobre algunos indicadores (p.ej., emisiones de gases de efecto invernadero), pero negativamente sobre otros (p.ej., superficie disponible para la explotación agrícola). En consecuencia, resulta recomendable realizar la evaluación de estos programas a través de una herramienta que permita considerar, dentro de un contexto multisectorial, los impactos tanto positivos como negativos sobre las tres dimensiones de desarrollo económico sostenible y riqueza, a saber, capital producido, capital humano y capital natural.

Para este análisis, se utiliza el modelo Modelo Económico-Ambiental Integrado (IEEM por sus siglas en inglés; Integrated Economic-Environmental Model) vinculado con la modelación espacial de cambios en uso y cobertura de suelos y servicios ecosistémicos (IEEM+ESM). IEEM es un modelo de equilibrio general computable (EGC) que presta especial atención a la interacción - en ambos sentidos - entre economía y ambiente (Banerjee et al., 2016; Banerjee et al., 2019b). En particular, en este trabajo, IEEM se calibra con una nueva Matriz de Contabilidad Social (MCS) para México construida para el año 2018 que, entre otros aspectos, tiene la particularidad de distribuir la producción agrícola, ganadera y silvícola entre las 32 entidades federativas mexicanas. La evaluación de los distintos programas se realiza contrastando la evolución de la economía mexicana sin programas (i.e., escenario base o business-as-usual) con su evolución con programas.

IEEM se puede aplicar directamente para estimar impactos sobre los servicios ecosistémicos materiales (IPBES, 2019) o servicios de abastecimiento (European Environment Agency, 2018a; Haines-Young and Potschin, 2012a), la mayoría de los cuales tienen un precio de mercado, por ejemplo, la madera y los alimentos. Sin embargo, la vinculación de IEEM con el modelado espacial de servicios ecosistémicos permite, adicionalmente, la estimación de impactos sobre servicios ecosistémicos no materiales (IPBES, 2019) como los de regulación, que no tienen un precio de mercado. Por ejemplo, estos servicios incluyen, entre otros, la mitigación de la erosión y la regulación y purificación de agua. El vínculo entre IEEM y los servicios ecosistémicos de regulación se realiza partiendo de la distribución espacial de la demanda por tierra que genera IEEM empleando, para ello, un modelo de cambios en uso y cobertura de suelos.

En el resto del documento, la Sección 2 describe el contexto del estudio. En la sección 3 se presenta la metodología y los datos; en particular, se describe IEEM México (IEEM-MEX) y la MCS empleada para calibrarlo, el modelo de uso y cobertura de suelos, los modelos de servicios ecosistémicos y el abordaje dinámico de IEEM+ESM que integra estos tres modelos. La sección 4 define los escenarios y presenta los resultados y su análisis. Por último, la sección 5 concluye el estudio con una discusión y reflexiones.

2. Contexto

Desde finales de la década de los 90's del siglo XX, México ha puesto en marcha varios instrumentos de política pública que tienen por objetivo la conservación de los ecosistemas terrestres y marítimos. Dentro de los instrumentos de carácter no voluntario sobresalen el establecimiento de un sistema de Áreas Naturales Protegidas (ANP) que cubre una superficie declarada cercana a 21.3 millones de hectáreas (ha) terrestres y casi 70 millones de ha de ecosistemas marinos con diferentes categorías de manejo (CONANP, 2021). Otro conjunto de instrumentos de conservación de la naturaleza con carácter no obligatorio lo constituyen aquellos instrumentos que fomentan la conservación a partir de una compensación, o bien fomentando actividades productivas que simultáneamente incentivan la conservación y la gestión sustentable de la biodiversidad.

Estos instrumentos son muy relevantes en un país como México, en donde la mayor parte de la tierra tiene el carácter de propiedad privada (particular o social), y la población asentada en las áreas naturales regularmente vive en condiciones de pobreza y precisa hacer uso de los recursos naturales para cubrir sus necesidades, por lo que los instrumentos impositivos no son los más apropiados y efectivos (Clements et al., 2010). Dentro de estos instrumentos se encuentran el Pago por Servicios Ambientales (PSA), las Unidades de Manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA) y los programas de fomento productivo de la actividad agropecuaria, particularmente el establecimiento de sistemas agro-silvo-pastoriles, la certificación de la gestión sustentable de un recurso y, por último, el fomento del manejo forestal sustentable.

El PSA y el programa de UMA son dos instrumentos insignia de la política ambiental mexicana de naturaleza no obligatoria. Los resultados en la aplicación de ambos instrumentos han mostrado que su efecto en la conservación depende de varios factores y que su aplicación eficiente está vinculada con la aplicación simultánea de varios instrumentos de conservación a nivel territorial (Ezzine-de-Blas et al., 2016). Un ejemplo de esta modalidad es la iniciativa de paisajes forestales sostenibles (IPFS), la cual es un programa de reciente creación que considera la mezcla de instrumentos de conservación en una unidad territorial determinada. Estos tres instrumentos (PSA, UMA y IPFS) han sido seleccionados para ser analizados en el marco IEEM+ESM, dada su importancia para la conservación de áreas naturales terrestres en México. A continuación, se presenta una breve exposición de cada uno de estos programas.

2.1. Pago por Servicios Ambientales (PSA)

El programa de PSA inició operaciones en el año 2003 y desde entonces ha tenido cambios que han mejorado su operación, focalización y eficiencia. El instrumento consiste en una transferencia directa y condicionada a los propietarios de predios forestales a través de un convenio con el objetivo de conservar los bosques en un área específica dentro de su propiedad¹ (Engel et al., 2008;

¹ La definición formal en las reglas de operación del Programa PSA de México es: “Apoyar a las personas propietarias o legítimas poseedoras de terrenos forestales, que de manera voluntaria deciden incorporar áreas al pago por servicios ambientales para la conservación activa de los ecosistemas forestales mediante incentivos económicos, así como promover la concurrencia de recursos económicos y operativos con usuarios(as) de los servicios ambientales y partes interesadas. Lo anterior con el objeto de incorporar prácticas de buen manejo para promover la conservación, protección y uso sustentable de los ecosistemas, para fomentar la provisión de los servicios ambientales en el largo plazo, y conservar la biodiversidad.”

Forest Trends, 2008; Wunder, 2005). La condicionalidad está definida por el compromiso de conservación y, recientemente, se ha añadido a los convenios la realización de prácticas de restauración y protección de las áreas comprometidas de acuerdo con las necesidades de los ecosistemas. El monto de la transferencia depende del tipo de bosque y nivel de riesgo de cambio de uso del suelo. Los beneficiarios deben cumplir los requisitos socioeconómicos, de condición del bosque y de reinversión en buenas prácticas definidos en reglas de operación que son publicadas anualmente. La transferencia de recursos se realiza al amparo de un convenio y el cumplimiento de los acuerdos en el convenio es monitoreado por la dependencia encargada del programa (CONAFOR).

Dada la amplia experiencia en la operación del programa, se cuenta con información histórica referenciada geográficamente y bases de datos relacionadas con su operación. Existen estimaciones de impacto en la conservación y bienestar social, así como análisis de sensibilidad sobre los efectos diferenciados derivados de cambios en su operación (variantes de la transferencia) y montos de pago (Alix-Garcia et al., 2018; Sims and Alix-Garcia, 2017). El programa operaba en un área de 2.23 millones de hectáreas al cierre del año 2020; no obstante, el presupuesto de operación del PSA se ha reducido en años recientes, lo que hace suponer que dificultaría no solo su aplicación en una superficie mayor, sino el mantenimiento en la superficie actual.

El PSA es un programa reconocido por su eficiencia y gestión. Algunas evidencias documentadas sugieren un impacto positivo en conservación, formación de capital social y bienestar (Alix-Garcia et al., 2012), pero no hay una claridad en la estimación de los impactos en variables macroeconómicas como el ingreso nacional, el ahorro bruto o la recaudación fiscal. Se estima que conocer este efecto en la economía y, en particular, en los sectores vinculados directa e indirectamente, podría ser la base para actualizar el esquema de financiamiento y operación que depende mayormente de transferencias (300 millones de pesos al año) de los recursos captados por el pago de cuotas de derecho de uso de agua.

2.2. Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA)

El programa UMA inicia operaciones en el año 2000 con el objetivo de fortalecer y regular el aprovechamiento sustentable de vida silvestre. El diseño original pretendía establecer incentivos para hacer compatibles los intereses privados y públicos en favor de la conservación a través de permitir y fomentar su aprovechamiento sustentable. A lo largo de este tiempo de operación, el programa ha tenido apoyos variados y escasos, a pesar de ser muy eficiente en el logro de objetivos (Gallina et al., 2009; Gallina and Escobedo-Morales, 2009; Hernández et al., 2011).

De acuerdo con el Art. 39 de la Ley General de Vida Silvestre, las UMA son unidades de manejo para la conservación de vida silvestre, establecidas en predios e instalaciones registradas que operan de conformidad con un plan de manejo aprobado, cuyo objetivo general es la conservación de hábitat natural, poblaciones y ejemplares de especies silvestres. Entre sus objetivos específicos se encuentra la restauración, protección, mantenimiento, recuperación, reproducción, repoblación, reintroducción, investigación, rescate, resguardo, rehabilitación, exhibición, recreación, educación ambiental y aprovechamiento sustentable. Las UMA se establecen mediante la solicitud de un registro ante el organismo operador (Dirección General de Vida Silvestre) soportado por un Plan de Manejo que debe ser aprobado por tal organismo.

El instrumento tiene varios años en operación, por lo que se cuenta con información histórica sobre la localización y extensión de UMA, así como con aproximaciones del impacto en la conservación derivado del seguimiento en los planes de manejo. Los estudios disponibles son limitados, aunque coinciden en señalar que las UMA son un instrumento eficiente para la conservación en una amplia variedad de condiciones y que, adicionalmente, producen derramas en varios sectores de la economía (Retes Lopez et al., 2010; Roldán-Clarà et al., 2014; Tello-Leyva et al., 2015). Actualmente, el programa de fomento de UMA no cuenta con recursos y cuando los ha tenido han sido muy limitados. En consecuencia, un análisis del impacto del programa en diversos sectores de la economía resulta útil para fundamentar la ampliación de solicitudes presupuestales que permitan la promoción y establecimiento de UMA como instrumento de conservación y desarrollo local.

2.3. Reducción de Emisiones en el Sector Agricultura, Silvicultura y Otros Usos de la Tierra

El Programa de “Reducción de emisiones en el sector agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra” está enmarcado dentro de la “iniciativa paisajes forestales sostenibles” (IPFS). El programa busca promover la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero y aumentar el secuestro de carbono a través de la mejora de prácticas de manejo de tierras, establecimiento de agricultura climáticamente inteligente, la aplicación de estrategias REDD+ orientadas a reducir la pérdida de ecosistemas forestales y la mejora de políticas de planificación territorial.

La IPFS es de operación regional con participación multisectorial (sectores ambiental y agropecuario), de diferentes niveles de gobierno (federal y estatal) y diseñada para operarse localmente a través de esquemas participativos de planeación, operación y seguimiento. El programa tiene varias acciones identificadas para su aplicación en regiones forestales, agropecuarias y en transición, las cuales van desde apoyos condicionados hasta generación de capacidades individuales y sociales.

Sin embargo, la restauración de áreas degradadas, así como la introducción y fomento de mejores prácticas de ganadería y de sistemas agro-silvo-pastoriles representan dos componentes dentro del programa cuya evaluación resulta relevante. La entidad encargada de coordinar la operación, CONAFOR, cuenta con información suficiente sobre los costos de grupos de acciones, un programa de las áreas de atención prioritaria y los efectos esperados de la aplicación del programa. La IPFS representa un programa multisectorial, incluyente y de aplicación local que busca atender diferentes causales de emisión de gases efecto invernadero en el sector rural. Por ello, resulta de interés tener una proyección del impacto/efecto del programa en términos de conservación y de desarrollo regional (económico-social).

3. Método y Datos

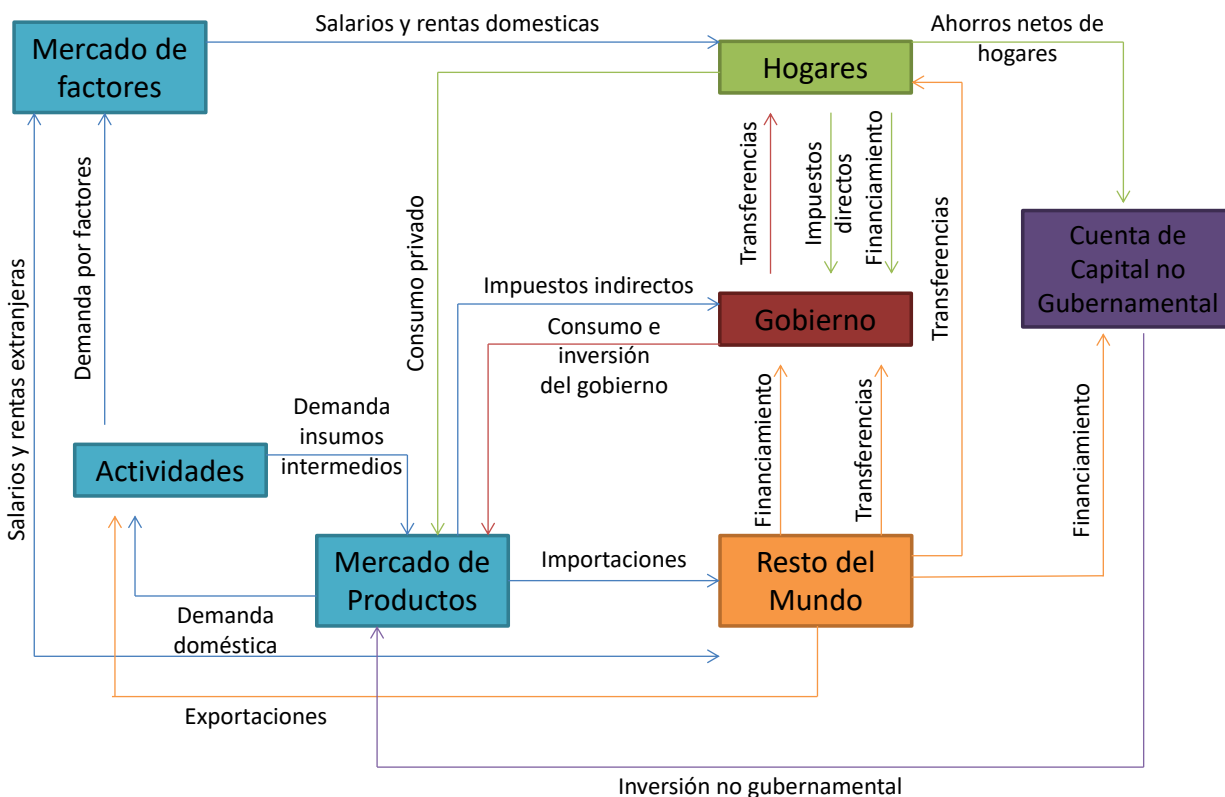
3.1. Método: IEEM

El modelo de EGC ambientalmente extendido IEEM-MEX utilizado toma como punto de partida el modelo desarrollado que se describe en Banerjee et al. (2020, 2019a, 2019b, 2016). En síntesis, IEEM-MEX tiene algunas características relativamente estándar (ver, por ejemplo, Lofgren et al., 2002; Robinson et al., 1999) y otras que lo hacen particularmente útil para evaluar los efectos de

choques relacionados con la interacción entre economía y ambiente. En lo que resta de este apartado se realiza una presentación discursiva del modelo².

La Figura 3.1 resume los principales flujos económicos que captura IEEM. Las flechas representan flujos de dinero; en general, a cada una corresponde un flujo de productos o factores de producción en dirección opuesta. Los modelos de EGC como IEEM suelen considerar el lado real de la economía, excluyendo los aspectos monetarios; en consecuencia, no consideran fenómenos tales como la inflación. En cambio, centran su atención en capturar cambios en la forma en que se asignan los recursos de la economía que se modela.

Figura 3.1. El flujo circular del ingreso en IEEM.



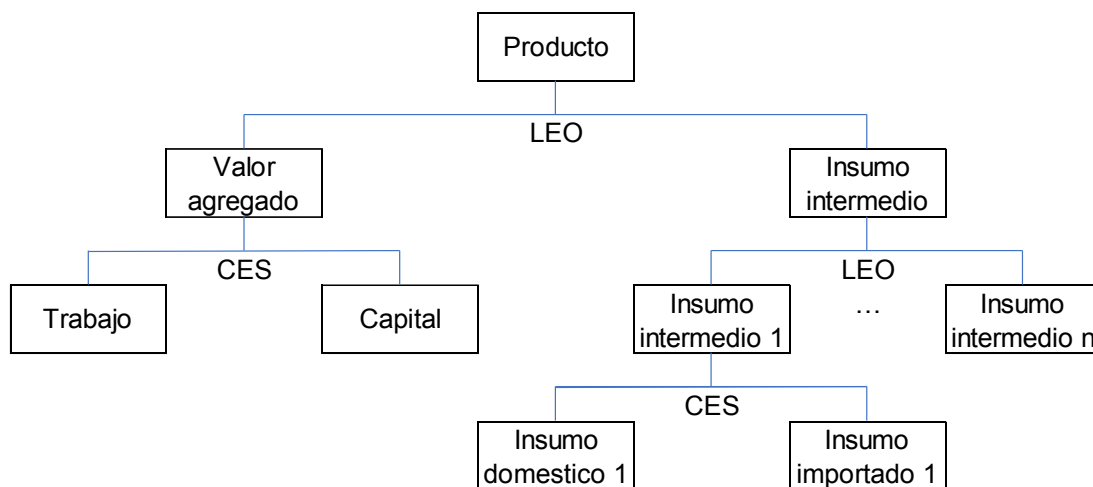
Fuente: elaboración de los autores.

Los sectores productivos están representados por actividades que maximizan sus beneficios en mercados competitivos. La tecnología de producción, en su versión más simple, se resume en la Figura 3.2. En primer lugar, se combinan valor agregado e insumos intermedios en proporciones fijas (es decir, se utiliza una función de producción tipo Leontief). El valor agregado, a su vez, se genera mediante la combinación de factores primarios de producción (trabajo, capital y, dependiendo del sector, recursos naturales).

² Para una presentación detallada de las ecuaciones y variables que conforman el modelo IEEM, ver Banerjee y Cicowicz (2020).

Por su parte, los insumos intermedios pueden provenir de la oferta nacional o del resto del mundo (importaciones; ver Fig. 3.2). Las actividades pueden producir uno o más productos en proporciones fijas. A su vez, cada producto puede ser producido por una o más actividades. La producción total de cada bien o servicio puede destinarse al mercado interno o exportarse al resto del mundo. En su versión más sofisticada, la función de producción de IEEM permite la sustitución entre insumos intermedios (e.g., las firmas pueden sustituir entre fuentes de energía) y entre insumos intermedios y factores de producción (e.g., el alimento balanceado como sustituto de la tierra en la producción ganadera).

Figura 3.2. Función de producción.



Nota: CES = elasticidad de sustitución constante, y LEO = Leontief. Fuente: elaboración de los autores.

Típicamente, IEEM identifica como sectores institucionales (o instituciones, para simplificar) a las familias/hogares, las empresas, el gobierno, y el resto del mundo (Fig. 3.1). Los hogares obtienen su ingreso de los factores productivos que poseen, como así también de las transferencias que reciben de las demás instituciones incluidas en el modelo. Los hogares destinan su ingreso a comprar los bienes y servicios que consumen, ahorrar, pagar impuestos directos y realizar transferencias a las demás instituciones.

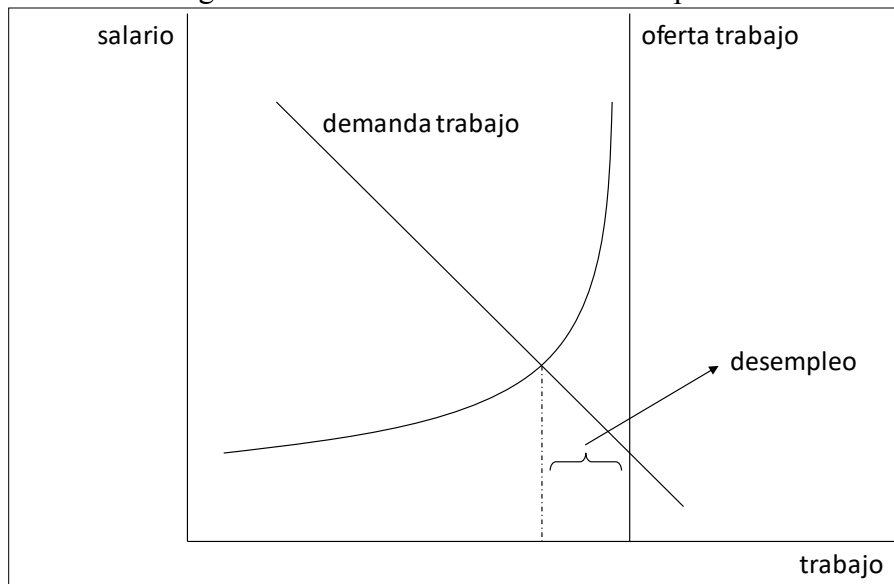
El gobierno recibe la recaudación tributaria al mismo tiempo que consume/provee bienes y servicios, realiza transferencias a los hogares y ahorra. El resto del mundo demanda exportaciones y ofrece importaciones. El modelo permite identificar ocho tipos de impuestos, a saber: al ingreso de los hogares y las empresas, a las actividades, al consumo de bienes y servicios, al valor agregado, a las exportaciones, a las importaciones, al ingreso factorial, y a la utilización de factores de producción por parte de las actividades productivas. Por su parte, los márgenes de comercialización y transporte se modelan de manera explícita, suponiendo que se necesitan los servicios correspondientes en proporciones fijas para mover un bien desde el productor hacia el consumidor.

En términos del comercio exterior, se supone que los bienes y servicios se diferencian según el país de origen (Armington, 1969). Así, puede modelarse el comercio en dos direcciones (i.e., el

mismo bien o servicio se importa y exporta simultáneamente). La combinación de productos nacionales e importados se realiza en la frontera del país modelado. Es decir, la composición nacional/importado del consumo es la misma independientemente de cuál sea el destino (consumo intermedio y/o consumo final) de los productos. El supuesto de sustitución imperfecta entre importaciones y compras nacionales se implementa con una función de Elasticidad de Sustitución Constante (CES, por sus siglas en inglés). Por el lado de la producción, se realiza un supuesto simétrico: las exportaciones son un sustituto imperfecto de las ventas al mercado interno; la transformación imperfecta se implementa mediante una función de Elasticidad de Transformación Constante (CET, por sus siglas en inglés). Además, México se modela como un país pequeño que toma como exógenos los precios internacionales de los productos que comercia con el resto del mundo.

En el mercado laboral se supone que existe desempleo generado por una curva de salarios (Fig. 3.3), que establece una relación negativa entre nivel de salarios y tasa de desempleo (ver Blanchflower y Oswald, 2005, 1994). En todos los casos, el trabajo es perfectamente móvil entre sectores. Por su parte, el capital, una vez instalado, no puede moverse entre sectores productivos.

Figura 3.3. Mercado laboral con desempleo.



Fuente: elaboración de los autores.

IEEM es dinámico recursivo; es decir, se supone que los agentes económicos son miopes por lo que sus expectativas son estacionarias. En consecuencia, los agentes económicos esperan que los precios futuros sean idénticos a los precios del período presente. Las fuentes de dinámica son cuatro: acumulación de capital, crecimiento de la fuerza laboral, crecimiento de la oferta de recursos naturales, e incrementos en la productividad factorial. Al iniciar cada período, se modifican los stocks de capital sectoriales con base en la inversión del período anterior y la depreciación. Por su parte, las dotaciones de los demás factores productivos crecen de forma exógena. La inversión y los stocks de capital de cada período se diferencian entre públicos y privados. Por tratarse de un modelo dinámico recursivo, la solución del modelo implica resolver una sucesión de equilibrios estáticos conectados por cambios en las dotaciones y productividades factoriales.

En general, el análisis de EGC no permite la obtención de resultados distributivos con suficiente nivel de desagregación. En consecuencia, IEEM se complementa con un modelo de microsimulación para estimar los efectos sobre pobreza y desigualdad. En particular, los resultados que arroja IEEM para el ingreso per cápita de cada uno de los hogares representativos que identifica la MCS se utilizan para modificar el ingreso per cápita familiar de cada uno de los hogares que registra la última encuesta de hogares disponible de México al momento de la elaboración del modelo (ver sección 3.2).

En esta aplicación de IEEM, se enfatiza el modelado del uso de la tierra a nivel de las 32 entidades federativas de México (i.e., 31 estados y Ciudad de México). En particular, se modela la evolución de la superficie (número de hectáreas), que en cada estado se dedica a los siguientes usos: agricultura, ganadería, silvicultura, y bosque natural no explotado.

3.2. Datos: Matriz de Contabilidad Social

La principal fuente de información que se emplea para la calibración de IEEM, como en cualquier otro modelo de EGC, es una MCS. La MCS de IEEM-MEX se construyó en dos etapas. En la primera etapa, se elaboró una MCS nacional para 2018 utilizando los cuadros de oferta y utilización recientemente publicados por el área de Estadística Experimental del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) y las cuentas económicas integradas también publicadas por el INEGI. En la segunda etapa, se utilizó información del Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP) de la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural de México para distribuir las producciones de los sectores agropecuarios entre entidades federativas. En particular, las actividades agropecuarias de la MCS nacional se desagregaron regionalmente empleando información estatal sobre valor de la producción³. Por su parte, la información para desagregar la producción silvícola entre estados Mexicanos se obtuvo del mapa de uso y cobertura de suelos de México (INEGI et al., 2015). La MCS se complementa con información sobre inventarios de factores obtenidos del SIAP para los sectores agropecuarios y de uso y cobertura de suelos para silvicultura y bosques naturales no explotados.

Las Figuras y Tablas que se presentan a continuación describen la estructura productiva de México. Esta información es útil para interpretar los resultados que arrojan las simulaciones de IEEM. En primer lugar, la Tabla 3.1 muestra las dimensiones de IEEM-MEX. La producción de bienes y servicios se desagrega en 27 actividades y productos. Además, las producciones de agricultura, ganadería y silvicultura se desagregan a través de las 32 entidades federativas. Así, el número de actividades productivas identificadas en IEEM-MEX asciende a 111; no todas las entidades federativas registran producción silvícola.

Tabla 3.1. Desagregación MCS en IEEM-MEX 2018.

³ Las actividades agropecuarias identificadas en los Cuadros de Oferta y Utilización (COU) 2018 son los siguientes: Cultivo de semillas oleaginosas, leguminosas y cereales; Cultivo de hortalizas; Cultivo de frutales y nueces; Cultivo en invernaderos y viveros, y floricultura; Otros cultivos; Explotación de bovinos; Explotación de porcinos; Explotación avícola; Explotación de ovinos y caprinos; y Explotación de otros animales.

Categoría	Item
<i>Sectores (actividades y productos)</i>	<i>Agricultura (4):</i> cultivos; ganadería; silvicultura; pesca <i>Industria (18)</i> <i>Minería (3): petróleo y gas; carbón mineral; otra minería</i> <i>Manufacturas (11):</i> alimentos; textiles; madera y papel; refinados de petróleo; química; plástico y caucho; productos minerales no metálicos; metales; maquinaria y equipo; vehículos; otras manufacturas <i>Otras Industrias (4):</i> electricidad; agua; gas; construcción <i>Servicios (5):</i> comercio; transporte; hoteles y restaurantes; administración pública; otros servicios
<i>Márgenes de Distribución</i>	productos nacionales importaciones exportaciones
<i>Factores</i>	trabajo (4) capital privado capital gobierno recursos naturales: tierra (cultivos, ganadería y silvicultura), pesca, extractivos (3)
<i>Instituciones</i>	hogares (18) empresas gobierno resto del mundo
<i>Impuestos y Subsidios</i>	impuestos y subsidios actividades aranceles importaciones impuestos IVA impuestos y subsidios productos impuestos ingreso
<i>Inversión</i>	inversión privada inversión gobierno variación de inventarios

*Las cuentas de capital institucional son para las entidades no gubernamentales nacionales (agregado de hogares, ISFLSH, empresas), el gobierno, el resto del mundo y la institución financiera. Fuente: elaboración de los autores.

La Figura 3.4 muestra la estructura productiva de México tal como aparece capturada en la MCS y usada para calibrar IEEM. En particular, muestra la participación sectorial en valor agregado, empleo, importaciones y exportaciones. Para ahorrar espacio, la información identifica 12 actividades y productos. Sin embargo, las simulaciones de la siguiente sección se realizan empleando todas las actividades y productos que aparecen en la Tabla 3.1. En conjunto, las actividades agrícolas representan 11.6 % del empleo, pero solo 3.3 % del valor agregado. En cambio, el sector de comercio representa 18.7 % del empleo y 19.8 % del valor agregado.

La Figura 3.5 muestra la intensidad exportadora e importadora de cada producto. Las manufacturas de origen industrial son los productos más orientados al comercio internacional. Por ejemplo, 76.0 y 73.6 % de la producción de maquinaria y equipo y vehículos, respectivamente, se exporta al resto

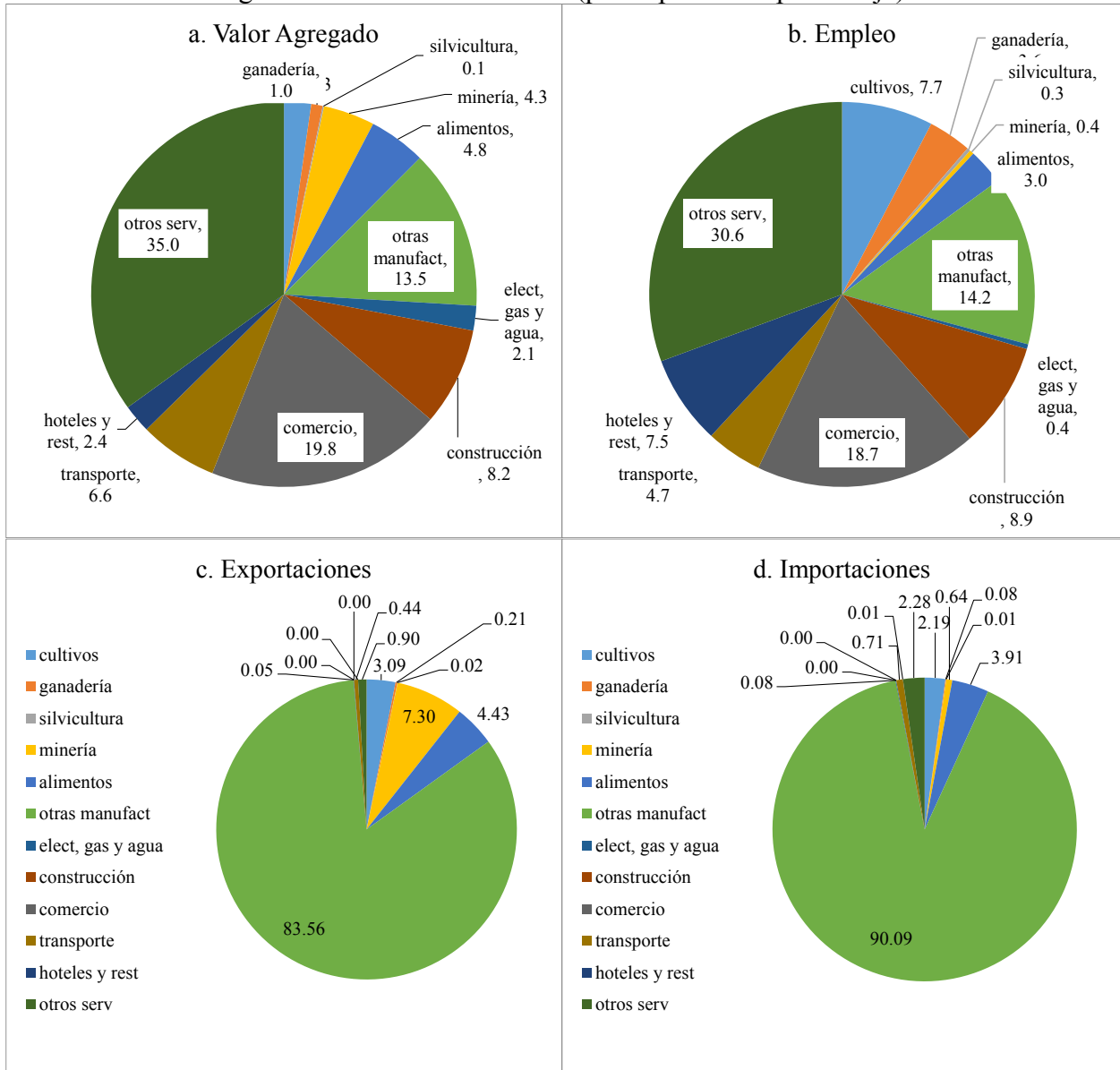
del mundo. Además, 81.7 % de la demanda de maquinaria y equipo se cubre con importaciones. Los sectores más intensivos en el uso del capital natural, específicamente agricultura, ganadería y minería, muestran diferencias en su orientación hacia el mercado interno vs. externo. En el caso de los sectores agropecuarios, el principal destino de la producción es el mercado interno. Más precisamente, el 23.6 % de la producción agrícola se exporta al resto del mundo al mismo tiempo que 26.9 % de su demanda se cubre con importaciones. En cambio, más del 57 % de la producción de petróleo y gas se exporta al resto del mundo.

La Figura 3.6 muestra la composición factorial del valor agregado sectorial. Es interesante mencionar que la producción agrícola es relativamente intensiva en el uso del factor de trabajo constituyendo el 66.6 % del valor agregado sectorial. En cambio, el factor de trabajo se lleva 40.4 % del valor agregado de la producción ganadera. En ambos sectores, el resto del valor agregado se distribuye en partes similares entre capital físico y capital natural. La intensidad de uso factorial es un determinante importante de los resultados que generan los escenarios contrafácticos que simulamos en la siguiente sección.

La Figura 3.7 muestra el destino de las producciones sectoriales. Los sectores de ganadería, silvicultura y minería destinan proporciones relativamente grandes de su producción al consumo intermedio de otros sectores productivos. Es decir, tienen encadenamientos productivos hacia adelante relativamente grandes. En cambio, la producción agrícola solo destina 39.6 % de su producción al consumo intermedio de otros sectores productivos. Por su parte, la construcción destina 89.5 % de su producción a la inversión. En consecuencia, un abaratamiento de los servicios de construcción tendrá un impacto positivo sobre la inversión.

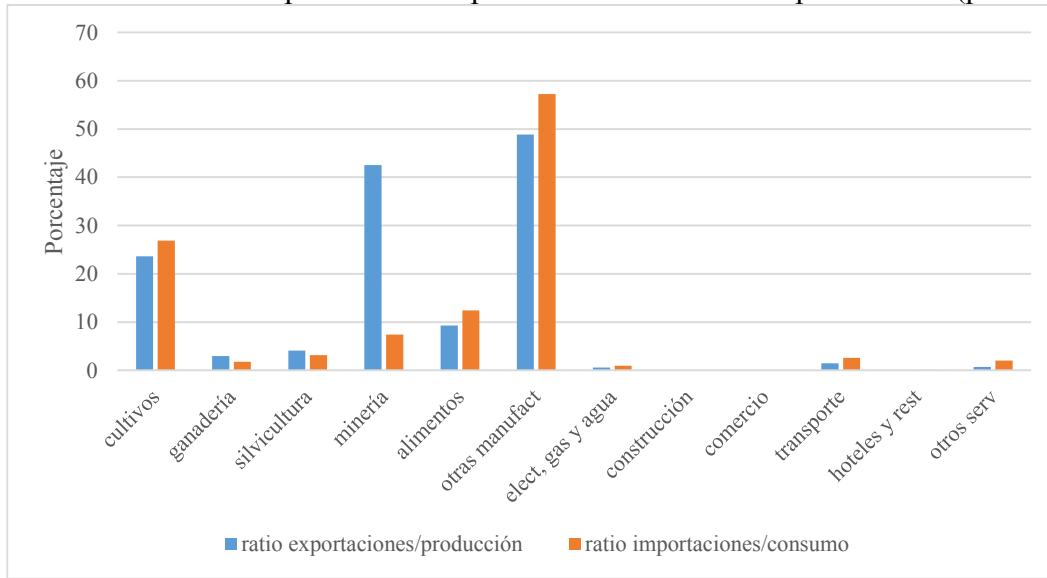
La Figura 3.8 muestra (panel a) la proporción de las emisiones totales que genera cada uno de los usuarios de productos energéticos y (panel b) la proporción de las emisiones totales que genera cada uno de los productos energéticos. Los hogares, la actividad de transporte y la producción de manufacturas en su conjunto son fuentes importantes de emisiones de CO₂. Por su parte, los refinados de petróleo son los productos que explican la mayor parte de las emisiones de CO₂.

Figura 3.4. Estructura sectorial (participación en porcentaje).



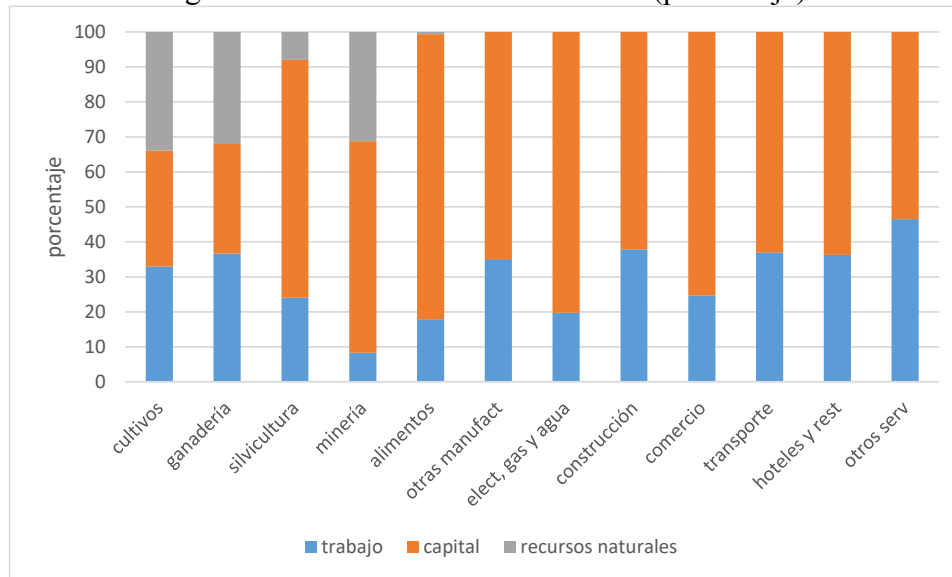
Fuente: Base de datos de IEEM+ESM. Elaboración de los autores.

Figura 3.5. Orientación exportadora e importadora de los sectores productivos (porcentaje).



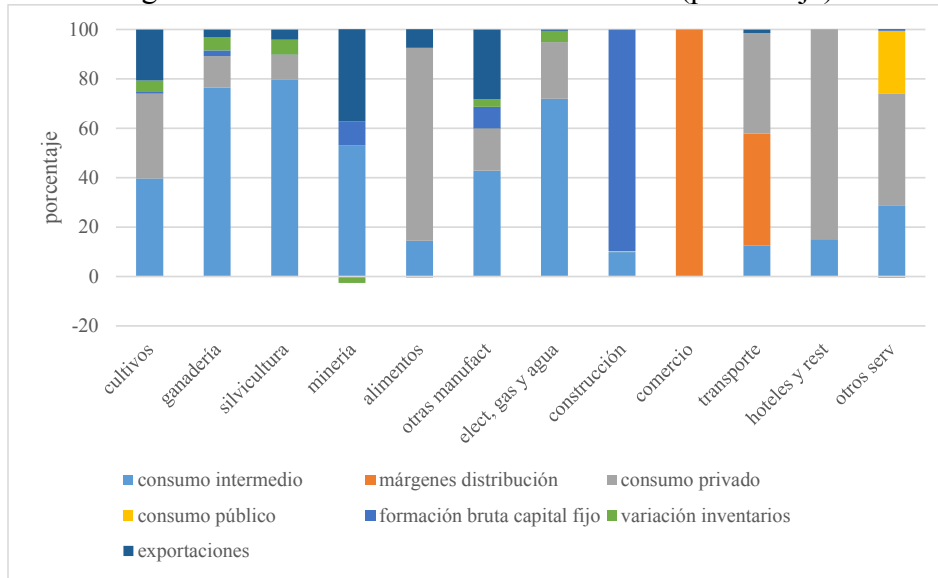
Fuente: Base de datos de IEEM+ESM. Elaboración de los autores.

Figura 3.6. Intensidad de uso factorial (porcentaje).



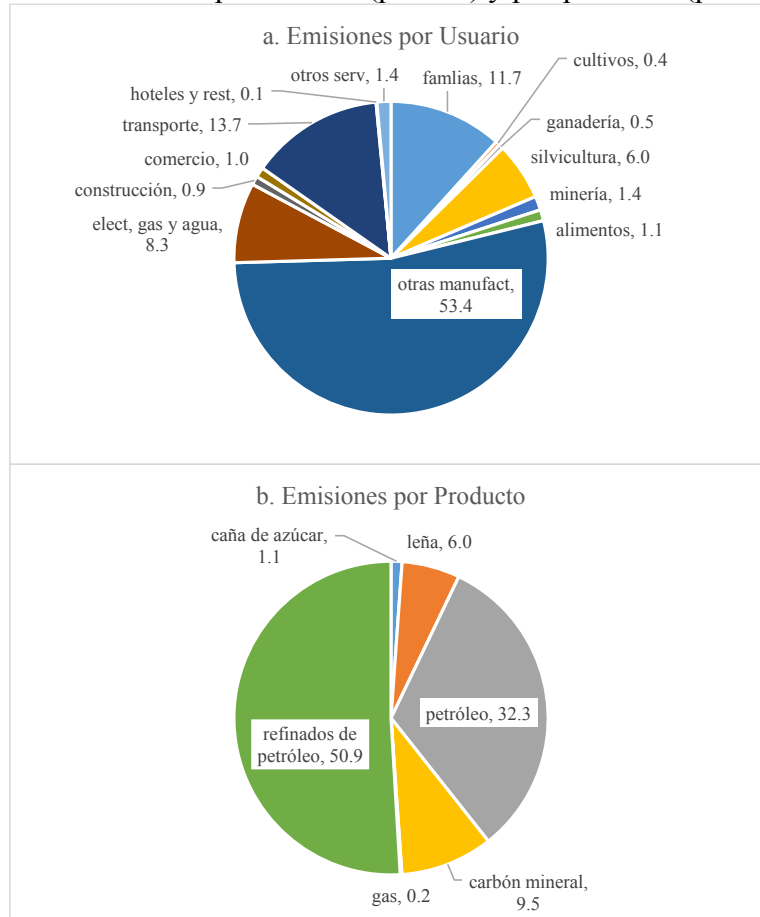
Fuente: Base de datos de IEEM+ESM. Elaboración de los autores.

Figura 3.7. Estructura de demanda sectorial (porcentaje).



Fuente: Base de datos de IEEM+ESM. Elaboración de los autores.

Figura 3.8. Emisiones de CO₂ por usuario (panel a) y por producto (panel b; porcentaje).



Fuente: Base de datos de IEEM+ESM. Elaboración de los autores.

3.3. Datos: Elasticidades

La calibración de IEEM requiere de elasticidades de oferta y demanda que se obtuvieron de una revisión de la literatura (Aguiar et al., 2019; Muhammad et al., 2011; Sadoulet y de Janvry, 1995). En particular, se hacen los siguientes supuestos: para la sustitución entre factores de producción, se utilizan valores relativamente bajos para actividades que emplean recursos naturales (0.2-0.25) y más altos para el resto de las actividades (0.95). Para las elasticidades vinculadas al comercio internacional (i.e., elasticidades de sustitución entre compras nacionales e importaciones y elasticidades de transformación entre ventas nacionales y exportaciones), se utiliza 2 para productos agrícolas y mineros, 1.5 para manufacturas y 0.9 para otras industrias y servicios. Para las elasticidades-gasto, los valores varían entre 0.646 para alimentos y 1.378 para recreación.

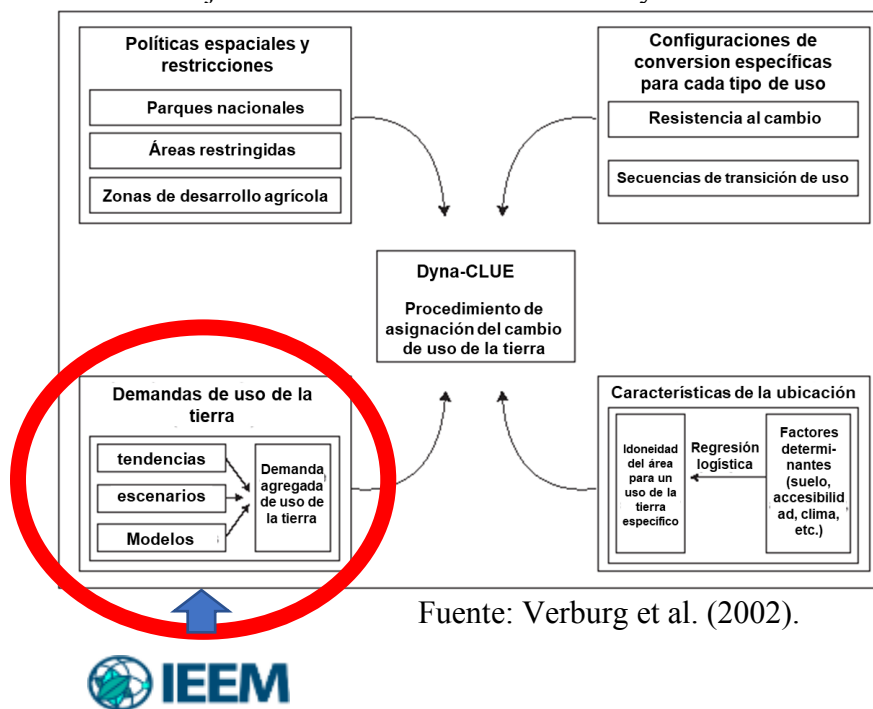
3.4. Modelo de Uso y Cobertura de Suelos

El modelado de uso y cobertura de suelos es el puente entre IEEM y el modelado espacial de servicios ecosistémicos. Se utiliza el marco de modelado CLUE (Conversion of Land Use and its Effects; Verburg et al., 2008, 1999; Verburg and Overmars, 2009a) para asignar espacialmente el cambio en uso del suelo y cobertura, utilizando relaciones empíricas entre el uso de la tierra y factores de ubicación, en combinación con el modelado dinámico de la competencia entre los tipos de uso de la tierra. CLUE se encuentra entre los modelos de uso y cobertura de suelos más utilizados y se ha aplicado a diferentes escalas alrededor del mundo.

La versión de la familia de modelos CLUE que se utiliza es el modelo Dynamic CLUE (Dyna-CLUE), que es apropiado para extensiones regionales más pequeñas en comparación con modelos globales (Veldkamp y Verburg, 2004; Verburg et al., 2021, 2002; Verburg y Overmars, 2009b). La demanda por tierra de IEEM se asigna espacialmente a través de una rejilla con el modelo de uso y cobertura de suelos para generar proyecciones de uso y cobertura de suelos en base a los resultados que generan los distintos escenarios que inicialmente se simulan con IEEM. Estos mapas son la principal variable de cambio utilizada en el modelado de servicios ecosistémicos mientras que la mayoría de los demás parámetros se mantienen constantes.

El modelo Dyna-CLUE se subdivide en dos módulos distintos: un módulo de demanda no espacial y un procedimiento de asignación espacialmente explícito. El módulo no espacial calcula el cambio de área para todos los tipos de uso del suelo a nivel agregado. En el flujo de trabajo IEEM+ESM, esta demanda es un insumo derivado de IEEM o de la propia definición de los escenarios. Dentro del segundo módulo de Dyna-CLUE, estas demandas se transforman en cambios de uso de suelos en diferentes lugares del país mediante un sistema basado en el formato ráster. La Figura 3.9 proporciona una descripción general de la información requerida por Dyna-CLUE. Esta información se subdivide en cuatro categorías que juntas crean un conjunto de condiciones y posibilidades para las cuales el modelo calcula la mejor solución en un procedimiento iterativo.

Figura 3.9. Resumen del flujo de información en el modelo Dyna-CLUE.



Los resultados del módulo de demanda especifican anualmente el área cubierta por los diferentes tipos de uso de suelo, que es un insumo directo para el módulo de asignación. IEEM genera las demandas anuales de áreas forestales, agroforestales, de cultivo y de pastoreo (y/u otras clases de uso y cobertura de suelos, según la aplicación específica). Esta demanda se asigna en base a una combinación de estimaciones empíricas, análisis espaciales y modelos dinámicos. En un paso intermedio a la asignación de la demanda por tierra, Dyna-CLUE calcula mapas de aptitud para cada tipo de uso de suelo que reflejan la probabilidad de que ocurra cada clase de uso de suelo para cada píxel. Este análisis de aptitud se realiza como una regresión binomial logit para cada uso de suelo y conjunto de variables explicativas biofísicas y socioeconómicas (Verburg et al., 2021).

3.5. Modelado de Servicios Ecosistémicos

En este estudio se utilizó el conjunto de modelos de servicios ecosistémicos de la plataforma Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST, por sus siglas en inglés; Sharp et al., 2020). Los modelos InVEST son de código abierto, están bien documentados y son utilizados mundialmente para el modelado de servicios ecosistémicos. InVEST combina mapas de uso y cobertura de suelos e información biofísica para calcular servicios ecosistémicos. En este estudio, se parametrizaron 4 modelos de servicios ecosistémicos: el modelo de mitigación de erosión (Sediment Delivery Ratio Model); el modelo de almacenamiento de carbono (Carbon Storage Model); el modelo de regulación de agua (Annual Water Yield Model); y el modelo de purificación y calidad de agua (Nutrient Delivery Ratio Model).

La principal variable de cambio en el modelado de servicios ecosistémicos son las proyecciones de uso y cobertura de suelos basadas en los escenarios generados con IEEM y Dyna-CLUE. Se utilizan nuevos mapas de uso y cobertura de suelos para cada escenario y período de tiempo en la ejecución de cada uno de los 4 modelos InVEST. Los cambios en el flujo de servicios

ecosistémicos impulsados por escenarios en un año determinado se calculan como diferencias entre los servicios ecosistémicos en el escenario para el año t y para el escenario base para ese mismo año. En el caso de este estudio, los resultados se resumieron como una diferencia porcentual con respecto a la base por estado mexicano para facilitar la interpretación y el análisis.

3.6. Integración e Interacción de Modelos: el Flujo de Trabajo Dinámico IEEM+ESM

En el flujo de trabajo básico de IEEM+ESM, los escenarios se implementan en IEEM y se generan resultados en términos de impactos sobre los indicadores económicos. Como se describió anteriormente, IEEM genera una proyección de demanda por tierra que se asigna espacialmente con el modelo de Dyna-CLUE. El resultado son mapas de uso y cobertura modelados para cada año. Los modelos de servicios ecosistémicos se ejecutan con los mapas de uso y cobertura de suelos generados para el año inicial y el año final de cada escenario. La diferencia entre la oferta de servicios ecosistémicos en cada escenario y el escenario base en el período final proporciona el impacto del escenario sobre el flujo de servicios ecosistémicos. Esta información por sí sola es valiosa para arrojar luz sobre la interrelación entre los aspectos económicos, ambientales y sociales.

Sin embargo, el flujo de trabajo básico de IEEM+ESM no genera valores económicos para los servicios ecosistémicos de regulación. Si bien es posible estimar el valor económico de los cambios en los flujos de servicios ecosistémicos a lo largo del período analítico utilizando valores obtenidos a partir de estudios de valorización, la transferencia de beneficios y otros métodos económicos ambientales, este estudio se ha centrado en el desarrollo de métodos que mantienen la consistencia con las Cuentas Nacionales del país, lo que ha resultado en el enfoque iterativo IEEM+ESM con retroalimentaciones endógenas y dinámicas entre el capital natural, los servicios ecosistémicos y el sistema económico (Banerjee et al., 2020; Banerjee et al., 2019a; Banerjee et al., 2020b).

Este enfoque dinámico tiene dos características importantes que lo hacen vanguardista en la literatura analítica integrada económico-ambiental: (i) al tener en cuenta los cambios en los flujos de servicios ecosistémicos a lo largo del período analítico, los agentes en IEEM ajustan su comportamiento de acuerdo con estos cambios en los flujos de servicios ecosistémicos y; (ii) el valor marginal de los servicios ecosistémicos se calcula endógenamente en el marco IEEM+ESM.

El punto (i) es importante si se espera que los cambios en los flujos de servicios ecosistémicos tengan un impacto en las decisiones que toman productores y consumidores. El resultado práctico del punto (ii) es que no se toman decisiones a priori sobre el valor y contribución económica de los servicios ecosistémicos. El enfoque aquí utilizado es totalmente coherente con el Sistema de Cuentas Nacionales de un país, ya que no se introduce ningún valor estimado fuera del sistema de modelación.

En este estudio se implementó el enfoque dinámico IEEM+ESM para el escenario COMBI*, descrito más abajo, que integra todos los elementos de los programas considerados en este estudio. La mecánica de este enfoque involucra la ejecución de los tres modelos- IEEM, Dyna-CLUE y el modelo de servicios ecosistémicos en secuencia y de forma iterativa en periodos de 5 años en el caso de este estudio. El primer paso en el flujo de trabajo de IEEM+ESM dinámico es generar una proyección de referencia para el último año del primer período de 5 años. IEEM arroja resultados para el primer período en términos de impactos sobre indicadores económicos, capital natural y demanda por tierra. Las estimaciones proyectadas de la demanda por tierra para el primer período

se asignan espacialmente con Dyna-CLUE y se produce un mapa de uso y cobertura de suelos para el comienzo del período t y para el final del período $t+5$, por ejemplo.

En este estudio, se implementa el modelo InVEST de mitigación de erosión en este marco dinámico. Este modelo se ejecuta para el período t y $t+5$ en función de los mapas uso y cobertura de suelos para el escenario base y los escenarios generados en el paso anterior. El modelo de erosión calcula la pérdida de suelo por píxel en todo el país (toneladas/píxel). El impacto del escenario sobre el flujo de servicios ecosistémicos se calcula como la diferencia entre el mapa de erosión del escenario en el año $t+5$ y el mapa de erosión de la base en el año $t+5$ usando una calculadora ráster en un paquete de software de Sistemas de Información Geográfica (SIG). Dado que los impactos de servicios ecosistémicos se calculan sobre una base de 5 años, el cambio en servicios ecosistémicos en los años intermedios a los 5 años se calcula mediante una interpolación lineal simple.

Para vincular el cambio en servicios ecosistémicos con la economía, se calcula un shock económico para representar el cambio en el flujo de servicios ecosistémicos. Se supone que la magnitud del shock aumenta gradualmente durante cada período de 5 años hasta alcanzar su magnitud entera en el quinto año. Estas iteraciones entre IEEM, Dyna-CLUE y el modelo ES continúan en periodos de 5 años hasta el final del período analítico (2035 en este caso).

Los cambios en la oferta de servicios ecosistémicos afectan la economía a través de varios mecanismos. Algunos impactos de los servicios ecosistémicos se determinan en IEEM sin ninguna modelación espacial. Esto se aplica especialmente a la mayoría de los servicios ecosistémicos de provisión para los que existen precios de mercado. Siguiendo la Clasificación Internacional Común de Servicios Ecosistémicos (Agencia Europea de Medio Ambiente, 2018; Haines-Young y Potschin, 2012), estos servicios ecosistémicos incluyen: alimentos, agua potable suministrada por una empresa de servicios públicos, fibra/biomasa y extractos minerales y no minerales del subsuelo, entre otros. Algunos valores de servicios ecosistémicos culturales también se estiman a través de una implementación estándar de IEEM, específicamente aquellos relacionados con el turismo y los valores recreativos (Banerjee et al., 2018).

Los servicios ecosistémicos más complejos de integrar en un marco analítico macroeconómico son los relacionados con la regulación y el mantenimiento, tanto abióticos como bióticos (European Environment Agency, 2018b; Haines-Young and Potschin, 2012a). Estos servicios ecosistémicos incluyen: regulación de agua que incluye el control de inundaciones y protección costera, regulación de procesos de suelos, protección contra vientos e incendios, regulación del clima y la calidad del aire, control de plagas y enfermedades y la actividad de los polinizadores. Para integrar estos servicios, una vez identificado el servicio ecosistémico de interés, se debe establecer una vía de transmisión cuantitativa a la economía. Por ejemplo, y en el caso de este estudio, el aumento en la erosión de los suelos reduce la productividad agrícola (Borrelli et al., 2017; Panagos et al., 2018, 2015; Pimentel, 2006; Pimentel et al., 1995). El aumento en la erosión de suelos y la escorrentía de nutrientes afectan la calidad del agua, lo que puede tener implicaciones sobre los costos del tratamiento del agua, la salud humana y los valores de turismo (Aguilera et al., 2018; Banerjee et al., en preparación; Banerjee et al., 2019; Keeler et al., 2012; O'Neil et al., 2012; Paerl y Huisman, 2008; STAC, 2013).

En este estudio se estima el impacto de los cambios en la erosión sobre la productividad agrícola con base en una revisión de la literatura (Borrelli et al., 2017; Panagos et al., 2018; Pimentel, 2006; Pimentel et al., 1995b). Se establece un umbral a partir del cual se considera que la erosión tiene un efecto importante sobre la productividad agrícola. Este umbral se fija en un nivel de erosión superior a 11 toneladas/ha/año. En la implementación de este abordaje, se identifica el área por estado que exhibe una erosión mayor a 11 toneladas/ha/año en primera instancia (usando estadísticas zonales y la calculadora ráster en un paquete de software GIS), tanto para la base como para cada escenario. Si el área de erosión superior a 11 toneladas/ha/año es mayor en un determinado escenario en comparación con el escenario base, esto indica que la erosión ha aumentado como resultado de las políticas implementadas. Si el área de erosión superior a 11 ton/ha es menor en un determinado escenario en comparación con el escenario base, esto indica que la erosión ha disminuido como resultado de las políticas implementadas.

Así, siguiendo a Panagos et al. (2018) y la revisión de literatura, la presencia de erosión mayor a 11 ton/ha/año se vincula con una reducción en la productividad agrícola del 8%. Para crear una retroalimentación dinámica entre cambios en erosión e IEEM, se aplica la siguiente ecuación tanto para el escenario base como para los demás escenarios:

$$LPL_{rg} = \frac{SER_{rg}}{TAA_{rg}} \cdot 0.08 \quad \text{ecuación 1}$$

Donde:

- LPL_{rg} es la pérdida de productividad de la tierra por subíndice rg región de México;
- SER_{rg} es la superficie de tierras agrícolas (hectáreas) que está sujeta a erosión mayor a 11 t/ha/año en cada región.
- TAA_{rg} es el área agrícola total, tanto agrícola como ganadera, por región y;
- 0.08 es el shock de productividad agrícola.

Se implementa este shock de productividad agrícola en IEEM y se realizan corridas iterativas de los tres modelos de la manera descrita anteriormente.

4. Escenarios, Resultados y Análisis

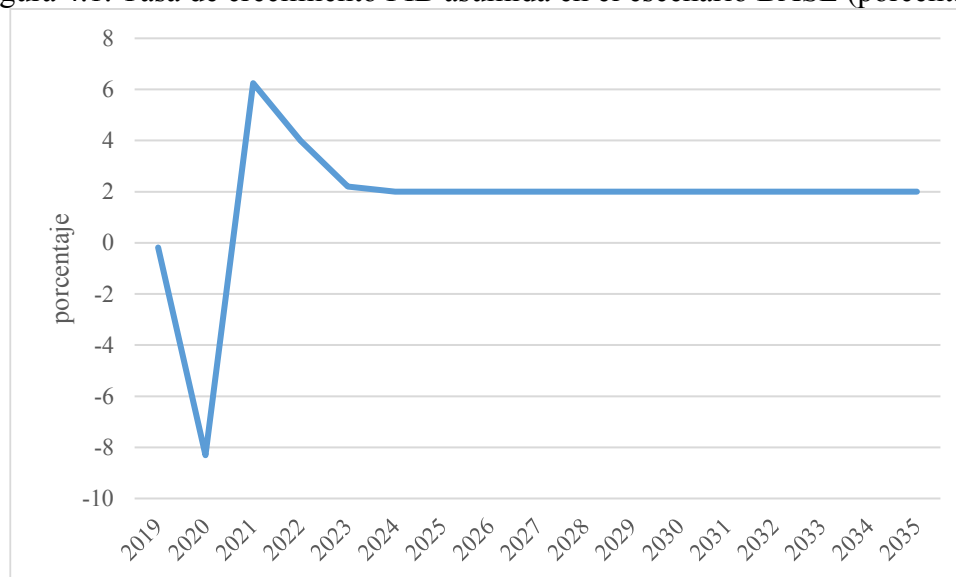
En primer lugar, IEEM-MEX se utiliza para simular un escenario base que servirá de referencia para comparar con los demás escenarios en los que se introducen cambios vinculados con distintas estrategias de uso sostenible y conservación. Así, el escenario base se simula bajo el supuesto de que la economía de México evolucionará sin sobresaltos entre 2022 y 2035. En otras palabras, se trata de un escenario de “situación habitual”. Posteriormente, en los escenarios de conservación, se introducen cambios exógenos en las áreas destinadas a conservación y en las transferencias (condicionadas) que reciben los propietarios de la tierra.

4.1. Escenario Base

En el escenario base (BASE) se impone la trayectoria para la tasa de crecimiento del Producto Interno Bruto (PIB) mostrada en la Figura 4.1. En el período 2018-2021, IEEM-MEX replica la evolución observada de la economía mexicana. En particular, se utilizan tasas observadas de crecimiento del PIB para la generación del escenario base durante este período. Luego, para el período 2022-2035, se utilizan proyecciones del World Economic Outlook (IMF, 2021) como

principal fuente de información para proyectar la evolución de la economía mexicana. La tasa de crecimiento del PIB se impone mediante cambios endógenos en la productividad total de los factores⁴. En consecuencia, e implícitamente, los efectos de la pandemia de COVID-19 se modelen como una caída de la productividad total de factores.

Figura 4.1. Tasa de crecimiento PIB asumida en el escenario BASE (porcentaje).

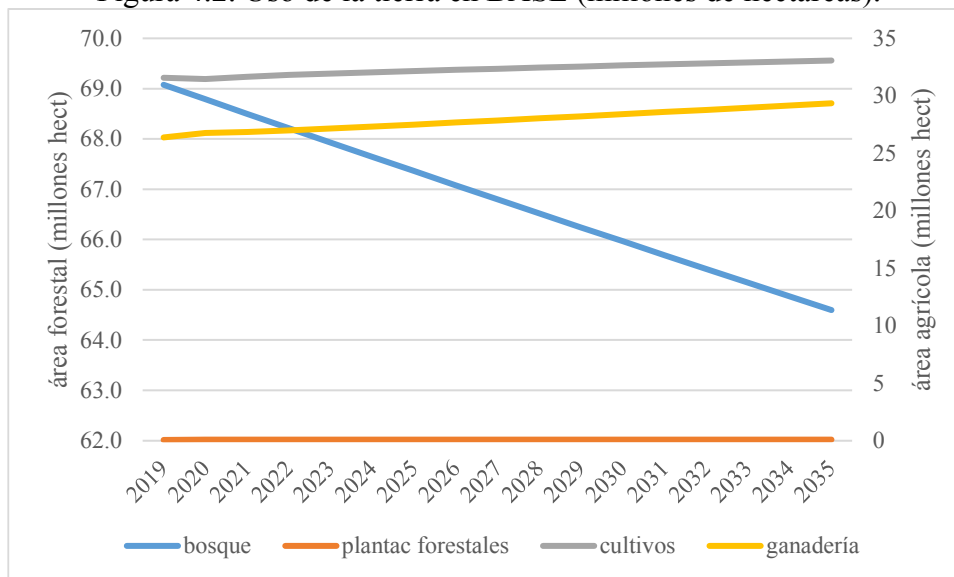


Fuente: INEGI y FMI (2021).

El escenario base impone una tasa de deforestación anual de 0.3 % calculada a partir del número de hectáreas deforestadas (212,070 hectáreas), en promedio, para el período 2008-2018 de acuerdo a los datos disponibles en la CONAFOR (CONAFOR, 2021). Además, se supone que las hectáreas deforestadas pasan a emplearse en agricultura (i.e., agricultura y/o ganadería; no modelamos de forma explícita la deforestación para la creación de nuevos espacios urbanos). Es decir, existe una relación entre la deforestación y la oferta de tierra disponible para actividades agropecuarias. A su vez, la distribución de la tierra entre agricultura y ganadería es endógena y responde a rentabilidades relativas. Es decir, ceteris paribus, un incremento de la rentabilidad relativa de la agricultura tendrá como consecuencia un cambio en el uso de la tierra desde la ganadería hacia la agricultura. Sin embargo, IEEM supone que la movilidad de la tierra entre distintos usos es imperfecta. La Figura 4.2 muestra los cambios en el uso de la tierra para el período 2018-2035; estos cambios son resultado del propio diseño de los escenarios y el movimiento endógeno de la tierra entre usos de agrícolas y ganaderos.

⁴ En los demás escenarios, la tasa de crecimiento del PIB es siempre endógena.

Figura 4.2. Uso de la tierra en BASE (millones de hectáreas).



Fuente: Base de datos de IEEM+ESM. Elaboración de los autores.

4.2. Escenarios de Uso Sostenible y Conservación

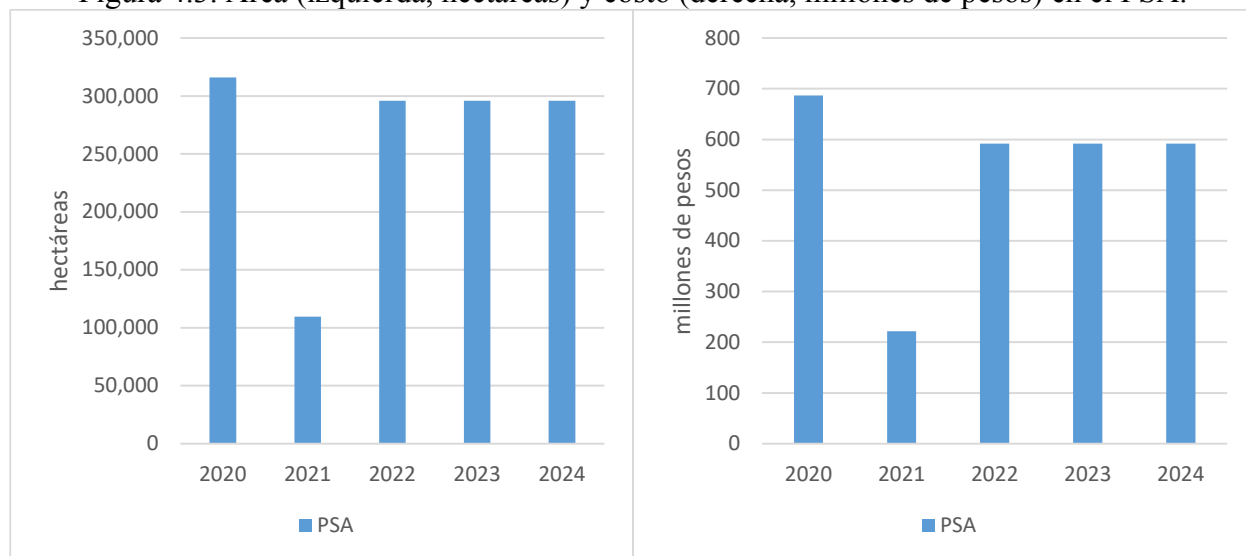
La información que se utiliza para definir los escenarios de conservación abarca el período 2020-2024. Por lo tanto, para el período 2025-2035 se hace el supuesto que no se produce ningún cambio adicional.

PSA. En este escenario, se simula el programa de PSA. El escenario supone que cada hectárea que recibe PSA evita la deforestación de 50% de una hectárea. La caída de la deforestación se traduce en un incremento del área forestal neta respecto de la base. Además, se supone que la reducción de la deforestación por la implementación de PSA no se realiza a costa de disminuir las áreas destinadas a actividades agropecuarias. En otras palabras, el número de hectáreas destinadas a agricultura y ganadería no se modifica respecto de la base. En total, para el período 2020-2024, reciben PSA 1,300,348 hectáreas distribuidas en las 32 entidades federativas de México (Figura 4.3).

Las transferencias asociadas a los PSA llegan a los propietarios por parte del gobierno y se financian mediante una reasignación del gasto público. Por ejemplo, se supone que el gobierno logra aumentos de eficiencia en el gasto público que le permiten financiar dichas transferencias sin incrementos de impuestos u otras fuentes de financiamiento. En este escenario, la productividad agropecuaria se mantiene sin cambios.

El escenario PSA se financia con fondos del gobierno federal y los gobiernos estatales y municipales y fondos privados. La Figura 4.3 muestra el monto de las transferencias vinculadas a los PSA y el número de hectáreas que, cada año, se suman al programa de PSA. En promedio para 2020-2024, el costo del programa es equivalente a 0.001 % de PIB del escenario base. Además, al no verse impactado el número de hectáreas disponibles para la producción agrícola, se espera que IEEM no registre cambios directos importantes en los escenarios PSA sobre la esfera productiva de la economía. Sin embargo, sí se espera un incremento y mejora del stock de capital natural.

Figura 4.3. Área (izquierda, hectáreas) y costo (derecha, millones de pesos) en el PSA.



Fuente: Elaboración de los autores con base en información de CONAFOR.

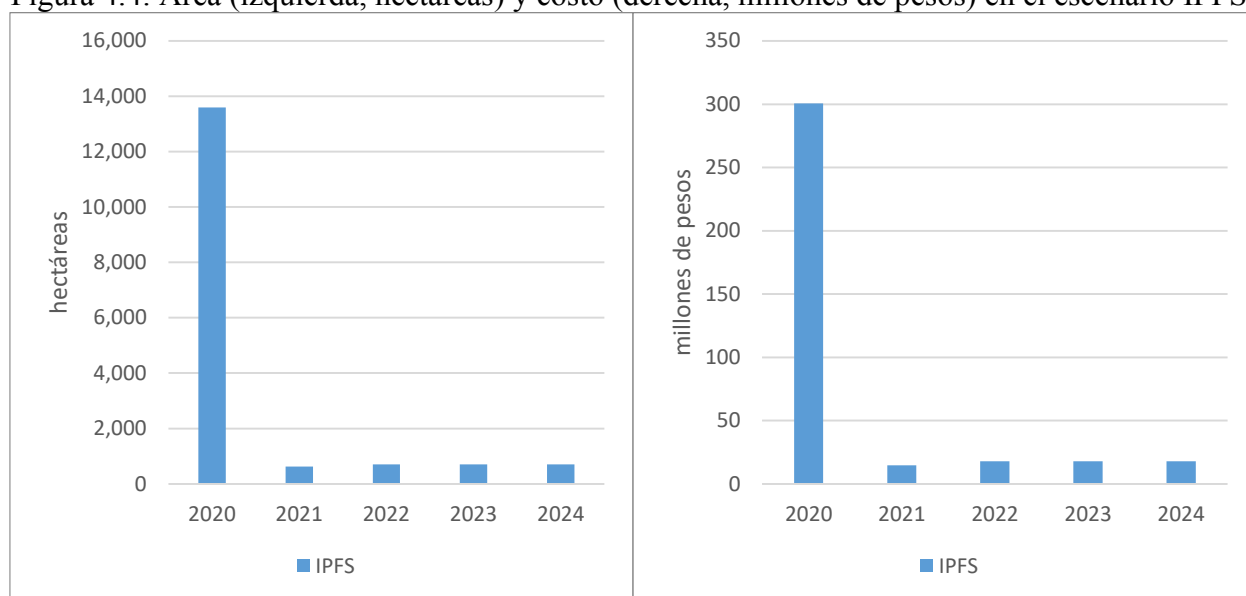
IPFS. En este escenario, se busca aproximar el programa de “reducción de emisiones en el sector agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra” que está enmarcado dentro de la iniciativa de paisajes forestales sostenibles (IPFS). Para ello, con base en información de CONAFOR, se simula un incremento de las hectáreas destinadas a restauración y sistemas silvopastoriles durante el período 2020-2024. Nuevamente, el programa se financia mediante la reasignación del gasto público combinada con un aumento de la productividad laboral en la provisión de bienes y servicios públicos.

Las áreas destinadas a restauración corresponden a áreas degradadas que, en términos de IEEM, se transforman en áreas forestales que no son explotadas comercialmente. Por su parte, las áreas destinadas a sistemas silvopastoriles suponen un incremento de la productividad total de los factores en la producción ganadera. Más específicamente, con base en la evidencia empírica de programas similares, se supone, de manera conservadora, que la productividad total de factores de la ganadería con sistemas silvopastoriles es 50 % más elevada que la productividad total de factores de la ganadería con sistemas tradicionales (Chará et al., 2019).

Sin embargo, cabe aclarar que, para todo el período, solo se simula la introducción de 44,600 hectáreas con sistemas silvopastoriles. En otros términos, estas nuevas áreas con sistemas silvopastoriles solo representan 0.11 % del total del área destinada a ganadería en 2020 en los estados de Chihuahua y Durango. Además, los resultados serían diferentes si las áreas restauradas pasaran a emplearse para fines comerciales como el manejo forestal sostenible, por ejemplo.

El panel izquierdo de la Figura 4.4 muestra las hectáreas consideradas en cada componente del escenario IPFS. El panel derecho de la Figura 4.4 muestra el costo del escenario.

Figura 4.4: Área (izquierda, hectáreas) y costo (derecha, millones de pesos) en el escenario IPFS.

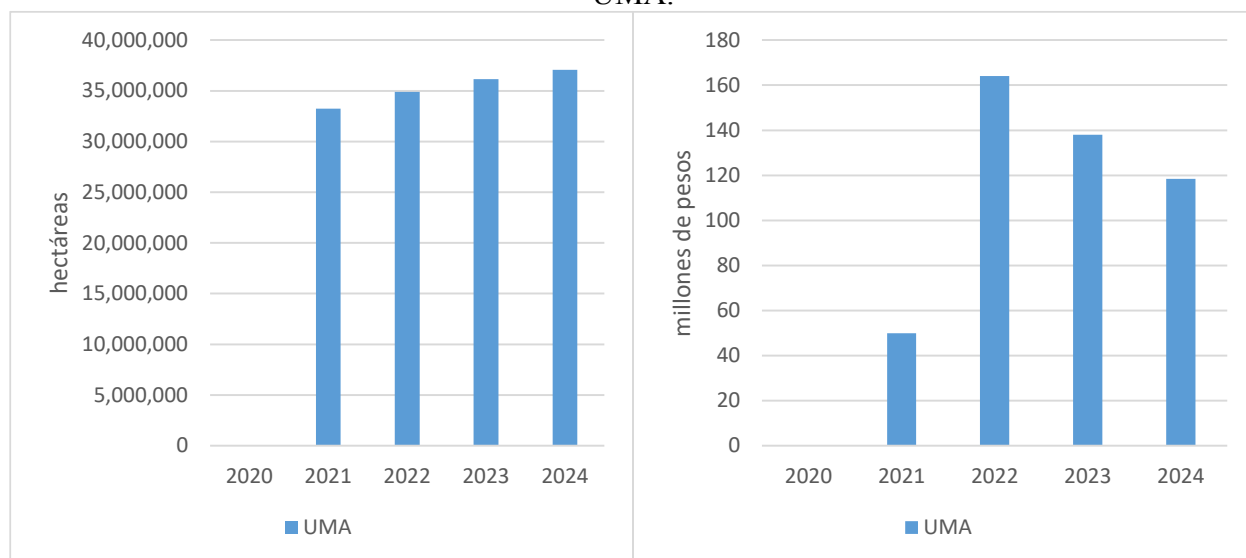


Fuente: Elaboración de los autores.

UMA: En este escenario, nombrado UMA, se establece un total de 37,085,854 ha de UMA. Las evaluaciones disponibles sugieren que, en una proporción importante, las UMA se aprovechan comercialmente (CONABIO, 2017). Sin embargo, en este escenario solo se introduce los impactos esperados a partir de un aprovechamiento de las actividades de caza dentro de las UMA.

En particular, con base en las proyecciones reportadas por Retes Lopez et al. (2010), se estima que cada hectárea de UMA con fines cinegéticos genera un ingreso de 57.5 pesos por año. Este ingreso adicional se aplica a 25% de las nuevas áreas que obtienen el permiso de UMA cada año. Las hectáreas con UMA en el período 2021-2024 se muestran en la Figura 4.5; en la simulación, solo se consideran los cambios en cada período respecto del período anterior. En este sentido, el escenario supone que la implementación de UMA comienza en el año 2021 y el crecimiento anual de la superficie en UMA es marginalmente decreciente.

Figura 4.5. Área (izquierda, hectáreas) y costo (derecha, millones de pesos) en el escenario UMA.



Fuente: Elaboración de los autores.

Nuevamente, el costo de implementar las UMA se financia mediante un incremento en la eficiencia del gasto público.

COMBI. Este escenario combina todos los anteriores- PSA, IPFS y UMA. Para ello, se suman las áreas destinadas a conservación y el monto que el gobierno transfiere a los propietarios de las hectáreas que pasan a recibir PSA. El costo total 2020-2024 de este escenario representa 0.01 % del PIB de 2018.

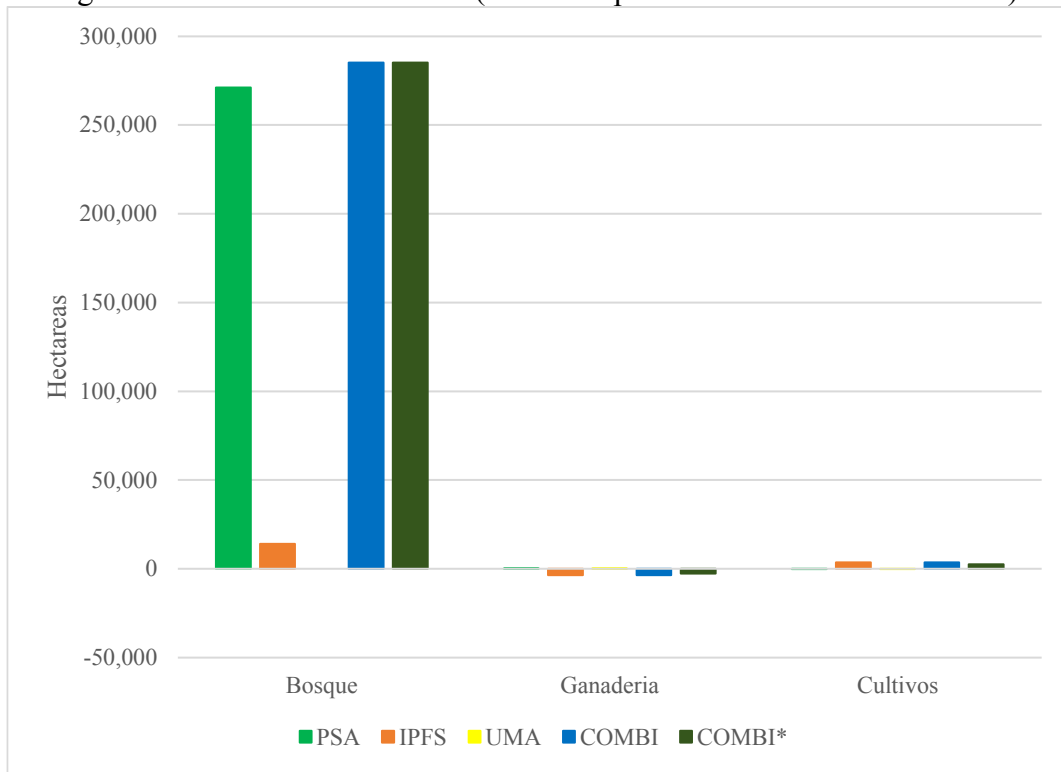
COMBI*. Finalmente, este escenario incluye todos los elementos de COMBI con la diferencia de que se implementa el marco IEEM+ESM dinámico para capturar los efectos y contribución de los servicios ecosistémicos de regulación, específicamente, la de mitigación de erosión.

4.3. Resultados

4.3.1 Uso y Cobertura de Suelos

La Figura 4.6 muestra los cambios en el uso de la tierra estimados hasta el año 2024, último año de implementación de los distintos programas considerados en este análisis. Los cambios en el área con cobertura forestal resultan directamente de los shocks simulados. En particular, los escenarios PSA incrementan el área forestal a través de la deforestación evitada sin impactar sobre el área total destinada a actividades agropecuarias. En los escenarios combinados (COMBI y COMBI*), el área forestal es aproximadamente 300 mil hectáreas mayores que en el escenario base. La misma figura muestra que este resultado se explica, casi exclusivamente, por el programa de PSA. Es interesante mencionar que la expansión de los sistemas silvopastoriles genera una reasignación de tierra agropecuaria hacia la producción de cultivos dado que estos sistemas incrementan la productividad del sector ganadero. En este sentido, cabe mencionar que el sector ganadero mexicano está orientado al mercado interno (ver Figura 3.5). En consecuencia, enfrenta una demanda con marcada pendiente negativa.

Figura 4.6. Uso de la tierra 2024 (desvío respecto de la BASE en hectáreas).



Fuente: Resultados IEEM+ESM.

El Mapa 4.1 muestra el uso y cobertura de suelos del escenario COMBI* en el año 2035. Para resaltar las áreas que han cambiado durante el periodo analítico, el Mapa 4.2 destaca las áreas estables y áreas de cambio en 2035 en el escenario COMBI*.

Mapa 4.1 Uso y cobertura de suelos en 2035 en el escenario COMBI*.



Fuente: Resultados IEEM+ESM.

Mapa 4.2. Áreas estables y de cambio en 2035, escenario COMBI*.



Fuente: Resultados IEEM+ESM.

4.3.2 Impactos Económicos

La Tabla 4.1 resume los efectos macroeconómicos expresados en 2035 como desviación respecto a la BASE en 2035.

Tabla 4.1. Impactos sobre indicadores macroeconómicos (desviación respecto a la base en 2035 en millones de USD base=2020).

	PSA	IPFS	UMA	COMBI	COMBI*
PIB	8.4	25.6	36.0	70.0	99.9
PIB acumulativo	19.0	239.8	378.9	637.7	856.9
Riqueza	3.1	11.5	15.6	30.2	44.6
Riqueza acumulativo	71.2	121.6	187.5	380.4	492.3
Inversión privada	3.8	9.4	12.9	26.1	37.5
Exportaciones	4.8	5.9	14.7	25.4	25.7
Importaciones	4.5	5.5	13.9	23.9	23.1

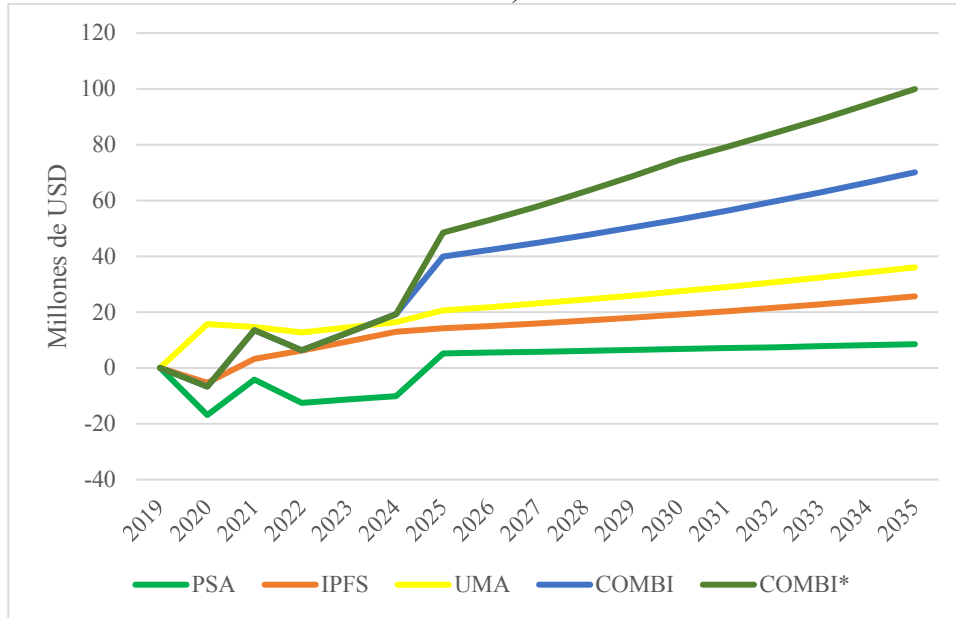
Nota: COMBI* incluye la contribución económica de los servicios ecosistémicos. Fuente: Resultados IEEM+ESM.

En general, todos los escenarios muestran resultados macroeconómicos positivos. En particular, el PIB y la inversión privada se incrementan por dos motivos. Por un lado, debido a las ganancias de productividad que generan los escenarios IPFS y UMA. A su vez, dichas ganancias de productividad se explican por la introducción de sistemas silvopastoriles y actividades de caza, respectivamente. Por otro lado, el impacto positivo es derivado de las ganancias de eficiencia en el sector público que financian los programas ambientales, mismo que impactan positivamente sobre el nivel de actividad económica. También se destaca la contribución de los servicios ecosistémicos, la cual, en términos acumulativos, resulta en un PIB 1.34 veces mayor (COMBI* vs. COMBI). La Figura 4.8 muestra la trayectoria del PIB hasta 2035.

Es ampliamente aceptado que el PIB no es un indicador adecuado para la medición del desarrollo económico sostenible (Banerjee et al., 2020; Banerjee et al., 2021; HM Treasury, 2020; Lange et al., 2018; Polasky et al., 2015; Stiglitz et al., 2010, 2009). En consecuencia, el presente análisis considera los impactos de los distintos programas sobre ahorros genuinos, indicador del cambio en la riqueza que integra los tres pilares del desarrollo económico sostenible (capital producido, capital humano y capital natural). En este contexto, es importante notar que el escenario COMBI* resulta en un impacto de US\$492.3 millones sobre la riqueza acumulada.

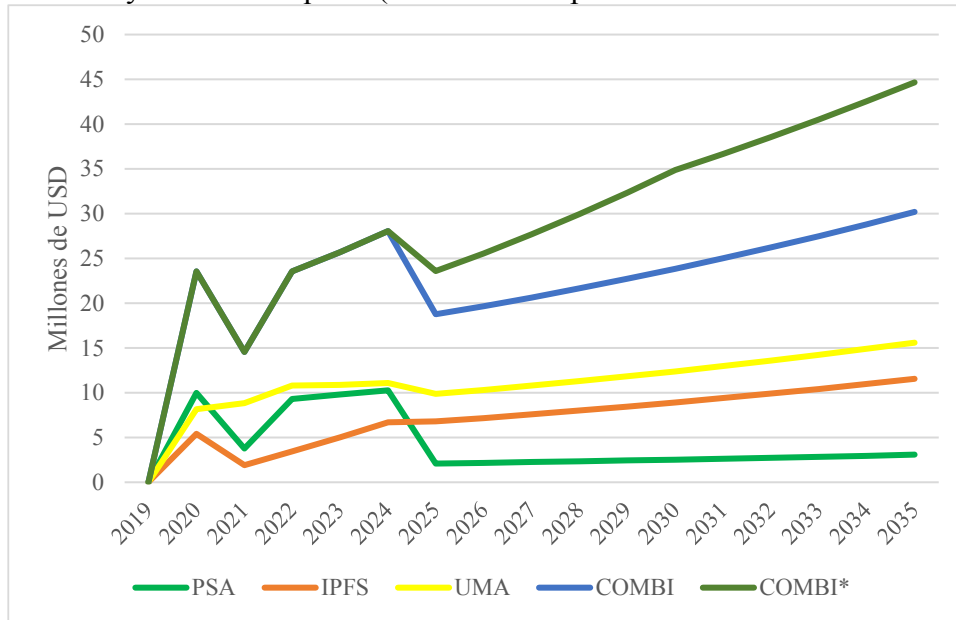
La Figura 4.9 muestra los cambios acumulados en la riqueza respecto del escenario base. Como se puede observar, la reducción de la deforestación tiene efectos positivos sobre la riqueza. Es decir, incrementos en el área forestal (i.e., menor deforestación respecto del escenario BASE) incrementan la riqueza o, en otras palabras, el stock de capital natural. Esta es la razón por la cual el escenario de PSA es el que más contribuye a explicar el incremento de la riqueza en el escenario COMBI* durante el período 2020-2024. Por otro lado, el escenario UMA, debido a su impacto positivo sobre el nivel de actividad, también contribuye a incrementar la riqueza.

Figura 4.7. Trayectoria de Producto Interno Bruto (desviación respecto a la base en millones de USD).



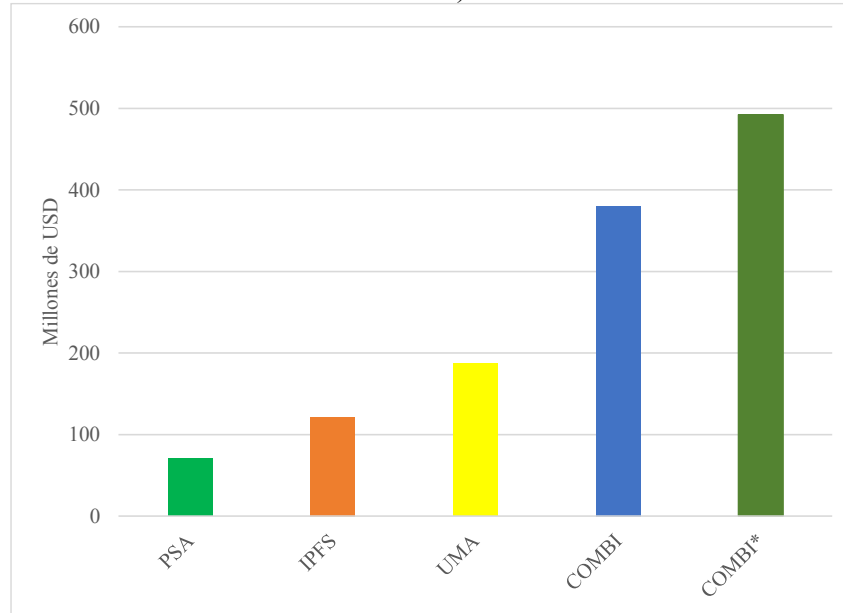
Fuente: Resultados IEEM+ESM.

Figura 4.8. Trayectoria de riqueza (desviación respecto a la base en millones de USD).



Fuente: Resultados IEEM+ESM.

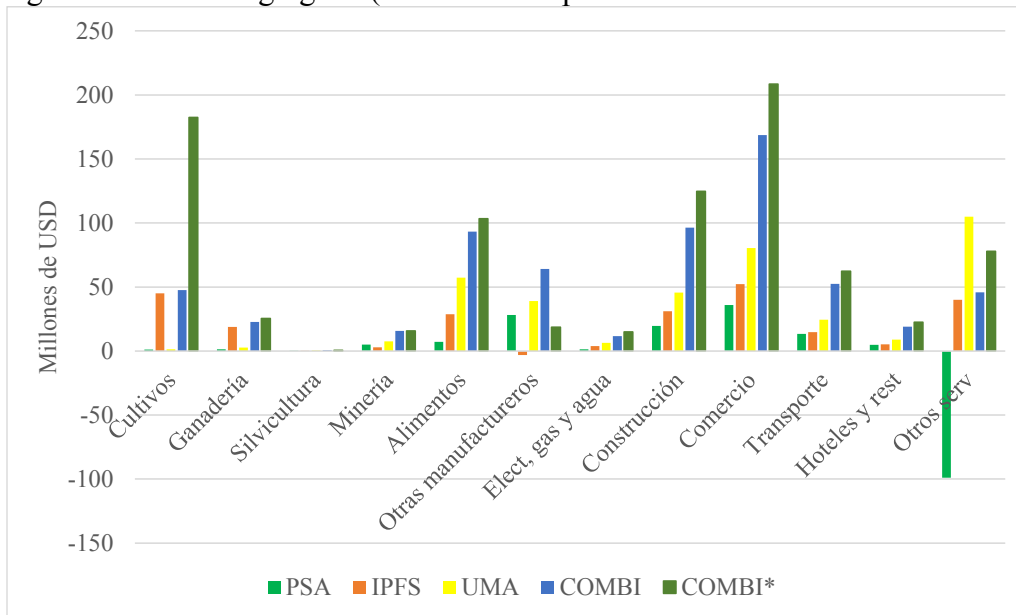
Figura 4.9. Ahorro genuino acumulado en 2035 (desviación respecto a la base en millones de USD).



Fuente: Resultados IEEM+ESM.

A nivel sectorial, en la Figura 4.10 se observa que los sectores agrícolas y de la industria agroalimentaria experimentan los aumentos de producción relativamente más grandes junto con los sectores de construcción, comercio y otros servicios. Con respecto a los sectores agroalimentarios, este resultado se explica por el crecimiento de la productividad ganadera que, además, incrementa la disponibilidad de tierra para la agricultura. Los demás sectores crecen como consecuencia del aumento del nivel de actividad económica.

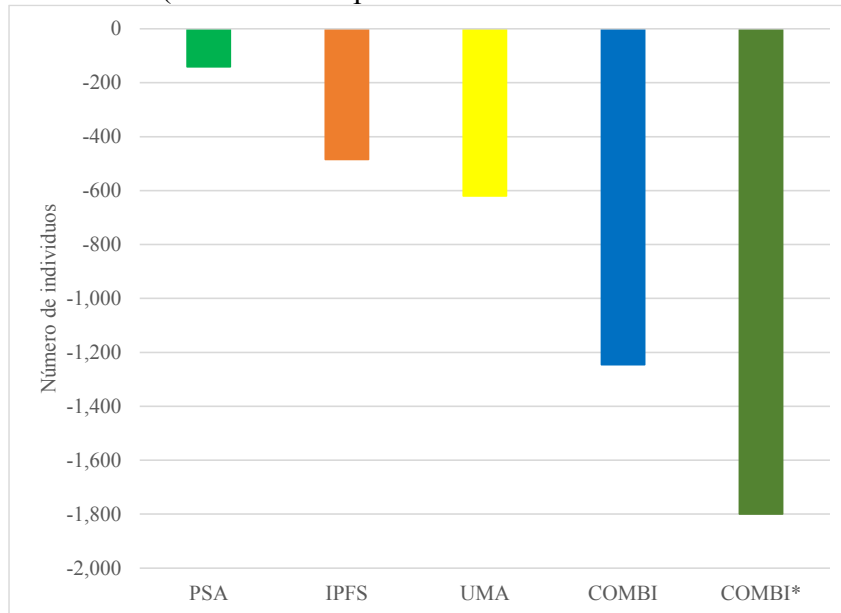
Figura 4.10. Valor agregado (desviación respecto a la base en millones de USD).



Fuente: Resultados IEEM+ESM.

La Figura 4.11 muestra que el escenario COMBI* que incluye la contribución de servicios ecosistémicos saca a 1,800 individuos de la pobreza, siendo los programas IPFS y UMA los que tienen el mayor impacto.

4.11. Pobreza (desviación respecto a la base en número de individuos).



Fuente: Resultados IEEM+ESM.

4.3.3 Impactos sobre Servicios Ecosistémicos

La Tabla 4.2 muestra los impactos de los escenarios sobre los servicios ecosistémicos, considerando servicios de provisión, cultura y recreación, y servicios de regulación. El programa

IPFS contribuye con el mayor valor económico a través de los servicios de provisión, alimentos con base en plantas en particular, seguido por carne y pescado. La deforestación evitada no aumenta el área productiva de bosques, solo el área bajo conservación, por lo que no se nota un aumento significativo derivado de actividades silvícolas; no obstante, hay un aumento importante en servicios de cultura, recreación y turismo con la mayor contribución atribuida al escenario UMA que promueve la actividad de caza recreativa.

Tabla 4.2. Impactos sobre servicios ecosistémicos (desviación respecto a la base en millones de USD).

ES Sección	ES Clase	Escenario					Código	
		PSA	IPFS	UMA	COMBI	COMBI*	CICES	IPBES
Provisión								
	Alimentos (basado en plantas)	1.2	45.1	1.4	47.6	182.5	1.1.1.1	12
	Carne (excluyendo pescado)	1.3	18.8	2.7	22.8	25.4	1.1.3.1	12
	Pescado	0.2	0.2	41.8	42.1	42.1	1.1.4.1	12
	Madera y productos no maderal	0.2	0.1	0.3	0.6	0.5	1.1.1.2, 1.1.5.1, 1.1.5.2	12, 13, 14
Cultura y recreación								
	Cultura, recreación y turismo	4.8	5.3	8.9	19.1	22.5	3.1.1.1	6, 16
Regulación								
	Mitigación de erosión					219.2	2.2.1.1, 2.2.1.2	9

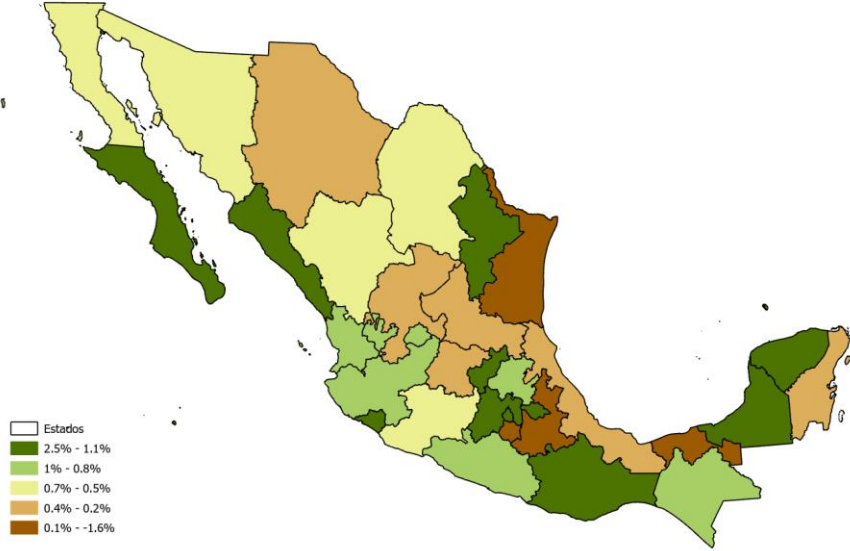
Fuente: Resultados IEEM+ESM. CICES: Common International Classification of Ecosystem Services.; IPBES: The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.

Aún más importante son los servicios de regulación, la mitigación de erosión en específico, que contribuye US\$219.2 millones a la economía. En este caso, es la deforestación evitada y el aumento consecuente en el stock de capital natural que tiene el efecto de disminuir la erosión en el paisaje y aumentar la productividad agrícola debido a la reducción en la pérdida de suelos.

El Mapa 4.3 presenta la estimación de cambios en la mitigación de erosión para el escenario COMBI* hacia 2035. La mayoría de los estados presentan una mejora en el flujo de este servicio ecosistémico hasta 2.5% como desviación respecto a la BASE en 2035. La mayoría de los estados percibe un aumento de entre 0.2% y 1% en 2035. El mayor flujo de este servicio ecosistémico tiene efectos importantes sobre el PIB y la riqueza por su contribución a mejorar la productividad agrícola.

El Mapa 4.4 muestra la estimación de cambios en el almacenamiento de carbono para el escenario COMBI* hacia 2035. Todos los estados presentan un aumento en el almacenamiento de carbono y en algunos estados, hasta 1.5% en 2035 comparado con la BASE en el mismo año. Este efecto se debe, principalmente, al escenario PSA por su contribución a la deforestación evitada.

Mapa 4.3. Escenario COMBI*, mitigación de erosión expresado como desviación respecto a la base en 2035, en porcentaje.



Fuente: Resultados IEEM+ESM.

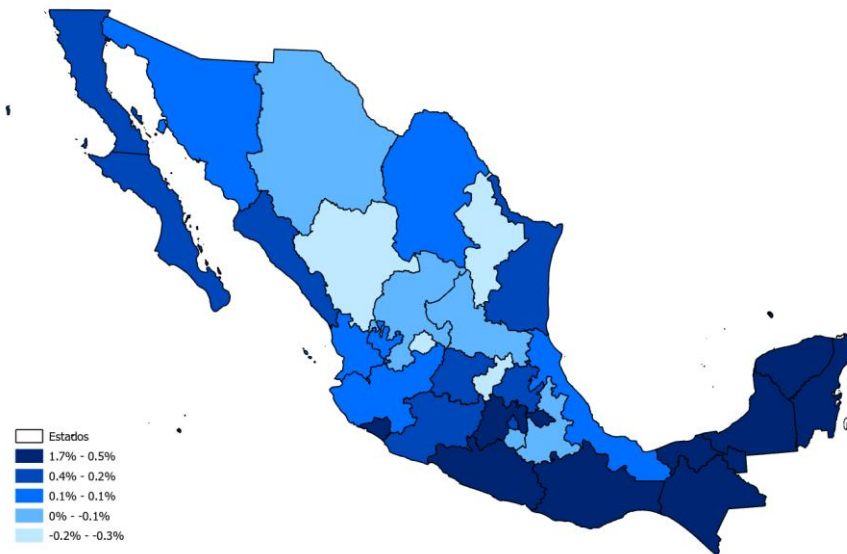
Mapa 4.4. Escenario COMBI*, almacenamiento de carbono expresado como desviación respecto a la base en 2035, en porcentaje.



Fuente: Resultados IEEM+ESM.

El Mapa 4.5 presenta el impacto estimado del escenario COMBI* sobre la purificación y calidad de agua en 2035 como desviación respecto a la BASE. Se nota que la mayoría de los estados presentan una mejora (desviación positiva con respecto a la BASE) en el flujo de este servicio ecosistémico con algunos estados en el sur del país mostrando los mayores impactos. Sin embargo, algunos estados muestran un impacto negativo, aunque pequeño, sobre el servicio de purificación de agua que se puede atribuir a un aumento en la actividad agrícola y el uso de fertilizantes que luego llegan a los cuerpos de agua.

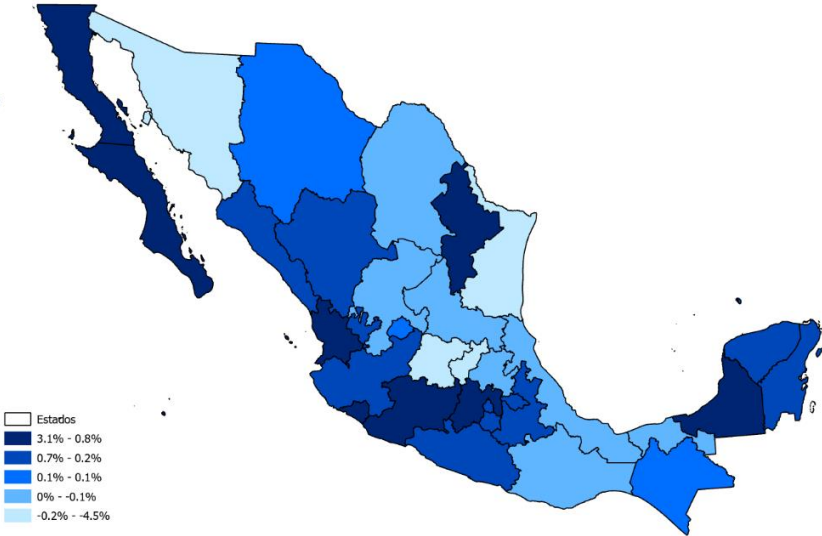
Mapa 4.5. Escenario COMBI*, purificación de agua expresado como desviación respecto a la base en 2035, en porciento.



Fuente: Resultados IEEM+ESM.

El Mapa 4.6 presenta el impacto del escenario COMBI* sobre la regulación de agua en 2035 como desviación respecto a la BASE. En este caso, la regulación de agua mejora en casi todos los estados, hasta 3.1% en algunos casos y en promedio entre 0.1% y 0.7%. Con una mayor superficie boscosa en el escenario COMBI*, se aumenta el reciclaje del agua dentro del mismo ecosistema así reduciendo los extremos en términos de los flujos de agua hacia los ríos y cuerpos de agua. Querétaro y Guanajuato (estados con valor negativo) son estados que tiene una mayor sobreexplotación de agua subterránea.

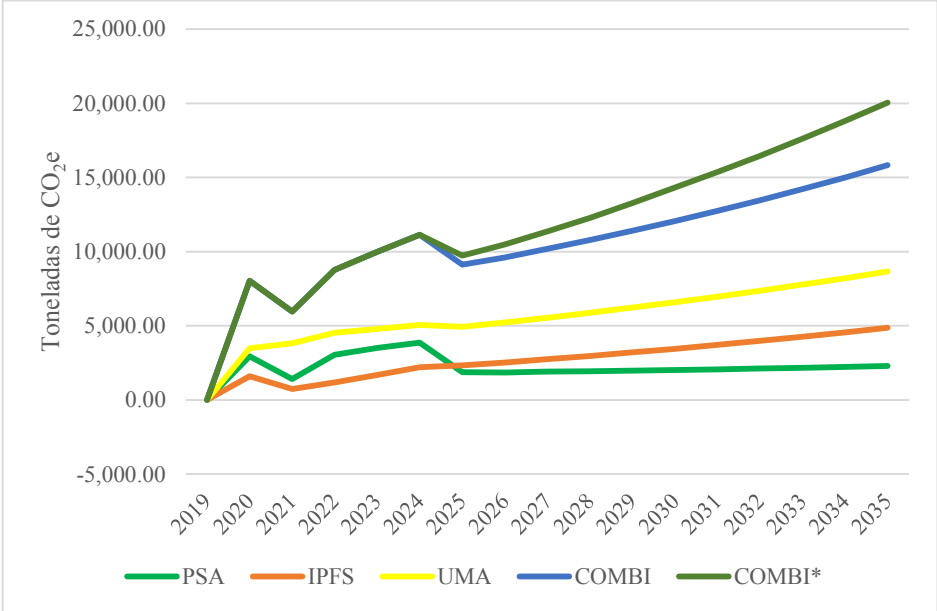
Mapa 4.6. Escenario COMBI*, regulación de agua expresado como desviación respecto a la base en 2035, en por ciento.



Fuente: Resultados IEEM+ESM.

La Figura 4.12 muestra la trayectoria de emisiones como desviación respecto a la base. En general, se nota un aumento en emisiones, llegando a 20,000 toneladas de CO₂e debido al aumento en la actividad económica, en la ausencia de nuevas medidas de mitigación de emisiones.

Figura 4.12. Emisiones de CO₂e de 2020 a 2035 desviación respecto a la base (toneladas).



Fuente: Resultados IEEM+ESM.

5.0. Discusión y Conclusiones

En este estudio, se aplicó el marco IEEM+ESM para evaluar los efectos económicos y ambientales de tres programas de conservación en México PSA, UMA e IPFS. La evaluación de los impactos de estos instrumentos de conservación sobre variables económicas se hace necesaria en un contexto de recursos económicos cada vez más escasos, por lo que resulta de suma importancia demostrar la rentabilidad de estos programas más allá del cumplimiento de sus objetivos de conservación. Los tres programas demostraron impactos económicos positivos de manera individual, mientras que la combinación de los tres presentó el mayor impacto sobre el PIB y la riqueza. Cuando se consideran los servicios ecosistémicos de regulación, el efecto es aún más importante, generando un PIB 1.34 veces mayor sin la consideración de estos servicios ecosistémicos.

El impacto económico positivo del programa PSA se atribuye a la combinación del efecto que tienen la deforestación evitada y el aumento en el flujo de servicios ecosistémicos de mitigación de erosión, que a su vez determina un aumento de la productividad agrícola. Los efectos positivos de los programas IPFS y UMA se atribuyen a las ganancias en productividad del IPFS a través de los sistemas silvopastoriles, mientras que, en el caso de las UMA, por conducto de los nuevos ingresos provenientes de la cacería. Además de estos efectos, las ganancias en eficiencia y efectividad del sector público que financia estos programas ambientales también tienen un efecto positivo sobre los indicadores económicos. El programa IPFS tiene un mayor potencial para contribuir al crecimiento económico derivado de su diversidad de acciones y los encadenamientos producidos por éstas. Un ejemplo de estos encadenamientos se da cuando las áreas forestales restauradas se encausan al manejo forestal sostenible. El impacto positivo de los tres programas sobre la riqueza se atribuye al aumento en la actividad económica y la forma en que este aumento afecta los ahorros nacionales netos. En el caso del programa PSA este también contribuye a la riqueza por su aumento en el stock de capital natural. Los programas tienen un efecto importante sobre la pobreza, sacando 1,800 individuos de esta condición en el periodo de análisis.

En general, los tres programas contribuyen de forma positiva a la mitigación de erosión, almacenamiento de Carbono, purificación de agua y regulación de los procesos de escorrentía de la precipitación. El análisis espacial destaca que estos impactos son espacialmente heterogéneos en el paisaje, lo que sugiere que hay un enorme potencial para la focalización espacial de las políticas de conservación analizadas, lo que contribuiría a maximizar diferentes objetivos económicos, sociales y ambientales. En términos cuantitativos, el escenario que combina los tres programas de conservación tuvo el mayor impacto primero sobre servicios ecosistémicos de regulación y segundo sobre los servicios ecosistémicos de abastecimiento. También se detectan impactos positivos sobre servicios de cultura y recreación, liderado por la contribución del programa de UMA con su fomento de actividades recreativas. Este resultado se alinea a la evidencia de estudios teóricos, de modelización, empíricos y experimentales sobre la forma en que las interacciones entre los instrumentos de política climática y de conservación de la naturaleza multiplican los efectos positivos reduciendo emisiones y mejorando ecosistemas y biodiversidad (Barton et al., 2009; Bergh van den et al., 2021; Bouma et al., 2019).

El marco analítico aplicado en IEEM+ESM es dinámico, es novedoso en cuanto al vínculo entre un modelo de equilibrio general y modelos espaciales de uso y cobertura de suelos y de servicios

ecosistémicos. Además, la interacción de los tres modelos de forma periódica e iterativa permite modelar cambios en el flujo de servicios ecosistémicos y sus impactos en la economía y viceversa. Como se presentó en este análisis, a través de esta aplicación dinámica de IEEM+ESM, se estima un valor económico para los servicios ecosistémicos de regulación, los cuales no presentan precio de mercado. En esta aplicación se ha integrado el servicio de regulación de mitigación de erosión. En futuras aplicaciones, queda por integrar otros servicios de regulación en el marco dinámico iterativo de IEEM+ESM como por ejemplo la purificación del agua y la vulnerabilidad costera. Por los resultados presentados en el presente informe, la contribución de los servicios ecosistémicos tanto los que tienen y no precio de mercado pueden contribuir de forma sustancial a los indicadores macroeconómicos y el bienestar humano.

Reconocimientos

La contribución de Onil Banerjee fue financiado por el Banco Interamericano de Desarrollo hasta marzo de 2022 y por RMGEO Consultants Inc. a partir de abril de 2022. Los autores agradecen a Kenneth J. Bagstad por las discusiones sobre datos y la modelación de servicios ecosistémicos, así como al personal de CONAFOR (Jorge Fernández) y de la Dirección General de Vida Silvestre (Florentino Chilopa) que facilitaron la información presupuestal de los programas.

Referencias

- Aguilar, A., Chepeliev, M., Corong, E.L., McDougall, R., van der Mensbrugge, D., 2019. The GTAP Data Base: Version 10. *Journal of Global Economic Analysis*.
- Aguilera, A., Haakonsson, S., Martin, M.V., Salerno, G.L., Echenique, R.O., 2018. Bloom-forming cyanobacteria and cyanotoxins in Argentina: A growing health and environmental concern. *Limnologica* 69, 103–114. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.10.006>
- Alix-Garcia, J.M., Shapiro, E.N., Sims, K.R.E., 2012. Forest Conservation and Slippage: Evidence from Mexico's National Payments for Ecosystem Services Program. *Land Economics* 88, 613–638.
- Alix-Garcia, J.M., Sims, K.R., Orozco-Olvera, V.H., Costica, L.E., Fernández Medina, J.D., Romo Monroy, S., 2018. Payments for environmental services supported social capital while increasing land management. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115, 7016–7021.
- Armington, P.S., 1969. A Theory of Demand for Products Distinguished by Place of Production (Une théorie de la demande de produits différenciés d'après leur origine) (Una teoría de la demanda de productos distinguiéndolos según el lugar de producción). *Staff Papers (International Monetary Fund)* 16, 159–178. <https://doi.org/10.2307/3866403>
- Banerjee, O., Bagstad, K.J., Cicowiez, M., Dudek, S., Horridge, M., Alavalapati, J.R.R., Masozera, M., Rukundo, E., Rutebuka, E., 2020. Economic, land use, and ecosystem services impacts of Rwanda's Green Growth Strategy: An application of the IEEM+ESM platform. *Science of The Total Environment* 729, 138779. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138779>
- Banerjee, O., Cicowiez, M., Dudek, S., 2019. The IEEM+ESM Approach: An Application to the SDGs in Guatemala. United Nations, Glen Cove.
- Banerjee, O., Cicowiez, M., Horridge, M., Vargas, R., 2019. Evaluating synergies and trade-offs in achieving the SDGs of zero hunger and clean water and sanitation: An application of the IEEM Platform to Guatemala. *Ecological Economics* 161, 280–291. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.04.003>
- Banerjee, O., Cicowiez, M., Horridge, M., Vargas, R., 2016. A Conceptual Framework for Integrated Economic–Environmental Modeling. *The Journal of Environment & Development* 25, 276–305. <https://doi.org/10.1177/1070496516658753>
- Banerjee, O., Cicowiez, M., Malek, Ž., Verburg, P.H., Vargas, H.R., Goodwin, S., 2020. The Value of Biodiversity in Economic Decision Making: Applying the IEEM+ESM Approach to Conservation Strategies in Colombia, Contribution to the Dasgupta Review on the Economics of Biodiversity. Inter-American Development Bank, Washington D.C.
- Banerjee, O., Cicowiez, M., Malek, Z., Verburg, P.H., Vargas, R., Goodwin, S., 2020. The Value of Biodiversity in Economic Decision Making: Applying the IEEM+ESM Approach to Conservation Strategies in Colombia (No. IDB Working Paper IDB-WP-01193). Inter-American Development Bank, Washington D.C.
- Banerjee, O., Cicowiez, M., Munoz, Vargas, R., 2021. Construcción de una Matriz de Contabilidad Social para Costa Rica para el Año 2016 (Technical Note No. IDB Technical Note: IDB-

- TN-02091), IEEM Technical Guides. Inter-American Development Bank, Washington D.C.
- Banerjee, O., Cicowiez, M., Ochuodho, T., Masozera, M., Wolde, B., Lal, P., Dudek, S., Alavalapati, J., 2018. Financing the Sustainable Management of Rwanda's Protected Areas. *Journal of Sustainable Tourism* 28, 1381–1397. <https://doi.org/10.1080/09669582.2018.1456541>
- Banerjee, O., Cicowiez, M., Piaggio, M., Vargas, R., Malek, Ž., Oostdijk, S., Kok, P., In preparation. Environmental Investments Need to Consider Ecological and Economic Dynamics. RMGEO Consultants Inc., Washington D.C.
- Banerjee, O., Cicowiez, M., Vargas, R., Horridge, M., 2019. The SEEA-Based Integrated Economic-Environmental Modelling Framework: An Illustration with Guatemala's Forest and Fuelwood Sector. *Environmental and Resource Economics* 1–20. <https://doi.org/10.1007/s10640-017-0205-9>
- Banerjee, Onil, Cicowiez, M., Vargas, R., Obst, C., Cala, J.R., Alvarez-Espinosa, A.C., Melo, S., Riveros, L., Romero, G., Meneses, D.S., 2021. Gross domestic product alone provides misleading policy guidance for post-conflict land use trajectories in Colombia. *Ecological Economics* 182, 106929. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106929>
- Banerjee, O., Crossman, N., Vargas, R., Brander, L., Verburg, P., Cicowiez, M., Hauck, J., McKenzie, E., 2020. Global socio-economic impacts of changes in natural capital and ecosystem services: State of play and new modeling approaches. *Ecosystem Services* 46, 101202. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101202>
- Banerjee, O., Piaggio, M., Cicowiez, M., 2019. Ex-Ante Economic Analysis of the Environmental Management Strengthening Program for the MVOTMA: UR-L1157, Project Documents for UR-L1157. Inter-American Development Bank, Washington DC.
- Blanchflower, D.G., Oswald, A.J., 2005. The Wage Curve Reloaded. National Bureau of Economic Research, NBER Working Paper 11338.
- Blanchflower, D.G., Oswald, A.J., 1994. Estimating a Wage Curve for Britain: 1973-90. *Economic Journal* 104, 1025–43.
- Borrelli, P., Robinson, D.A., Fleischer, L.R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., Meusburger, K., Modugno, S., Schütt, B., Ferro, V., Bagarello, V., Oost, K.V., Montanarella, L., Panagos, P., 2017. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature Communications* 8, 2013. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7>
- Chará, J., Reyes, E., Peri, P., Otte, J., Arce, E., Schneider, F., 2019. Silvopastoral Systems and their Contribution to Improved Resource Use and Sustainable Development Goals: Evidence from Latin America. FAO, CIPAV and Agri Benchmark, Cali.
- Clements, T., John, A., Nielsen, K., An, D., Tan, S., Milner-Gulland, E.J., 2010. Payments for biodiversity conservation in the context of weak institutions: Comparison of three programs from Cambodia. *Ecological Economics* 69, 1283–1291. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.010>

- CONABIO, 2017. Proyecto de Evaluación de las Unidades de Manejo Para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) 1997-2008: Resultados de la Fase I: Gestión y Administración. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Ciudad de México.
- CONANP, 2021. Áreas Naturales Protegidas Decretadas [WWW Document]. La Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). URL http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/datos_anp.htm
- Engel, S., Pagiola, S., Wunder, S., 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics* 65, 663–674. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.011>
- European Environment Agency, 2018a. The Common International Classification of Ecosystem Services (CICES: Towards A Common Classification of Ecosystem Services [WWW Document]. URL <https://cices.eu/> (accessed 1.1.18).
- European Environment Agency, 2018b. The Common International Classification of Ecosystem Services (CICES: Towards A Common Classification of Ecosystem Services [WWW Document]. URL <https://cices.eu/> (accessed 1.1.18).
- Ezzine-de-Blas, D., Wunder, S., Ruiz-Pérez, M., Moreno-Sanchez, R. del P., 2016. Global Patterns in the Implementation of Payments for Environmental Services. *PLOS ONE* 11, e0149847. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149847>
- Forest Trends, T.K.G. and U., 2008. Payment for Ecosystem Services, Getting Started: A Primer.
- Gallina, S., Escobedo-Morales, L.A., 2009. Análisis sobre las Unidades de Manejo (UMAs) de ciervo rojo (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758) y wapiti (*Cervus canadensis* (Erxleben, 1777) en México: problemática para la conservación de los ungulados nativos. *Tropical Conservation Science* 2, 251–265. <https://doi.org/10.1177/194008290900200211>
- Gallina, S., Huerta, A., Delfín-Alfonso, C.A., González-Gallina, A., 2009. Unidades para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre en México (UMA). Retos para su correcto funcionamiento. *Investigación clínica* 1, 143–152.
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2012a. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No. EEA/IEA/09/003.
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2012b. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No. EEA/IEA/09/003.
- Hernández, E.O., Ayala, C.C., Saldivar, F.G., Osorio, P.K., Saucedo, J.U., Monsivais, J.G.M., Hernández, J.G., Arrieta, L.R., Villalobos, J.D., Infante, C.R., 2011. EL PAPEL DE LAS UNIDADES DE MANEJO AMBIENTAL EN LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE VEGETACIÓN DE COAHUILA. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 2, 113–124.
- HM Treasury, 2020. The Dasgupta Review- Independent Review on the Economics of Biodiversity, Interim Report. HM Treasury, London.
- IMF, 2021. World Economic Outlook. Recovery During a Pandemic. International Monetary Fund, Washington D.C.

- INEGI, CONAFOR, CONABIO, SEMARNAT, 2015. México - Mapa nacional de referencia, cobertura de suelo, 1:20000.
- IPBES, 2019. Summary for Policymakers in the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn.
- Keeler, B.L., Polasky, S., Brauman, K.A., Johnson, K.A., Finlay, J.C., O'Neill, A., Kovacs, K., Dalzell, B., 2012. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109, 18619–18624. <https://doi.org/10.1073/pnas.1215991109>
- Lange, G.-M., Wodon, Q., Carey, K. (Eds.), 2018. *The Changing Wealth of Nations 2018: Building a Sustainable Future*. World Bank, Washington DC.
- Lofgren, H., Harris, R.L., Robinson, S., Thomas, M., El-Said, M., 2002. A Standard Computable General Equilibrium (CGE) Model in GAMS. International Food Policy Research Institute, Washington, D.C.
- Muhammad, A., Seale, J.L., Meade, B., Regmi, A., 2011. *International Evidence on Food Consumption Patterns: An Update Using 2005 International Comparison Program Data*, United States Department of Agriculture Economic Research Service Technical Bulletin Number 1929. United States Department of Agriculture, Washington DC.
- O'Neil, J.M., Davis, T.W., Burford, M.A., Gobler, C.J., 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14, 313–334. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.027>
- Paerl, H.W., Huisman, J., 2008. Blooms Like It Hot. *Science* 320, 57. <https://doi.org/10.1126/science.1155398>
- Panagos, P., Borrelli, P., Robinson, D.A., 2015. Tackling soil loss across Europe. *Nature* 526, 195. <https://doi.org/10.1038/526195d>
- Panagos, P., Standardi, G., Borrelli, P., Lugato, E., Montanarella, L., Bosello, F., 2018. Cost of agricultural productivity loss due to soil erosion in the European Union: From direct cost evaluation approaches to the use of macroeconomic models. *Land Degradation & Development* 29, 471–484. <https://doi.org/10.1002/ldr.2879>
- Pimentel, D., 2006. Soil Erosion: A Food and Environmental Threat. *Environment, Development and Sustainability* 8, 119–137. <https://doi.org/10.1007/s10668-005-1262-8>
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., Blair, R., 1995a. Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. *Science* 267, 1117–1123. <https://doi.org/10.1126/science.267.5201.1117>
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., Blair, R., 1995b. Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. *Science* 267, 1117–1123. <https://doi.org/10.1126/science.267.5201.1117>

- Polasky, S., Bryant, B., Hawthorne, P., Johnson, J., Keeler, B., Pennington, D., 2015. Inclusive Wealth as a Metric of Sustainable Development. *Annual Review of Environment & Resources* 40, 445–466. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101813-013253>
- Retes Lopez, R., Cuevas Gonzalez, M.I., Moreno Medina, S., Denogean Ballesteros, F.G., Ibarra Flores, F.A., Martin Rivera, M.H., 2010. UNIDAD DE MANEJO PARA LA CONSERVACION DE LA VIDA SILVESTRE COMO ALTERNATIVA PARA “LOS NUEVOS AGRONEGOCIOS.”
- Robinson, S., Yunez-Naude, A., Hinojosa-Ojeda, R., Lewis, J.D., Devarajan, S., 1999. From stylized to applied models: - Building multisector CGE models for policy analysis. *North American Journal of Economics and Finance* 10, 5–38. [https://doi.org/10.1016/S1062-9408\(99\)00014-5](https://doi.org/10.1016/S1062-9408(99)00014-5)
- Roldán-Clarà, B., Lopez-Medellín, X., Espejel, I., Arellano, E., 2014. Literature review of the use of birds as pets in Latin-America, with a detailed perspective on Mexico. *Ethnobia Conserv* 3. <https://doi.org/10.15451/ec2014-10-3.5-1-18>
- Sadoulet, E., de Janvry, A., 1995. *Quantitative Development Policy Analysis*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Sharp, R., Tallis, H., Ricketts, T., Guerry, A., Wood, S., Chaplin-Kramer, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., et al., 2020. *InVEST 3.8.1 User’s Guide*.
- Sims, K.R.E., Alix-Garcia, J.M., 2017. Parks versus PES: Evaluating direct and incentive-based land conservation in Mexico. *Journal of Environmental Economics and Management* 86, 8–28. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2016.11.010>
- STAC, 2013. *Incorporating Lag-Times Into the Chesapeake Bay Program*, STAC Workshop Report. Scientific and Technical Advisory Committee, Annapolis.
- Stiglitz, J.E., Sen, A., Fitoussi, J., 2009. *Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress*.
- Stiglitz, J.E., Sen, A.K., Fitoussi, J.P., 2010. *Mis-Measuring Our Lives: Why GDP Doesn’t Add Up*. New Press, New York.
- Tello-Leyva, Y., Vázquez, S., Juárez-Reyna, A., Gonzalez-Perez, M., 2015. Turismo cinegético: ¿Una alternativa de desarrollo sustentable? *European Scientific Journal* 11, 1–16.
- Veldkamp, A., Verburg, P.H., 2004. Modelling land use change and environmental impact. *Journal of Environmental Management, Modelling land use change and environmental impact* 72, 1–3. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.04.004>
- Verburg, P.H., de Koning, G.H.J., Kok, K., Veldkamp, A., Bouma, J., 1999. A spatial explicit allocation procedure for modelling the pattern of land use change based upon actual land use. *Ecological Modelling* 116, 45–61. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(98\)00156-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(98)00156-2)
- Verburg, P.H., Eickhout, B., van Meijl, H., 2008. A multi-scale, multi-model approach for analyzing the future dynamics of European land use. *The Annals of Regional Science* 42, 57–77. <https://doi.org/10.1007/s00168-007-0136-4>

- Verburg, P.H., Malek, Z., Goodwin, S.P., Zagaria, C., 2021. The Integrated Economic-Environmental Modeling (IEEM) Platform: IEEM Platform Technical Guides. User Guide for the IEEM-enhanced Land Use Land Cover Change Model Dyna-CLUE, IDB Technical Note IDB-TN-02284. Inter-American Development Bank, Washington D.C.
- Verburg, P.H., Overmars, K.P., 2009a. Combining top-down and bottom-up dynamics in land use modeling: exploring the future of abandoned farmlands in Europe with the Dyna-CLUE model. *Landscape Ecology* 24, 1167. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9355-7>
- Verburg, P.H., Overmars, K.P., 2009b. Combining top-down and bottom-up dynamics in land use modeling: exploring the future of abandoned farmlands in Europe with the Dyna-CLUE model. *Landscape Ecol* 24, 1167–1181. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9355-7>
- Verburg, P.H., Soepboer, W., Veldkamp, A., Limpiada, R., Espaldon, V., Mastura, S.S.A., 2002. Modeling the Spatial Dynamics of Regional Land Use: The CLUE-S Model. *Environmental Management* 30, 391–405. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2630-x>
- Wunder, S., 2005. Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts. Center for International Forestry Research, Jakarta.