



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD
INSTITUTO DE ECOLOGÍA
VULNERABILIDAD Y RESPUESTA AL CAMBIO GLOBAL

LA HETEROGENEIDAD ESPACIAL EN REGIONES DE MÉXICO CON DISTINTAS
ESTRATEGIAS DE PRODUCCIÓN Y CONSERVACIÓN: TENDENCIAS EN EL TIEMPO Y
SU RELACIÓN CON LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE
MAESTRA EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD

PRESENTA:
IRENE RAMOS PÉREZ

DRA. MARIANA BENÍTEZ KEINRAD (TUTORA PRINCIPAL)
INSTITUTO DE ECOLOGÍA, UNAM

DRA. AMY MICHELLE LERNER (MIEMBRO DE COMITÉ TUTOR)
INSTITUTO DE ECOLOGÍA, UNAM

DR. LEV ORLANDO JARDÓN BARBOLLA (MIEMBRO DE COMITÉ TUTOR)
CEIICH, UNAM

DR. GABRIEL RAMOS FERNÁNDEZ (REVISOR)
IIMAS, UNAM

DRA. ALICIA MASTRETTA YANES (REVISORA)
CONABIO

CIUDAD UNIVERSITARIA, CIUDAD DE MÉXICO, ENERO 2020



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Coordinación de Estudios de Posgrado
Ciencias de la Sostenibilidad
Oficio: CEP/PCS/990/19
Asunto: Asignación de Jurado

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar
Universidad Nacional Autónoma de México
Presente


Me permito informar a usted, que el Comité Académico del Programa de Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, en su quincuagésimo primera sesión del 8 de octubre del presente año, aprobó el jurado para la presentación del examen para obtener el grado de **MAESTRA EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD**, de la alumna **Ramos Pérez Irene** con número de cuenta **518013512** con la tesis titulada "La heterogeneidad espacial en regiones de México con distintas estrategias de producción y conservación: tendencias en el tiempo y su relación con la conservación de la biodiversidad", bajo la dirección de la Dra. Mariana Benítez Keinrad.

PRESIDENTE: DR. GABRIEL RAMOS FERNÁNDEZ
VOCAL: DRA. ALICIA MASTRETTA YANES
SECRETARIO: DR. LEV ORLANDO JARDÓN BARBOLLA
VOCAL: DRA. AMY MICHELLE LERNER
VOCAL: DRA. MARIANA BENÍTEZ KEINRAD

Sin más por el momento me permito enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE,

"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, Cd. Mx., 2 de diciembre de 2019.


Dr. Alonso Aguilar Ibarra
Coordinador
Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, UNAM

La heterogeneidad espacial en regiones de México con distintas estrategias de producción y conservación: tendencias en el tiempo y su relación con la conservación de la biodiversidad

Resumen

Cumplir conjuntamente las metas de producción agrícola y de conservación de biodiversidad requiere entender cómo interactúan esos usos de suelo en paisajes reales, lo cual podría informar el diseño de estrategias integrales de manejo. Con ese fin, en este trabajo se analiza la heterogeneidad espacial en regiones de México con manejos contrastantes en cuanto a estrategias de producción y conservación. Primero, se construye una tipología de manejo agrícola para los municipios de México y de la Península de Yucatán, en función de un gradiente de intensificación y la superficie agrícola de los municipios. A partir de ésta se seleccionan paisajes que representan interacciones entre zonas agrícolas con manejos más o menos intensivos y zonas de vegetación en diferentes estados de conservación (primaria, secundaria y dentro de ANP). Luego se caracteriza el cambio en heterogeneidad espacial entre 1993 y 2015 en esos paisajes. Se encontró que cada escenario está asociado a diferentes trayectorias de cambio en la proporción de cobertura de la vegetación primaria, secundaria y zonas agrícolas, y que los patrones de expansión agrícola están asociados a manejos distintos. A partir del análisis se proponen tres componentes de heterogeneidad relevantes para avanzar en la discusión y el diseño de estrategias de manejo: la intensidad de manejo agrícola, las escalas de conservación y los patrones de configuración espacial. Además, se propone que los escenarios donde mejor podrían aprovecharse las contribuciones de los paisajes agrícolas a la conservación son zonas que mantienen parches de vegetación primaria, donde se practica agricultura de baja intensidad y donde las zonas agrícolas se encuentran entremezcladas en el paisaje. Por último, se extiende la metodología a un proyecto de conservación de agrobiodiversidad en el sector público donde se encontró que un paisaje con baja intensidad de manejo presenta mayor agrobiodiversidad y una mejor calidad en la matriz agrícola, en contraste con un paisaje de manejo intensivo. Con base en la metodología y los resultados presentados podrían identificarse otras áreas viables ecológicamente para integrar la agricultura y la conservación.

Agradecimientos

Agradezco al Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, Universidad Nacional Autónoma de México.

A CONACYT por la beca de maestría con CVU 856466.

Al proyecto UNAM-DGAPA-PAPIIT IN207819 por la beca de obtención del grado.

A mi tutora principal, Mariana Benítez, y a mi comité tutorial, Amy Lerner y Lev Jardón, por sus valiosos comentarios en la elaboración de este trabajo. A Alicia Mastretta y Gabriel Ramos por sus revisiones.

Al laboratorio La Parcela, en especial al equipo de paisajes, Ana Urrutia, Cecilia González y Emilio Mora, por su retroalimentación.

A Francisca Acevedo, Mauricio Bellon, Caroline Burgeff, Gonzálo Chapela, Liza Covantes, Cuauhtémoc Enríquez, Oscar Godínez, Mahelet Lozada, Pedro Maeda, Alicia Mastretta, Oswaldo Oliveros, Daniel Ortiz, Erick Palacios, Alejandro Ponce, Diana Ramírez y Wolke Tobón de CONABIO por permitirme realizar una estancia corta de investigación que enriqueció este trabajo.

A la Sociedad Matemática Mexicana (SMM) por la beca para asistir al 50° Congreso Nacional de la SMM y al Segundo Encuentro de Mujeres Matemáticas Mexicanas.

Al Centro Latinoamericano de Formación Interdisciplinaria (CELFI) por la beca para asistir a la 8° Escuela Argentina de Biología y Matemática.

A la organización Scholarly Publishing and Academic Resources Coalition (SPARC) por la beca para asistir a OpenCon 2018.

Al centro de investigación National Socio-Environmental Synthesis Center (SESYNC) por la beca para asistir al curso de análisis de datos geoespaciales.

A la organización FORCE11 por la beca para asistir a la escuela de verano FSCI – Force11 Scholarly Communication Institute.

A mi familia por su apoyo.

Índice

1. Introducción	8
1.1. Antecedentes	9
1.1.1. Agricultura y conservación	9
1.1.2. Un debate teórico	11
1.1.3. Estrategias de separación territorial	11
1.1.4. Estrategias de integración territorial	14
1.1.5. Retos para diseñar estrategias sustentables	18
1.1.6. Paisajes como sistemas socioecológicos	19
1.2. Región de estudio: la Península de Yucatán	21
1.3. Un caso de estudio en el sector público	22
1.4. Objetivos	24
2. Métodos	25
2.1. Datos sobre prácticas agrícolas municipales	25
2.2. Construcción de tipologías	26
2.3. Datos espaciales sobre uso de suelo y vegetación	28
2.4. Selección de paisajes con manejos contrastantes	30
2.5. Métricas de heterogeneidad	30
2.6. Paisajes y agrobiodiversidad: adaptación de la metodología	31
3. Resultados	34
3.1. Tipología nacional	34
3.2. Tipología regional	36
3.3. Paisajes seleccionados	38
3.4. Tendencias de heterogeneidad	40
3.4.1. Cambios en composición	43
3.4.2. Patrones de expansión agrícola	44
3.4.3. Métricas a nivel de paisaje	46
3.5. Paisajes y agrobiodiversidad	46
3.5.1. Ubicación de regiones dentro de tipología	46
3.5.2. Heterogeneidad de localidades en Yucatán	50
3.5.3. Relación entre heterogeneidad, productividad y agrobiodiversidad	52

4. Discusión	56
4.1. Entre el debate académico y la evidencia empírica	56
4.2. Alcances y limitaciones	60
4.3. Lecciones de un caso de estudio en el sector público	61
5. Conclusiones	63
6. Referencias	65

1 Introducción

Conservar la biodiversidad y satisfacer las necesidades de producción agrícola son dos problemas interrelacionados que convergen en la escala de paisaje. Cumplir de forma conjunta ambas metas requiere diseñar estrategias integrales de manejo, lo cual supone un reto para la sostenibilidad global y nacional, en especial para el mantenimiento de ecosistemas terrestres e indirectamente, la seguridad alimentaria. Pero a pesar de un amplio debate teórico al respecto, el progreso en la práctica ha sido limitado porque prevalecen visiones que refuerzan el conflicto entre agricultura y conservación. Desde la perspectiva ecológica, uno de los mayores obstáculos ha sido caracterizar la diversidad de interacciones entre las zonas agrícolas y las áreas de conservación. A raíz de ambigüedades conceptuales, tanto en la teoría como en la práctica el debate carece de un vocabulario común para describir cómo se manifiestan tales interacciones en paisajes reales (Kremen 2015, Ortega-Álvarez 2018). Por tanto, su clasificación sistemática permitiría identificar las variables más relevantes para definir un gradiente de estrategias que tome en cuenta la amplia heterogeneidad de paisajes como la que se encuentra en México.

Para atender esa limitación particular, en este trabajo analizo la heterogeneidad espacial de regiones de México con manejos contrastantes en cuanto a estrategias de producción y conservación. Adoptando un enfoque de sistemas socioecológicos que reconoce las múltiples escalas y el contexto temporal de los paisajes, integro diversas fuentes de datos: espaciales, sobre prácticas de manejo y, en menor medida, biodiversidad. Primero construyo una tipología de manejo agrícola para los municipios de México y de la Península de Yucatán, una región donde coexisten paisajes diversos. A partir de ésta selecciono paisajes que representan interacciones arquetípicas entre zonas agrícolas y de conservación de vegetación primaria. Luego caracterizo el cambio en composición y configuración espacial desde 1993, y discuto las implicaciones de los resultados sobre las estrategias de manejo y la conservación de biodiversidad. Por último, motivada por el compromiso de las Ciencias de la Sostenibilidad por practicar investigación transdisciplinaria, exploro la aplicación de la metodología en un proyecto de conservación de agrobiodiversidad en el sector público.

1.1 Antecedentes

A continuación sintetizo la discusión en torno al conflicto entre agricultura y conservación, el debate académico entre estrategias de manejo de paisajes y cómo se manifiesta en México, y el enfoque de paisajes como sistemas socioecológicos.

1.1.1 Agricultura y conservación

El cambio de uso de suelo y la pérdida de biodiversidad son dos de los problemas más urgentes a nivel global, en especial porque se relacionan estrechamente (Rockström et al. 2009, Steffen et al. 2015, Campbell et al. 2017). Por un lado, la transformación de tierras para la agricultura es una de las principales causas de la degradación de paisajes, incluyendo la pérdida de hábitat y la fragmentación. La agricultura ocupa más de un tercio de la superficie global y es la causa inmediata de alrededor del 70 % de la deforestación (FAO 2016). Las estimaciones para México son similares: la agricultura abarca cerca del 25 % de la superficie (Sánchez Colón et al. 2009) y es la principal causa de la deforestación (Rosete-Vergés et al. 2014). Por otro lado, la degradación del paisaje es una de las mayores amenazas a la biodiversidad, lo cual se manifiesta en altas tasas de extinción y el deterioro de la situación de riesgo de numerosas especies y ecosistemas (Ceballos et al. 2011, Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica 2014). En particular, el sur y centro de México son zonas prioritarias para la conservación y restauración debido a su riqueza de especies, por ejemplo de reptiles, aves y mamíferos (Koleff et al. 2008, Koleff et al. 2009), junto con la alta amenaza que enfrentan debido a la deforestación, la intensificación agrícola, el crecimiento demográfico, la construcción de infraestructura, entre otros factores (Challenger et al. 2009, Porter-Bolland et al. 2015). En estas regiones prevalecen paisajes fragmentados compuestos por parches con diferentes tipos de manejo, vegetación primaria y asentamientos humanos (Perfecto et al. 2009, Urrutia et al. 2019), y donde se contraponen las presiones de conversión agrícola y conservación de biodiversidad.

Diseñar estrategias de manejo que ayuden a reconciliar las tensiones entre la conservación de biodiversidad y la agricultura es una prioridad para alcanzar la sostenibilidad ambiental, entendida como un estado donde se satisfacen las necesidades humanas respetando los límites del ambiente (Spangenberg 2011). En el marco de los límites planetarios (Steffen et al. 2015), la agricultura ha influido en gran medida en aumentar la situación de riesgo del límite correspondiente al cambio en uso de suelo, el cual se ubica en una zona crítica (Campbell et al.

2017). A su vez, a través de esa transformación en uso de suelo, la agricultura ha sido el principal motor de cambio en la transgresión del límite de la integridad de la biosfera, un indicador de la pérdida de biodiversidad (Campbell et al. 2017). Estos impactos de la agricultura han ocurrido principalmente desde la década de 1960, con la adopción de prácticas intensivas de manejo como el uso de insumos externos y la mecanización del trabajo; desde entonces el uso de fertilizantes a nivel global ha aumentado al menos siete veces y la superficie bajo agricultura de riego ha crecido en un 70 % (Foley et al. 2005). La estrecha relación entre esos dos límites planetarios agrava la urgencia del problema.

De forma similar, el conflicto aparente entre agricultura y conservación es un obstáculo para alcanzar las metas del desarrollo sostenible de la Agenda 2030 (UN 2019). Respecto a la meta relacionada con el uso sustentable de ecosistemas y conservación de biodiversidad, continúa la degradación de ecosistemas terrestres y la extinción de especies, a pesar de mayor financiamiento para conservación. De acuerdo a la actualización más reciente sobre el progreso hacia las metas, también se reconoce a la expansión agrícola como uno de los obstáculos principales (UN 2019).

Más allá de la dimensión ecológica, el manejo de paisajes tiene implicaciones para la seguridad alimentaria, que es otras de las metas del desarrollo sostenible. El aumento absoluto en la demanda de alimentos que acompaña el crecimiento poblacional y la transición hacia dietas basadas en alimentos de origen animal es uno de los factores que ha motivado la intensificación agrícola (Fischer et al. 2014, Ibarrola-Rivas y Granados-Ramírez 2017, Tilman et al. 2011). Por ejemplo, a nivel mundial se estima un aumento del 16 % de consumo de maíz en la siguiente década, con mayores tasas de crecimiento para los países en desarrollo, y cifras similares para otros cereales (OECD/FAO 2019). En este contexto, un argumento común ha sido que aumentar la producción agrícola, a través de la intensificación y la transformación de ambientes naturales a campos de cultivo, es indispensable para satisfacer esa demanda. Esto supone una disyuntiva entre satisfacer las necesidades alimentarias de la población y conservar la biodiversidad: los problemas se abordan por separado y las soluciones parecen incompatibles. Desde esta perspectiva, la estrategia con menor impacto ambiental sería minimizar la conversión de tierras e intensificar las zonas agrícolas que ya existen (Tilman et al. 2011). Aquí entiendo la intensificación o industrialización de la agricultura como la transición desde sistemas agrícolas con una alta biodiversidad planeada y bajo uso de insumos externos hacia sistemas con una baja biodiversidad planeada y alto uso de insumos como agroquímicos

(Perfecto et al. 2009). Sin embargo, otros autores sostienen que el origen de la crisis alimentaria no es tanto una falta de producción, sino la inequidad en el acceso a los alimentos (Perfecto et al. 2009, Chappell & LaValle 2011). Entonces el modelo de agricultura industrial no es la única solución al problema, más bien se busca desarrollar estrategias que contemplen la coexistencia de zonas agrícolas y de vegetación primaria. Con ello se pretende producir alimentos de manera sostenible minimizando el impacto en el medio ambiente, lo cual es uno de los retos actuales de la ecología y las Ciencias de la Sostenibilidad. Pero para tomar decisiones informadas entre diferentes estrategias es indispensable entender cómo interactúan los usos de suelo agrícola y de conservación en contextos reales.

1.1.2 Un debate teórico

Desde el ámbito académico se han discutido dos alternativas de esquemas de manejo de paisajes para reconciliar el conflicto entre conservación y producción: las estrategias de separación y de integración territorial. Las primeras proponen separar las áreas de conservación y de producción agrícola, por ejemplo, delimitando áreas protegidas; a la vez, se argumenta que destinar una mayor área a la conservación exige manejos intensivos en las áreas agrícolas para cumplir con las metas de producción (Fischer et al. 2008, Fischer et al. 2014, Ortega-Álvarez 2018). En cambio, las estrategias de integración abogan por utilizar manejos agrícolas amigables con la biodiversidad tal que las zonas de conservación y de producción coexistan en paisajes heterogéneos, aunque no hay consenso acerca de si se requiere una mayor superficie agrícola (Fischer et al. 2008, Fischer et al. 2014, Ortega-Álvarez 2018). Ambos modelos pretenden satisfacer de forma conjunta las necesidades de conservación de biodiversidad y de producción agrícola para la seguridad alimentaria (tanto de consumo humano directo como de insumo para actividades pecuarias), pero implican manejos contrastantes a nivel de paisaje. Se reconoce que lo ideal sería combinar enfoques, es decir, las áreas protegidas son tan necesarias como las estrategias de conservación fuera de ellas; sin embargo, el debate académico ha tenido un impacto limitado en la práctica, donde aún predominan los enfoques de separación (Kremen 2015, Ortega-Álvarez 2018). En México, la planeación para conservación también enfatiza las estrategias de separación territorial y no considera la posible contribución paisajes agrícolas al mantenimiento de la biodiversidad.

1.1.3 Estrategias de separación territorial

En México, las áreas naturales protegidas (ANP) federales y estatales, que representan estrategias de separación territorial, constituyen el principal modelo de conservación de

biodiversidad (Bezaury-Creel et al. 2009, March et al. 2009). Abarcan alrededor del 12 % del territorio nacional y su principal objetivo es “mantener las condiciones físicas y bióticas más parecidas a lo que había antes de la intervención humana intensiva sobre el entorno natural” (Íñiguez Dávalos et al. 2014). Algunas categorías de ANP consideran la posibilidad de establecer subzonas con aprovechamiento sustentable de uso agrícola y pecuario de baja intensidad (Íñiguez Dávalos et al. 2014). Sin embargo, el área dedicada a estas subzonas es pequeña, por ejemplo, en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, la agricultura de temporal ocupa el 2 % de la superficie y los pastizales ocupan el 5 %, mientras que en la Reserva de la Biosfera El Ocote las proporciones son del 0.6 % y 12 %, respectivamente (Toledo 2005). Otros instrumentos basados en la protección de sitios de interés biológico son las áreas naturales protegidas privadas, las zonas de restauración, las áreas forestales permanentes de ejidos, los corredores biológicos y las unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA) (Bezaury-Creel et al. 2009). En menor medida se han implementado estrategias de conservación basadas en el aprovechamiento sustentable, como el pago por servicios ambientales, el manejo forestal certificado o el café de conservación, aunque la mayoría se ha enfocado al sector forestal (March et al. 2009, Bezaury-Creel 2009).

En cuanto a documentos que rigen las políticas públicas en materia de conservación resaltan la Estrategia Nacional sobre Biodiversidad de México 2016-2030 (ENBioMex) (CONABIO 2016) y el Programa de Ordenamiento Ecológico General del Territorio (POEGT) (SEMARNAT 2012), los cuales engloban varias de las estrategias mencionadas anteriormente. En los documentos se definen acciones orientadas a la preservación de ecosistemas y biodiversidad, aprovechamiento sustentable, protección de recursos naturales, restauración y atención a factores de presión. El POEGT también regionaliza el territorio de acuerdo a los sectores que rigen el desarrollo de cada zona y las acciones de conservación que son prioritarias para implementar. Además del énfasis en la creación y manejo de áreas protegidas, un patrón general en estos documentos es la identificación de la agricultura como amenaza. En la regionalización del territorio, se manifiesta como la separación entre las actividades de conservación y de producción agrícola, por ejemplo, se prioriza la “regulación de la frontera agrícola hacia territorios con interés para la preservación” (SEMARNAT 2012).

En general se considera que las ANP en México han sido un instrumento relativamente efectivo para amortiguar la explotación de recursos naturales y el cambio en uso de suelo a nivel regional. Entre 1993 y 2002 la mayoría de ANP tuvo una menor tasa de pérdida de vegetación

primaria respecto a sus alrededores (Sánchez-Cordero et al. 2009). El impacto de estas estrategias de conservación es más evidente cuando se comparan regiones que no han contado con protección oficial, por ejemplo, Yucatán, uno de los estados con mayor expansión agrícola desde 1980 (Pacheco et al. 2008) y con bajo porcentaje de superficie de ANP, ha perdido prácticamente toda su vegetación primaria. En cambio, algunos de los parches de vegetación primaria más extensos y mejor conservados en el sureste del país son resultado de su protección como ANP, como en los casos de la Reserva de la Biosfera de Calakmul en Campeche o la Reserva de la Biosfera Montes Azules en Chiapas, incluso si se encuentran bajo crecientes presiones de cambio de uso de suelo (Sánchez-Cordero et al. 2009).

Sin embargo, el enfoque conservacionista sigue teniendo un alcance limitado en cuanto a representatividad de especies y mantenimiento de la cobertura vegetal. Las ANP abarcan sólo el 15 % de sitios prioritarios para la conservación en México (Koleff et al. 2009) y la mayoría se han establecido de acuerdo a la riqueza de especies o a las especies en riesgo de extinción pertenecientes a ciertos grupos taxonómicos, como mamíferos o aves (March et al. 2009), ignorando la riqueza de la “biodiversidad común” (Bengtsson 2010). El presupuesto limitado y principalmente la alta fragmentación de vegetación primaria, complican la designación de nuevas áreas protegidas (Perfecto et al. 2009), así que no es viable extenderlas para abarcar todo el territorio. Otro indicador indirecto de la efectividad limitada de las ANP es el persistente cambio de uso de suelo: entre 1993 y 2002 aumentó la superficie transformada de vegetación primaria hacia usos con manejo humano, incluyendo agricultura, en 60 % de ANP, aunque a una menor tasa de cambio que en regiones circundantes (Sánchez-Cordero et al. 2009). Entonces, este enfoque no siempre tiene la capacidad de cumplir por completo sus objetivos principales.

La falta de una perspectiva regional en el diseño de áreas protegidas es otra limitación importante. Gran parte de la planeación se limita a determinar sitios puntuales de conservación sin considerar la conectividad regional (March et al. 2009), lo cual resulta en parches de vegetación primaria aislados entre sí e inmersos en una matriz donde predominan actividades agrícolas (Perfecto et al. 2009). A su vez, en el contexto de cambio climático, el aislamiento produce vulnerabilidad de las comunidades bióticas en el largo plazo, pues restringe las alternativas para los ajustes en la distribución de especies ante cambios en las condiciones de hábitat (March et al. 2009). Incrementar la conectividad entre áreas conservadas es una prioridad para asegurar la conservación efectiva de la biodiversidad, lo cual se ha intentado

conseguir a través de corredores biológicos (Bezaury-Creel et al. 2009, March et al. 2009, SEMARNAT 2012); sin embargo, cuando estos se basan en la delimitación de áreas de conservación separadas de las de producción, pueden acarrear limitaciones similares a las ANP.

1.1.4 Estrategias de integración territorial

Por otro lado se tienen las estrategias de integración territorial. Su principal contribución a la conservación de biodiversidad en la escala de paisaje es incrementar la conectividad fuera de las áreas protegidas que, como se mencionó, es una prioridad en las políticas de conservación en México. En el contexto de paisajes fragmentados, el tipo de manejo agrícola de la matriz donde están inmersos los parches de hábitat permite o inhibe la conectividad del paisaje (Perfecto et al. 2009, Kremen 2015). El manejo agroecológico como el que proponen estas estrategias abarca un conjunto de prácticas orientadas a mantener de forma integral las interacciones entre los componentes biológicos y sociales de los sistemas agrícolas; estas prácticas incluyen la diversificación y rotación de cultivos, el control biológico de plagas, el uso de variedades nativas, bajo uso de insumos externos, entre otros (Altieri 1999, Altieri y Nicholls 2000). Por tanto, al ser amigable con la biodiversidad, este tipo de manejo facilita la dispersión de individuos, vinculando las áreas de vegetación conservada, e incluso funciona como una alternativa de hábitat para algunas especies (Perfecto et al. 2009, Bengtsson 2010). Además, al fomentar la heterogeneidad del paisaje en cuanto a diversidad de cultivos, parches conservados y su entremezcla, el manejo agroecológico contribuye tanto a la resiliencia local de los cultivos (a nivel de granja o parcela) como a la resiliencia regional de la biodiversidad (Bengtsson 2010) en el largo plazo. Por tanto, esta estrategia podría complementar a otras que se han impulsado para mejorar la conectividad de paisajes, como los corredores biológicos.

Asimismo, el manejo agroecológico beneficia a las comunidades bióticas de forma integral, no sólo a grupos taxonómicos particulares o especies en riesgo. La heterogeneidad del paisaje que resulta de la integración entre agricultura y conservación, se ha asociado con una mayor riqueza de especies a nivel regional (Bengtsson 2010, Chappell & LaValle 2011). Aunque las especies presentan una gran variación en habilidades de dispersión y sensibilidad a la intensificación del manejo agrícola, aumentar la heterogeneidad y la conectividad son recomendaciones generales para preservar la biodiversidad en la escala de paisaje (Perfecto et al. 2009, Bengtsson 2010). Impulsar el manejo agroecológico también ayudaría a conservar la agrobiodiversidad al apoyar las prácticas tradicionales de cultivo, que es otra de las prioridades de conservación en el país (SEMARNAT 2012, CONABIO 2016).

Considerar la contribución de los paisajes agrícolas a la conservación de biodiversidad de acuerdo al enfoque de integración territorial, implica reconocer la multifuncionalidad de los paisajes, en lugar de idealizar el estado prístino de la naturaleza. En los trópicos, incluyendo el sur del país, prevalece un contexto de alta fragmentación de la vegetación primaria en conjunto con la práctica continua de actividades agrícolas de pequeña escala y para subsistencia (Perfecto et al. 2009, Ortega-Álvarez 2018); aquí convergen distintos usos y valoraciones del paisaje. Reconciliar el conflicto entre agricultura y conservación exige reconocer tal diversidad de intereses en vez de priorizar el valor intrínseco de la naturaleza sobre valoraciones más pragmáticas (Sayer et al. 2013) como sugiere el enfoque conservacionista. Algunos autores sugieren que reconocer tal multifuncionalidad también podría aminorar conflictos sociales de tenencia de la tierra y aprovechamiento de recursos naturales asociados a la designación de áreas protegidas, pues históricamente se han decretado subestimando las necesidades de las poblaciones locales (Barragán Alvarado 2008, Tejeda-Cruz 2009, Legorreta y Márquez 2014, Ortega-Álvarez et al. 2018); esta imposición incluso puede considerarse un incumplimiento de instrumentos legales sobre los derechos de pueblos indígenas (Barragán Alvarado 2008). Por lo tanto, al reconocer distintas valoraciones del paisaje y sus recursos, las estrategias de integración territorial podrían ofrecer una alternativa de conservación y complemento a las estrategias enfocadas sólo en la delimitación de áreas protegidas.

En cuanto a críticas a la propuesta de integrar las áreas de producción y conservación en un mismo paisaje, una de las mayores es que la biodiversidad es sensible a cualquier tipo de agricultura (Fischer et al. 2008, Kremen 2015). Algunas especies endémicas o de distribución geográfica restringida sobreviven sólo dentro de su hábitat natural, pero el impacto de la agricultura sobre la biodiversidad en general depende del tipo de manejo. Un manejo agroecológico a pequeña escala, basado en la diversificación de cultivos, baja dependencia de insumos (pesticidas, fertilizantes), preservación del suelo, entre otras prácticas tradicionales de cultivo, tiene un bajo impacto sobre la biodiversidad y de hecho contribuye a la resiliencia de agroecosistemas ante perturbaciones ambientales (Altieri et al. 2015); éste es el tipo de manejo compatible con la conservación. Sin embargo, las estrategias de conservación no suelen distinguir claramente entre tipos de manejo, por ejemplo, la breve mención de aprovechamiento agrícola sustentable en el POEGT parece contradictoria al fomentar prácticas agroecológicas al mismo tiempo que la intensificación y tecnificación de las zonas agrícolas (SEMARNAT 2012). Sin esta distinción entre manejos, se refuerza la suposición de que todo tipo de agricultura es dañina para la biodiversidad.

Una limitación concreta que se ha documentado para conseguir la integración entre agricultura y conservación es el conflicto con la fauna. La práctica de actividades productivas en los alrededores de áreas protegidas o simplemente de hábitat natural, ha llevado a conflictos entre humanos y fauna silvestre, por ejemplo la depredación de ganado y animales domésticos por grandes carnívoros o la destrucción de cultivos en comunidades rurales y campesinas por aves, tapires y otros mamíferos (Anaya-Zamora et al. 2017, Serrano Mac-Gregor 2017, Rodríguez-Calderón 2018). La caza de la fauna silvestre es una de las respuestas a tales conflictos y debilita los esfuerzos de conservación (Serrano Mac-Gregor 2017). Aunque aquí las prácticas agrícolas sean de bajo impacto, acarrearán de forma indirecta consecuencias importantes para la conservación.

Por otro lado, se argumenta que fomentar la agricultura, incluso bajo un manejo agroecológico, provocaría una mayor deforestación. Si bien la agricultura como estrategia de conservación fuera de áreas protegidas no detendría por sí sola la deforestación, sí mitigaría las tendencias hacia la intensificación, que es una de las causas indirectas de la expansión agrícola (Chappell & LaValle 2011). Más aún, se ha propuesto, aunque sin llegar a un consenso, que el manejo agroecológico produce menos presión económica por deforestar en contraste con técnicas intensivas, porque exige un incremento significativo de mano de obra (Chappell & LaValle 2011). Entonces, la integración de zonas agrícolas no sustituye la conservación de áreas protegidas, sino que la complementa.

Hasta ahora se han presentado argumentos ecológicos desde el ámbito académico sobre las posibilidades y las limitaciones de las estrategias de integración territorial. A pesar de esa amplia evidencia, hay poca información sobre su aplicación a escala regional en México, lo cual dificulta una comparación justa con las estrategias predominantes de separación para las que existe abundante información sobre su manejo y eficacia (Ortega-Álvarez 2018). Una razón de esta brecha son las ambigüedades en torno a qué representa en la práctica un esquema de integración, por ejemplo, si el mínimo componente de aprovechamiento que consideran algunas categorías de ANP cuenta como tal. De hecho, en el discurso académico a veces se asume que la práctica de agricultura poco intensiva constituye por sí sola una estrategia de integración territorial, sin atender la escala en que se realiza o si resulta de un manejo deliberado a nivel regional. La falta de evidencia concreta refuerza el sesgo hacia las estrategias de separación como la vía más efectiva de manejo de paisajes.

Dos casos donde se ha logrado integrar la producción y la conservación son los sistemas de milpa en la zona maya de Yucatán y los cafetales diversificados al sureste del país (Ortega-Álvarez 2018). Por un lado, siguiendo un abordaje de sistemas socioecológicos, Toledo y colaboradores (2008) revisan las estrategias locales de uso múltiple de la biodiversidad por comunidades mayas en la Península de Yucatán. Éstas consisten en la diversificación de las actividades productivas, desde la agricultura hasta el aprovechamiento de recursos forestales, la mayoría destinadas a la subsistencia, el comercio y los servicios a nivel local o regional. Así, mantienen un mosaico en el paisaje conformado por sistemas agrícolas (como la milpa y los huertos familiares) junto con parches de selva en diferentes estados de conservación. Entonces el paisaje “opera como un eficiente mecanismo ecológico y económico, y [...] explica la resiliencia del sistema naturaleza-cultura” (Toledo et al. 2008). Lo anterior refleja un manejo deliberado del paisaje a múltiples escalas que actualmente se encuentra bajo presiones demográficas y de acceso a mercados.

Los cafetales diversificados al sureste de México se han propuesto como otro ejemplo de la integración entre agricultura y conservación (Perfecto et al. 2009, Perfecto et al. 2014). Los cafetales bajo manejo tradicional consisten en plantaciones que también integran especies de árboles nativos y frutales, por lo que forman un ambiente denso y diverso parecido a la vegetación original (Moguel & Toledo 1999). Aquí se ha encontrado una alta riqueza de especies, por ejemplo de aves e insectos, similar a la de los parches de selva, lo cual se atribuye a que conforman una matriz agrícola de alta calidad (Perfecto & Vandermeer 2002, Perfecto et al. 2009, Perfecto et al. 2014). A la vez, la biodiversidad asociada provee servicios ambientales al cultivo de café, como la provisión de materia orgánica, la regulación de plagas o la fijación de nitrógeno en el suelo (Perfecto et al. 2014). La interrelación entre los parches de selva y la matriz de cultivo de café donde se encuentran inmersos implica que las estrategias de conservación en esta región deben abarcar también el manejo de los cafetales, en especial ante las crecientes presiones hacia la intensificación.

Desde la perspectiva institucional y de planeación, el componente mexicano del Corredor Biológico Mesoamericano representa un intento por integrar estrategias de producción y conservación. El objetivo principal del proyecto es conectar las ANP del sureste del país, para lo cual contempla en algunas subregiones el manejo de paisajes productivos y el fomento del aprovechamiento sustentable (March et al. 2009, Álvarez Icaza 2008). El Corredor pretende integrar la producción con la conservación en las escalas local e institucional, mediante

proyectos con las comunidades rurales e indígenas dentro de su zona de influencia y mediante la colaboración entre entidades del gobierno, por ejemplo, SEMARNAT y SADER (antes SAGARPA) (Álvarez Icaza 2008). Sin embargo, las actividades productivas que se consideran están orientadas a productos y servicios, por ejemplo café orgánico, miel o turismo, más que a la producción de alimentos para consumo local como la milpa. También ha tenido limitaciones importantes en su implementación, en cuanto a asegurar la colaboración de los diferentes actores involucrados (Robles de Benito 2009). A pesar de lo anterior, el proyecto es un antecedente de la planeación que se requeriría para poner en práctica las estrategias de integración territorial.

Una estrategia de conservación que considere la contribución de los paisajes agrícolas a la conservación enfrentaría obstáculos de implementación similares a los que enfrentan las estrategias actuales, aunque quizá en mayor magnitud. Estos son obstáculos de presupuesto, monitoreo, articulación de programas de ordenamiento y colaboración entre entidades del gobierno y entre otros sectores como comunidades locales y organizaciones civiles (Álvarez Icaza 2008). Aun así, sería un primer paso que las estrategias de integración se promovieran de forma explícita en los documentos de políticas públicas, brindándoles tanta atención como a la designación de áreas protegidas.

1.1.5 Retos para diseñar estrategias sustentables

Como se ha visto hasta ahora, las estrategias de separación territorial que han predominado como esquemas de conservación en México, no son suficientes para mantener la biodiversidad. Aquí, las estrategias de integración podrían atender algunas de sus limitaciones, en especial mejorando la conectividad a nivel regional. No obstante, desde la perspectiva ecológica, un gran obstáculo para implementar esquemas complementarios de manejo de paisajes ha sido la ambigüedad en la definición de la heterogeneidad espacial y de los tipos de manejo agrícola, así como la omisión del contexto temporal.

El debate entre estrategias de conservación es ambiguo respecto a la heterogeneidad espacial de los diferentes usos de suelo. Si bien las estrategias de separación buscan preservar áreas extensas y continuas de hábitat o vegetación primaria, no hay consenso sobre la escala o la configuración ideal que deberían tener tales parches (Fischer et al., 2014, Kremen, 2015). Asimismo, cuando se señala que las estrategias de integración promueven mayor heterogeneidad, no es claro si se refieren a la composición (la cantidad y proporción de usos de suelo) o la configuración (el arreglo espacial de los parches) (Fahrig et al. 2011). De hecho, esto

último resalta otra limitación del debate: como ya se mencionó, los tipos de manejo agrícola, un componente de la heterogeneidad composicional, tampoco se han definido claramente, reforzando la suposición de que la agricultura siempre está en conflicto con la conservación. Por último, no se ha prestado suficiente atención a la historia de los paisajes, a pesar de que diferentes trayectorias de transformación tienen impactos distintos sobre la biodiversidad y pueden resultar en patrones contrastantes de heterogeneidad (Von Wehrden 2014, Thompson et al. 2017). Para una comparación más apropiada entre estrategias se vuelve importante caracterizar la heterogeneidad del paisaje, incluyendo las prácticas agrícolas, a lo largo del tiempo.

Debido a las ambigüedades anteriores, en la práctica es difícil establecer cómo son los paisajes asociados a una u otra estrategia, qué compromisos implica elegir una sobre otra o, lo más importante, cómo sería en términos de heterogeneidad combinar ambas. Se ha argumentado que los paisajes tropicales donde prevalece la fragmentación y la agricultura de baja intensidad, como en el sur de México, son ideales para emplear estrategias de integración, pero sin resolver las inconsistencias tampoco se puede estudiar en qué medida ya se practican tales estrategias o si son aptos para ellas. Sistematizar la heterogeneidad espacial y los tipos de agricultura ayudaría a pasar de una discusión que se ha planteado como dicotomía hacia la definición de un gradiente de estrategias de manejo.

1.1.6 Paisajes como sistemas socioecológicos

Las Ciencias de la Sostenibilidad, a través del enfoque de sistemas socioecológicos, proveen un marco para estudiar las interacciones entre agricultura y conservación en paisajes. Los sistemas socioecológicos se definen como sistemas complejos adaptativos, con interacciones no lineales a múltiples escalas y dinámicas acompañadas de incertidumbre, que se han propuesto como unidad de estudio y manejo para el desarrollo sustentable (Maass 2012, Levin et al. 2013, Fischer et al. 2015). Un aspecto significativo de este concepto es que reconoce las interrelaciones entre sistemas naturales y sociales, lo cual es una prioridad en las agendas de investigación en Ciencias de la Sostenibilidad (Kates 2011, Spangenberg 2011). En particular, se ha resaltado la importancia de desarrollar marcos teóricos para estudiar mejor la diversidad de interacciones entre los componentes naturales y sociales, así como identificar los compromisos entre la satisfacción de las necesidades humanas y la conservación del ambiente (Kates 2011). Ambas son cuestiones relevantes para el diseño de estrategias sustentables de manejo en paisajes.

De hecho, los paisajes se pueden entender como sistemas socioecológicos, una perspectiva que exige reconocer explícitamente las interacciones entre sus componentes biológicos, ambientales y la intervención humana, así como las diferentes escalas en que ocurren y su contexto histórico (Parrot & Meyer 2012, Sayer et al. 2013, Game et al. 2014). La perspectiva de los sistemas socioecológicos tiene implicaciones para el manejo de paisajes: desde este enfoque se propone que algunas acciones clave son monitorear el paisaje a múltiples escalas espaciales y temporales, considerar las tendencias de cambio históricas para informar intervenciones futuras, y desarrollar escenarios para caracterizar su variación (Parrot & Meyer 2012). Estos aspectos representan un enfoque distinto al que ha predominado en el estudio de paisajes desde la ecología, donde se ha dado prioridad al componente ambiental en vez de considerar un sistema integral. Por ejemplo, el impacto de la heterogeneidad espacial sobre la biodiversidad se ha estudiado principalmente en el contexto de la pérdida y fragmentación de hábitat, ignorando el rol de la matriz donde están inmersos los parches (Fahrig 2003, Liao et al. 2016, Xu et al. 2018). En México, también ha sido un desafío para la ecología del paisaje adoptar la perspectiva de sistemas socioecológicos; esto se refleja en el sesgo geográfico de las investigaciones, que han desatendido el estudio de agroecosistemas, además de la escasez de estudios de largo plazo y multiescalares (Arroyo-Rodríguez et al. 2017). De forma similar, las políticas de producción y conservación están desarticuladas y se han desarrollado por separado.

El predominio del modelo de separación territorial en la planeación para conservación se debe en parte a que los paisajes no se han estudiado de forma integral. Por lo mismo, un problema de sostenibilidad concreto en México es que se han omitido las estrategias de integración territorial como alternativa viable para la conservación, a pesar de la evidencia ya mencionada sobre su potencial para mejorar la conectividad de los paisajes y, por tanto, para contribuir a un manejo sostenible. Aquí, el enfoque de sistemas socioecológicos, que es más afín a las estrategias de integración, podría ayudar a desarrollar una regionalización del territorio integral y contextualizada.

Sin embargo, persisten las dificultades de definir en términos de heterogeneidad espacial cómo son los paisajes asociados a una u otra estrategia, o más aun, cómo se manifiesta en realidad la diversidad de interacciones entre usos de suelo agrícola y de conservación. Se ha propuesto la construcción de arquetipos como un método formal para analizar sistemas socioecológicos en Ciencias de la Sostenibilidad (Eisenack et al. 2006, Eisenack et al. 2019, Oberlack et al. 2019, Sietz et al. 2019). Los arquetipos son patrones representativos de la

interacción entre sociedad y naturaleza en la escala regional que generalizan condiciones locales al grado suficiente para hacerlas comparables en diferentes contextos y por tanto, permiten obtener una visión general de tales interacciones y sus tendencias (Eisenack et al. 2006). Un ejemplo de la aplicación del concepto es el trabajo de Václavík y colaboradores (2013), donde mapean sistemas terrestres arquetípicos, por ejemplo, bosques tropicales, sistemas agrícolas de riego, sistemas agrícolas extensivos, entre otros, con base en variables ambientales, socioeconómicas y de prácticas agrícolas. Concluyen que su análisis permite identificar estos arquetipos a nivel global, pero todavía hay mucha diversidad a escalas sub nacionales. Los paisajes típicamente asociados a las estrategias de separación o integración también podrían considerarse arquetipos, pero a diferencia de la propuesta de Eisenack y colaboradores (2006), ha sido un debate más teórico que empírico. En este trabajo de tesis, caracterizar la heterogeneidad espacial de paisajes es un intento por construir de arquetipos de la interacción entre actividades agrícolas y zonas de conservación.

1.2 Región de estudio: la Península de Yucatán

La Península de Yucatán abarca los estados de Campeche, Yucatán y Quintana Roo, al sureste de México, y se eligió como región de estudio por la diversidad de paisajes que coexisten. Por un lado, la Península se ha considerado una zona relativamente homogénea respecto al resto del país, en cuanto a condiciones ambientales y topográficas: la mayor parte de su superficie se encuentra dentro de la ecorregión de selvas cálido-húmedas (o bosques tropicales húmedos), con una pequeña zona al noroeste de selvas cálido-secas (o bosques tropicales secos) y poca variación altitudinal respecto al resto del país (Pacheco et al. 2008). El Programa de Ordenamiento Ecológico General del Territorio identifica a la Península como una zona de alta prioridad de atención y recomienda priorizar la preservación de flora y fauna, y la restauración (SEMARNAT 2012). Incluso clasificaciones anteriores de zonas agrícolas para México, agrupan la mayor parte de su superficie dentro de la misma región agroecológica, de acuerdo a variables como tipo de suelo, condiciones ambientales y prácticas de manejo (Contreras Servín 2012).

Por otro lado, al interior de la Península coexisten manejos contrastantes en cuanto a prácticas de conservación y producción agrícola. Por ejemplo, hay tanto áreas naturales protegidas como importantes zonas de vegetación primaria sin protección oficial. Respecto a

las zonas agrícolas, Yucatán es uno de los estados con mayor expansión agrícola en las últimas décadas, mientras que Quintana Roo es de los que ha tenido menor crecimiento agrícola (Pacheco et al. 2008). Además, otros estudios han identificado la convergencia de sistemas terrestres contrastantes en la región, en particular, los bosques tropicales y los sistemas agrícolas extensivos (Václavík et al. 2013). Así que la relativa homogeneidad ambiental y de prácticas agrícolas a nivel regional comparadas con el resto del país, junto con el interés por priorizar la conservación de acuerdo a documentos de política pública y la diversidad de manejos locales, hacen a la Península una región ideal para estudiar las interacciones entre agricultura y conservación.

1.3 Un caso de estudio en el sector público

El compromiso de las Ciencias de la Sostenibilidad como disciplina por atender problemas más allá del ámbito académico (Kates 2011, Spangenberg 2011, Miller 2013) me motivó a explorar la aportación de mi trabajo en un proyecto de conservación de agrobiodiversidad en el sector público. Realicé una estancia corta de investigación en la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) durante abril de 2019, con el equipo del Proyecto GEF de agrobiodiversidad mexicana (CONABIO 2019). Ese proyecto tiene como objetivo impulsar la conservación de la agrobiodiversidad mexicana y los agroecosistemas tradicionales a partir de la investigación, el fortalecimiento de capacidades locales, la incidencia en política pública y la vinculación a mercados. Se está implementando en seis estados del país, en zonas ricas en agrobiodiversidad y donde predomina la agricultura campesina, esto es, agricultura de pequeña escala en granjas familiares donde una parte de la producción se dedica al autoconsumo, que emplea en diferentes medidas tracción animal o mecánica, abonos orgánicos o fertilizantes inorgánicos, y donde se siembran principalmente variedades nativas de cultivos (Bellon et al. 2018).

La relevancia de este trabajo para la agrobiodiversidad yace en la relación entre la heterogeneidad de paisajes y el funcionamiento de agroecosistemas. Como se mencionó previamente, la investigación acerca de conservación de biodiversidad se ha centrado en la importancia de los parches de vegetación primaria. No obstante, la matriz agrícola donde están inmersos tiene el potencial de contribuir a la conectividad del paisaje y, por tanto, al mantenimiento de metapoblaciones y a la integración de estrategias de conservación y

producción. También se tiene evidencia de la interacción entre el manejo agrícola en la escala local y de paisaje, y su impacto sobre el funcionamiento de agroecosistemas. Por ejemplo, algunos estudios han encontrado que la simplificación del paisaje aumenta la incidencia de plagas (Avelino et al. 2011, Poveda et al. 2012, Martin et al. 2016), y afecta la diversidad asociada (Roschewitz et al. 2005), la abundancia de polinizadores (Connelly et al. 2015) y, de forma indirecta, la productividad (Poveda et al. 2012, Connelly et al. 2015, Martin et al. 2016) e incluso la calidad de la alimentación (Galway et al. 2018). Sin embargo, no hay consenso acerca de estas respuestas, lo cual se ha atribuido en parte a inconsistencias metodológicas que podrían resolverse caracterizando sistemáticamente el manejo agrícola y la heterogeneidad de paisajes.

Por ello, planteamos como objetivo general de la estancia explorar posibles aportaciones del análisis de heterogeneidad de paisajes al proyecto de conservación de agrobiodiversidad. La exploración se centró en:

- ubicar las regiones del proyecto dentro de una tipología de manejo agrícola para los municipios de México,
- identificar la heterogeneidad espacial de las localidades del proyecto en Yucatán, y
- relacionar la heterogeneidad de paisajes con la productividad y la diversidad de maíces nativos.

1.4 Objetivos

A partir de lo anterior, los objetivos de este trabajo son:

Objetivo general

Analizar el cambio de la heterogeneidad espacial en paisajes de México con estrategias de manejo contrastantes y su potencial impacto sobre la biodiversidad.

Objetivos específicos

1. Construir una tipología de manejo agrícola para los municipios de México y de la Península de Yucatán.
2. Caracterizar tendencias temporales en la composición y configuración de paisajes de la Península de Yucatán con estrategias contrastantes de conservación y producción.
3. Explorar posibles aportaciones del análisis de heterogeneidad de paisajes a un proyecto de conservación de agrobiodiversidad en el sector público.
4. Discutir escenarios y propuestas de conservación y producción para las regiones estudiadas.

2 Métodos

A continuación se describe la metodología para la construcción de tipologías de manejo agrícola, el análisis de tendencias de heterogeneidad y la exploración entre heterogeneidad y agrobiodiversidad. La documentación de los análisis de datos se encuentra en el siguiente repositorio: <https://github.com/iramosp/tesis-paisajes>.

2.1 Datos del Censo Agrícola, Ganadero y Forestal (INEGI 2007)

El primer objetivo del proyecto consistió en construir una tipología de prácticas de manejo agrícola para los municipios de México y para los de la Península de Yucatán. Los datos para la construcción de las tipologías provienen del Censo Agrícola, Ganadero y Forestal 2007, a escala municipal, del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI 2007). Este Censo incluye información sobre prácticas agropecuarias, así como infraestructura y algunas características sociodemográficas y económicas asociadas a la producción agropecuaria de los municipios de México. La escala original de medición son las *unidades de producción*, definidas como un conjunto de terrenos dentro de un mismo municipio, manejados bajo una misma administración (INEGI 2013). Las unidades de producción censadas corresponden al 57 % de la superficie del país, aproximadamente. La información se obtuvo a través de cuestionarios aplicados en cada unidad de producción a los responsables del manejo de los terrenos, incluyendo ejidatarios, comuneros, pequeños propietarios y colonos, durante el año agrícola de 2006 a 2007 (INEGI 2013). En la versión que se utilizó para la tipología, la información de las unidades de producción está agregada a nivel municipal.

Este Censo incluye la información más confiable y actualizada a la que se tuvo acceso sobre las prácticas de manejo agrícola del país a nivel municipal. El conjunto de datos es una fuente de información oficial sobre el funcionamiento de los sectores agropecuario y forestal del país, e incluso es un insumo básico para el desarrollo de política pública y programas de apoyo a productores (INEGI 2013). A pesar de la falta de validación detallada de las respuestas a cuestionarios, el Censo pasó por varios controles de calidad antes de su publicación, por ejemplo la triangulación con datos espaciales sobre uso de suelo, que intentan garantizar la calidad de los datos agregados.

2.2 Construcción de tipologías

Se adaptó la metodología para la construcción de tipologías de sistemas agrícolas propuesta por Alvarez y colaboradores (2014, 2018). Originalmente fue diseñada para clasificar la diversidad de granjas o parcelas en escalas locales integrando métodos participativos. Aquí la adaptamos para una escala más amplia, los municipios, aunque sin considerar el componente participativo. La metodología consiste en un proceso iterativo que parte de establecer un objetivo y una hipótesis para la tipología, a continuación se seleccionan las variables relevantes, luego se identifican grupos de sistemas agrícolas parecidos mediante técnicas de estadística multivariada (comúnmente, la combinación de métodos de reducción de dimensiones con algoritmos de agrupamiento no supervisados) y por último se validan los resultados comparándolos con la hipótesis inicial, por ejemplo, en relación a las variables que se esperaban que fuesen más significativas para distinguir los diferentes sistemas. El proceso se repite hasta obtener una tipología coherente con los objetivos establecidos, priorizando la claridad de la clasificación y su simplicidad en términos de la cantidad de las variables seleccionadas y de los grupos identificados.

Se han utilizado metodologías similares para clasificar sistemas agrícolas en escalas amplias, desde regionales hasta globales (Václavík et al. 2013, Nowosad & Stepinski 2018), muchas veces dando prioridad a los métodos estadísticos. Pero como reconocen Alvarez y colaboradores (2018), el desarrollo de tipologías es un proceso sensible a sesgos metodológicos y de los mismos investigadores, de donde se vuelve importante construirlas a partir de hipótesis que incluyan el conocimiento de expertos locales. Aunque aquí no consideramos este componente participativo, hicimos explícitos los objetivos y la hipótesis de la tipología, a diferencia de los métodos más comunes para escalas amplias. Además, la selección de variables se basó en clasificaciones previas de sistemas agrícolas mexicanos en diferentes escalas (Contreras Servín et al. 2011, Ibarrola-Rivas y Granados-Ramírez 2017, González González 2018).

Para la construcción de la tipología a nivel nacional, se estableció como objetivo distinguir municipios con prácticas de manejo agrícola contrastantes. Proponemos como hipótesis que el uso de suelo, la mecanización de las labores agrícolas y la aplicación de insumos externos podrían agrupar los municipios en esos manejos contrastantes. La hipótesis se basa en tipologías previas de sistemas agrícolas mexicanos, en particular, González González (2018) clasificó parcelas en Zaachila, Oaxaca, en una tipología que abarca un gradiente de "industrialización agrícola" junto con la presencia de agricultura de riego y la aplicación de insumos químicos.

Otra clasificación a escala nacional identificó el origen del agua como la variable con mayor impacto sobre la productividad de cultivos y, por tanto, la que mejor distinguía entre el manejo agrícola extensivo e intensivo (Ibarrola-Rivas y Granados-Ramírez 2017). Las variables clave identificadas en esos trabajos coinciden en parte con las de tipologías a escalas más amplias (Contreras Servín et al. 2011, Václavík et al. 2013). Entonces, de la información anterior se eligieron variables disponibles en el Censo relacionadas con la hipótesis planteada; éstas son todas continuas y de tipo numérico, y se describen en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1. Variables del Censo agrícola usadas para la construcción de la tipología.	
Categoría	Variable
Uso de suelo	Porcentaje de la superficie del municipio dedicada a labor agrícola.
	Porcentaje de la superficie del municipio dedicada a bosque o selva.
Tipo de tracción	Porcentaje de las unidades de producción del municipio que emplean sólo tracción mecánica para realizar las labores agrícolas.
Origen del agua	Porcentaje de la superficie agrícola del municipio en la que se practica agricultura de temporal.
Insumos	Porcentaje de la superficie agrícola del municipio que emplea herbicidas químicos.
	Porcentaje de la superficie agrícola del municipio que emplea insecticidas químicos.

A continuación se realizó un análisis de componentes principales (PCA por sus siglas en inglés) para identificar las variables que permitieran distinguir la mayor variación entre los municipios, considerando sólo los dos primeros componentes para el análisis. A partir del PCA, los municipios se agruparon de acuerdo a su similitud en prácticas de manejo. Se utilizó el algoritmo k-means, el cual agrupa de forma no supervisada un conjunto de datos en una cantidad predeterminada de grupos. Éstos se ubican alrededor de centroides obtenidos de la media aritmética del mismo grupo tal que cada punto es más cercano al centroide de su grupo

que al de cualquier otro, es decir, cada punto es más parecido a su grupo que a otros (Vanderplas 2016). Se definieron cuatro grupos, con lo cual los datos proyectados sobre los componentes principales se agrupan en cuadrantes que representan manejos agrícolas contrastantes. La cantidad de grupos se eligió priorizando la facilidad de interpretación de la tipología sobre criterios estadísticos, en especial porque los datos abarcan todo el gradiente conjunto de los dos componentes principales, en vez de separarse en grupos aislados. Por tanto, para tener un primer panorama a nivel nacional, es útil clasificar a los municipios en cuadrantes contrastantes representados por los extremos de cada componente (ver sección 3.1).

Asimismo, se construyó una tipología regional de manejo agrícola para los municipios de la Península de Yucatán que permitiera diferenciar con mayor detalle las prácticas de manejo en esa zona. Se siguió la misma metodología que para la escala nacional, pero aquí el objetivo fue distinguir ya no municipios, sino distritos de desarrollo rural con prácticas de manejo agrícola contrastantes. Los distritos de desarrollo rural son la unidad básica de organización de la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER) y están conformados por conjuntos de municipios. Este cambio de enfoque desde municipios hacia distritos en el objetivo (mas no en las variables, que se mantuvieron a nivel municipal) fue necesario para la tipología regional porque la extensión de los distritos es más apropiada para los análisis de heterogeneidad dada la resolución de los datos espaciales disponibles (sección 2.3) y la implicación más importante del cambio en escala fue en la cantidad de grupos en la que se agruparon los municipios como se menciona a continuación. Se mantuvieron la hipótesis de la tipología nacional y las variables en la escala municipal. Se realizó el análisis de componentes principales sólo con los datos para los municipios de la Península. Luego, usando de nuevo el algoritmo k-means, se identificaron municipios con manejos agrícolas similares. Esta vez se eligieron tres grupos, la cantidad óptima con la que, en general, se consigue clasificar a los municipios pertenecientes a cada distrito de desarrollo rural dentro de la misma categoría, en lugar de tener distritos cuyos municipios pertenecieran a diferentes categorías como ocurre con mayor cantidad de grupos. La selección de los paisajes de estudio se realizó a partir de esta tipología.

2.3 Datos espaciales sobre uso de suelo y vegetación

Los datos espaciales que se usaron para el análisis de heterogeneidad dentro del segundo objetivo del proyecto fueron el conjunto de datos vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación de

INEGI, series II a VI, en escala 1:250000. Estos mapas incluyen información detallada sobre la distribución de los tipos de vegetación y uso de suelo en el país, obtenida a partir de imágenes satelitales y validada con recorridos de campo. Los tipos de vegetación están clasificados de acuerdo a un sistema jerárquico que considera la información ecológica y florística, estandarizado a lo largo de las series. Aparte se incluye la fase sucesional como indicador del grado de alteración de la vegetación ante disturbios. Se excluyó la serie I de 1985 porque su metodología de elaboración difiere significativamente de las posteriores, dificultando su comparación.

Las fechas de elaboración y de referencia para cada serie son:

- Serie II: Elaborada entre 1993 y 1999, con año de referencia 1999.
- Serie III: Elaborada entre 2002 y 2005, con año de referencia 2002.
- Serie IV: Elaborada entre 2006 y 2010, con año de referencia 2007.
- Serie V: Elaborada entre 2011 y 2013, con año de referencia 2011.
- Serie VI: Elaborada entre 2014 y 2016, con año de referencia 2015.

Estos mapas se elaboran con el propósito de evaluar el estado de los recursos vegetales, pronosticar el cambio de uso de suelo, desarrollar programas de manejo de recursos naturales y de conservación ambiental, apoyar las políticas de aprovechamiento y conservación del país, entre otros. La información es un insumo básico del Programa de Ordenamiento Ecológico General del Territorio y de otros programas regionales de ordenamiento, de planes de manejo de Áreas Naturales Protegidas, de inventarios de recursos naturales y de políticas agropecuarias (INEGI 2014). Lo anterior refleja el grado de confiabilidad que se ha atribuido a estos datos cartográficos como fuente primaria e insumo para generar información derivada.

Los datos vectoriales se prepararon para su análisis utilizando el programa QGIS 3.6.0. Se transformaron las proyecciones cartográficas al sistema de coordenadas geográficas proyectadas para México ITRF2008, UTM zona 16N (EPSG:6371). También se reclasificaron las clases de cobertura en ocho categorías generales: vegetación primaria, vegetación secundaria, zonas agrícolas, pastizales, tulares o manglares, asentamientos humanos, sin vegetación y cuerpos de agua. La selección de los paisajes de estudio se realizó con base en estos datos estandarizados.

2.4 Selección de paisajes con manejos contrastantes

Se seleccionaron paisajes que ejemplificaran la interacción entre estrategias contrastantes de producción agrícola y conservación de vegetación primaria. Por un lado, se buscaron distritos de desarrollo rural ubicados en grupos distintos dentro de la tipología regional de manejo agrícola (sección 2.2), particularmente en relación al gradiente de intensificación, es decir, distritos donde predominara un manejo de menor o de mayor intensidad. Por otro lado se buscaron zonas dentro de esos distritos que presentaran en 1993 (serie II de Uso de Suelo y Vegetación) parches de vegetación en diferentes estados de conservación, específicamente, zonas con vegetación primaria, zonas sin vegetación primaria y zonas con vegetación primaria dentro de ANP designadas antes del año de referencia. Así, las posibles combinaciones entre estrategias de producción y de conservación son seis. Los paisajes elegidos representan tales combinaciones y consisten en polígonos cuadrados de 30 km por 30 km al interior de los distritos identificados.

2.5 Métricas de heterogeneidad

El cambio en el tiempo de los paisajes seleccionados se caracterizó a través de métricas de heterogeneidad espacial. Éstas permiten describir sistemáticamente patrones en la composición y configuración de los paisajes, es decir, qué clases de cubiertas están presentes, en qué proporción y cómo se organizan en el espacio. (Fahrig et al. 2011, Turner y Gardner 2015). Entre las numerosas medidas de heterogeneidad disponibles, se eligió un conjunto que, en general, cuantificara aspectos relativamente independientes del paisaje para minimizar la redundancia entre ellas (Turner y Gardner 2015). Además, a nivel de clase se consideraron medidas que se han propuesto como indicadores de la calidad de la matriz agrícola o robustas ante cambios de escala, por lo que son apropiadas para comparar paisajes diversos (Urrutia et al. 2019); a nivel de paisaje sólo se tomó una medida de composición y otra de configuración. A grandes rasgos, las métricas elegidas están relacionadas con el área ocupada por cada clase, el arreglo espacial de los parches, la forma de los parches y el contraste entre bordes. En la Tabla 2.2 se describen con detalle.

Los datos espaciales que se usaron para el análisis de heterogeneidad consisten en los paisajes seleccionados previamente, esto es, polígonos cuadrados de 30 km por 30 km, en los cinco puntos de tiempo correspondientes a las series II a VI de las capas de Uso de Suelo y Vegetación

de INEGI. Éstos se transformaron a ráster categóricos manteniendo las mismas ocho clases definidas anteriormente, con resolución de 250 m, mediante el programa QGIS 3.6.0 (QGIS Development Team 2019) y la biblioteca de Python PyQgis. Las métricas de heterogeneidad se calcularon a partir de esos ráster en R, mediante el paquete *landscapemetrics* (Hesselbarth et al. 2019). A nivel de clase sólo se calcularon para la vegetación primaria, vegetación secundaria y zonas agrícolas, pues son aquellas para las que nos interesa estudiar las tendencias de cambio. El análisis y visualización de datos se realizaron en Python 3.7 con las bibliotecas Matplotlib (Hunter 2007), Seaborn (Waskom et al. 2018), NumPy (Van der Walt et al. 2011), pandas (McKinney 2010), GeoPandas, Rasterio (Gillies et al. 2013), y se documentaron en Jupyter Notebooks.

2.6 Paisajes y agrobiodiversidad: adaptación de la metodología

La tipología nacional y el análisis de heterogeneidad se adaptaron para explorar la posible contribución de la metodología para un proyecto de conservación de agrobiodiversidad en el sector público. Primero, los municipios que forman parte de ese proyecto se ubicaron dentro de la tipología nacional, en especial resaltando su ubicación dentro del gradiente de intensificación agrícola.

A continuación se comparó la heterogeneidad de cuatro localidades del proyecto en Yucatán. Se utilizaron los datos espaciales del sistema MAD-Mex (*Monitoring Activity Data for the Mexican REDD+ Program*), en particular los obtenidos de Rapideye con resolución de 5 m y que corresponden al 2015. Estos consideran 17 clases de vegetación y cuentan con una gran exactitud para la clase de suelo agrícola, lo cual permite comparar la heterogeneidad de los paisajes a nivel de localidad, una escala más detallada que la usada en los análisis previos. Se seleccionaron paisajes de 4 km por 4 km alrededor de las cuatro localidades del proyecto en Yucatán y se comparó de forma cualitativa su heterogeneidad, con especial atención a las clases de suelo agrícola, urbano y selva seca.

Por último se exploró la relación entre heterogeneidad, productividad y agrobiodiversidad. Se consideró una escala amplia que permitiera vincular los datos espaciales con los de diversidad de maíces nativos. Esos datos de agrobiodiversidad provienen del Proyecto global de maíces nativos (CONABIO 2011), una base de datos que recopila registros de maíces nativos a nivel nacional. Los datos de productividad provienen de un estudio donde se clasificó a los

municipios del país en categorías de acuerdo a su producción de maíz (en toneladas por hectárea) bajo agricultura de temporal (Bellon et al. 2018).

Se planteó como hipótesis que los paisajes más productivos son también los menos diversos y con menor calidad en la matriz agrícola. Sin embargo, investigar la relación entre productividad, heterogeneidad y diversidad requiere un análisis cuidadoso para vincular las escalas de los datos y considerar los posibles sesgos en la metodología de recolección de los datos. Por ejemplo, una región sin registros no necesariamente implica la ausencia de maíces nativos, pero tampoco es sencillo tomar en cuenta esa incertidumbre. Por otro lado, comparar la heterogeneidad de paisajes requiere seleccionar la escala y extensión apropiadas, las cuales no siempre coinciden con los límites políticos de los municipios, que es la escala de los datos de productividad y manejo agrícola. Entonces, como caso de estudio, se puede plantear una versión más sencilla de la pregunta. Primero, ¿cómo se compara la diversidad de maíces nativos entre dos paisajes de productividad y manejo contrastantes? Luego, ¿cómo se compara la heterogeneidad entre estos paisajes? Esto es, ¿cómo se ve un paisaje más o menos productivo y más o menos diverso?

Para responder las preguntas se eligieron deliberadamente dos paisajes de 100 km por 100 km, cercanos geográficamente y que pertenecieran a clases de productividad contrastantes; el segundo incluyó a la región del proyecto de conservación de agrobiodiversidad en Michoacán. Se calcularon la abundancia (cantidad de registros) y la riqueza (cantidad de razas primarias) de maíces nativos dentro de esos paisajes. Después se calcularon las métricas de heterogeneidad descritas en la Tabla 2.2 a nivel de clase, usando los datos de la serie VI de las capas de uso de suelo y vegetación de INEGI, escala 1:250 000. Con los datos de INEGI se recupera la información sobre el estado de conservación que es valiosa para la discusión sobre la calidad de la matriz agrícola.

Tabla 2.2. Métricas de heterogeneidad.

Nivel	Métrica	Descripción	Referencia
Clase	Proporción de cobertura [%]	Proporción del paisaje ocupada por una clase; una medida básica de composición.	(McGarigal et al. 2012, Hesselbarth et al. 2019)
	Número de parches	Los parches se definen como un conjunto de celdas contiguas de la misma clase. Es una medida de fragmentación.	(McGarigal et al. 2012, Hesselbarth et al. 2019)
	Densidad de borde [m/ha]	La suma de los bordes de una clase en relación al área del paisaje; una medida de configuración, con unidades en metros por hectárea.	(McGarigal et al. 2012, Hesselbarth et al. 2019)
	Índice del parche más grande [%]	Porcentaje del paisaje que ocupa el parche más grande de una clase.	(McGarigal et al. 2012, Hesselbarth et al. 2019)
	Índice de interspersión y yuxtaposición [%]	Describe la entremezcla de clases. A mayor valor, significa que la clase es adyacente al resto de las clases en igual medida.	(McGarigal et al. 2012, Hesselbarth et al. 2019)
Paisaje	Complejidad configuracional	Mide la complejidad configuracional de los patrones espaciales basada en la entropía del contraste entre bordes. A mayor valor, hay más celdas de cada clase adyacentes a más diversidad de clases. Adimensional.	(Hesselbarth et al. 2019, Nowosad et al. 2019)
	Índice de diversidad de Shannon	Una métrica de diversidad que toma en cuenta tanto el número de clases como su abundancia. Presenta valores más altos conforme aumenta el número de clases, con abundancia equitativa. Adimensional.	(McGarigal et al. 2012, Hesselbarth et al. 2019)

3 Resultados

A continuación se presentan los resultados obtenidos. La documentación de los resultados se encuentra también en el siguiente repositorio: <https://github.com/iramosp/tesis-paisajes>.

3.1 Tipología nacional

De acuerdo al PCA, las variables que distinguen mejor entre las prácticas de manejo agrícola para los municipios de México corresponden, por un lado, a la *Agricultura de temporal* y *Tracción mecánica* (primer componente), y por otro, al *Área de labor agrícola* (segundo componente). La varianza explicada por estos componentes es del 49 % y 24 %, respectivamente. El resultado del PCA para la tipología nacional se muestra en la Tabla 3.1.

Variable	PCA 1	PCA 2
Agricultura de temporal	-0.39	-0.03
Tracción mecánica	0.78	0.07
Área de labor agrícola	-0.27	0.90
Área de bosque o selva	-0.002	-0.06
Herbicidas químicos	0.33	0.36
Insecticidas químicos	0.25	0.23
Varianza explicada	49 %	24 %

En la Figura 3.1 se muestran los datos reducidos por el PCA y agrupados en cuadrantes que representan manejos contrastantes. El primer componente (*eje x*) se puede interpretar como un gradiente de intensificación, pues en esta dimensión los valores cambian de gran porcentaje de tracción manual y agricultura de temporal hacia un mayor porcentaje de tracción mecánica y agricultura de riego. En cambio, el segundo componente (*eje y*) está asociado al porcentaje de superficie agrícola. La Figura 3.2 muestra el mapa de los municipios coloreados de acuerdo a la tipología. Los municipios del país abarcan un gradiente amplio en cuanto a intensificación y

superficie agrícola. Los cuadrantes de la Figura 3.1 distinguen de forma general municipios con manejos contrastantes, cumpliendo con el objetivo inicial propuesto para la tipología. Sin embargo, no resaltan las diferencias entre prácticas de manejo dentro de la Península de Yucatán porque la mayoría de sus municipios se ubican dentro de los cuadrantes de menor intensidad de manejo.

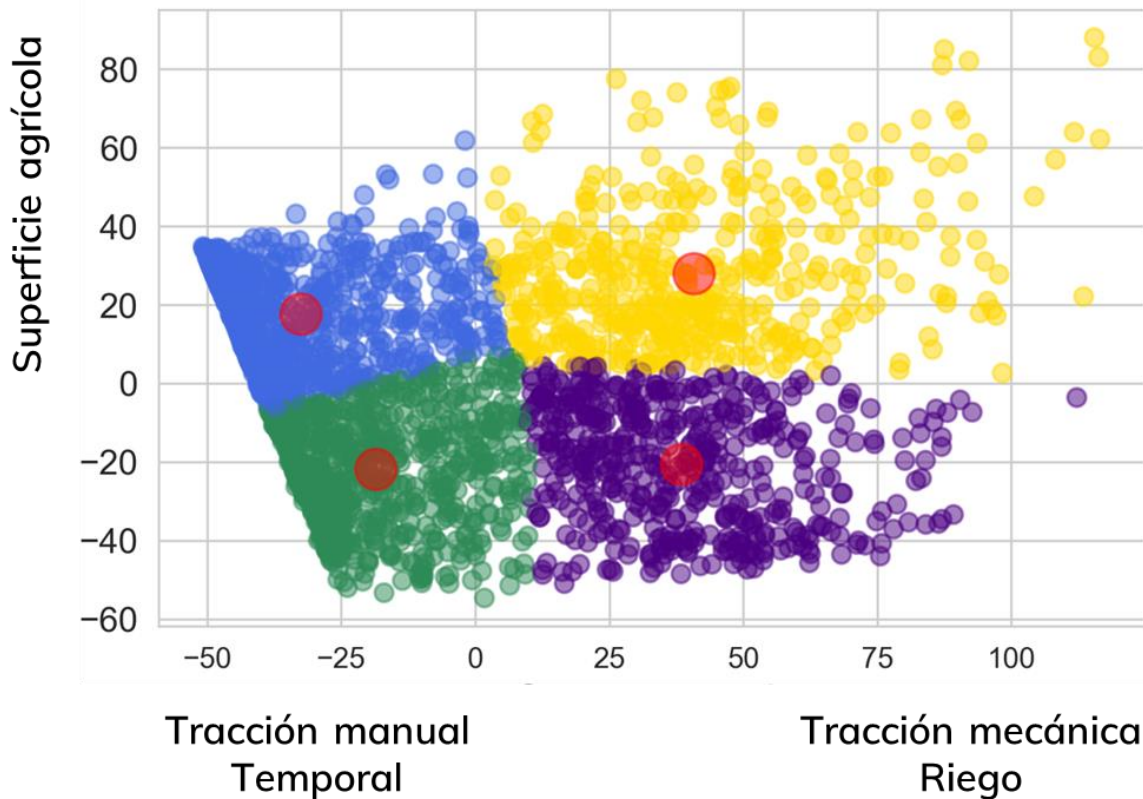


Figura 3.1. Tipología de manejo agrícola a escala nacional. Cada punto corresponde a un municipio y los colores distinguen entre cuadrantes de manejos contrastantes; los puntos rojos son los centroides de cada grupo. El *eje x* representa un gradiente de intensificación agrícola y el *eje y* está asociado principalmente al porcentaje de área agrícola del municipio.

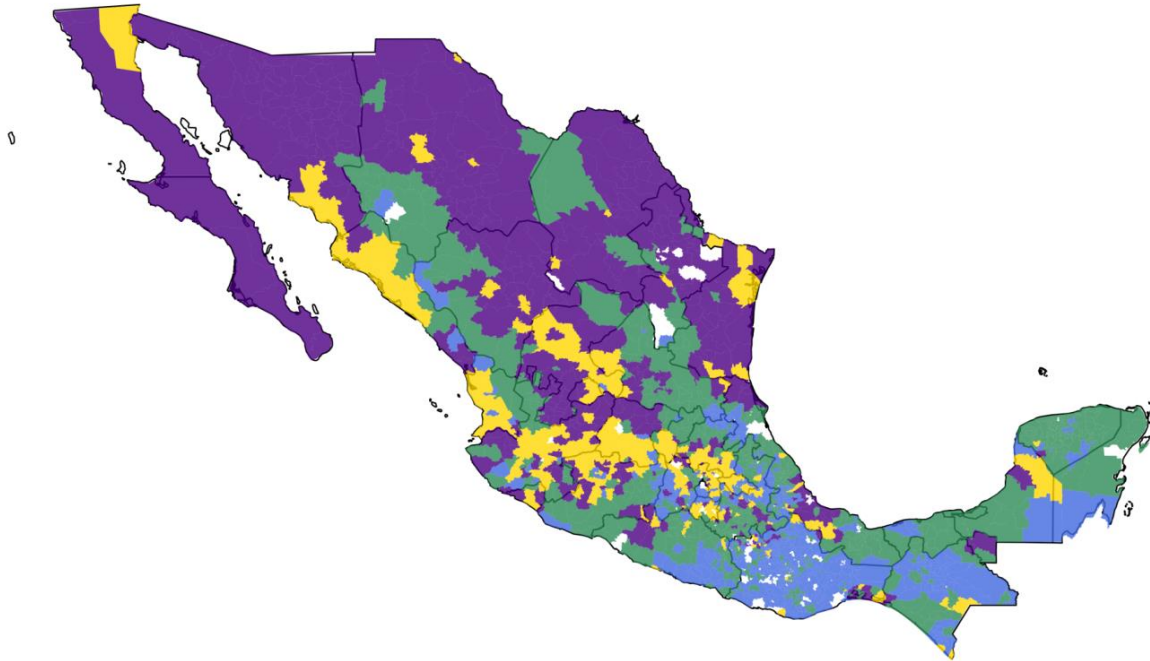


Figura 3.2. Municipios de México coloreados de acuerdo a la tipología de manejo agrícola. No hubo información para los municipios en blanco.

3.2 Tipología regional

Para distinguir con más detalle las prácticas agrícolas de los municipios en la Península de Yucatán se realizó una tipología regional. A diferencia de la tipología nacional, aquí el primer componente estuvo asociado al *Área de labor agrícola*, mientras el segundo, a la presencia de *Agricultura de temporal* y *Tracción mecánica*, es decir, corresponde a un gradiente de intensificación. La varianza explicada por estos componentes es del 45 % y 28 %, respectivamente. Los resultados se muestran en la Tabla 3.2.

En la Figura 3.3 se muestran los datos reducidos por el PCA y agrupados; y en la Figura 3.4, el mapa de la Península coloreado de acuerdo a la tipología. Como se observa, la mayoría de los municipios, y por tanto de los distritos de desarrollo rural, se ubican en el grupo asociado a la agricultura de menor intensidad de manejo (en morado). Los otros grupos utilizan un manejo agrícola más intensivo, con menor o mayor superficie agrícola (en amarillo y verde, respectivamente). A partir de esta tipología regional se eligieron distritos con manejos contrastantes para realizar los análisis de heterogeneidad.

Tabla 3.2 Resultados de PCA para la tipología regional.

Variable	PCA 1	PCA 2
Agricultura de temporal	0.45	-0.61
Tracción mecánica	0.47	0.58
Área de labor agrícola	0.67	-0.25
Área de bosque o selva	0.04	-0.02
Herbicidas químicos	0.34	0.45
Insecticidas químicos	0.12	0.15
Varianza explicada	45 %	28 %

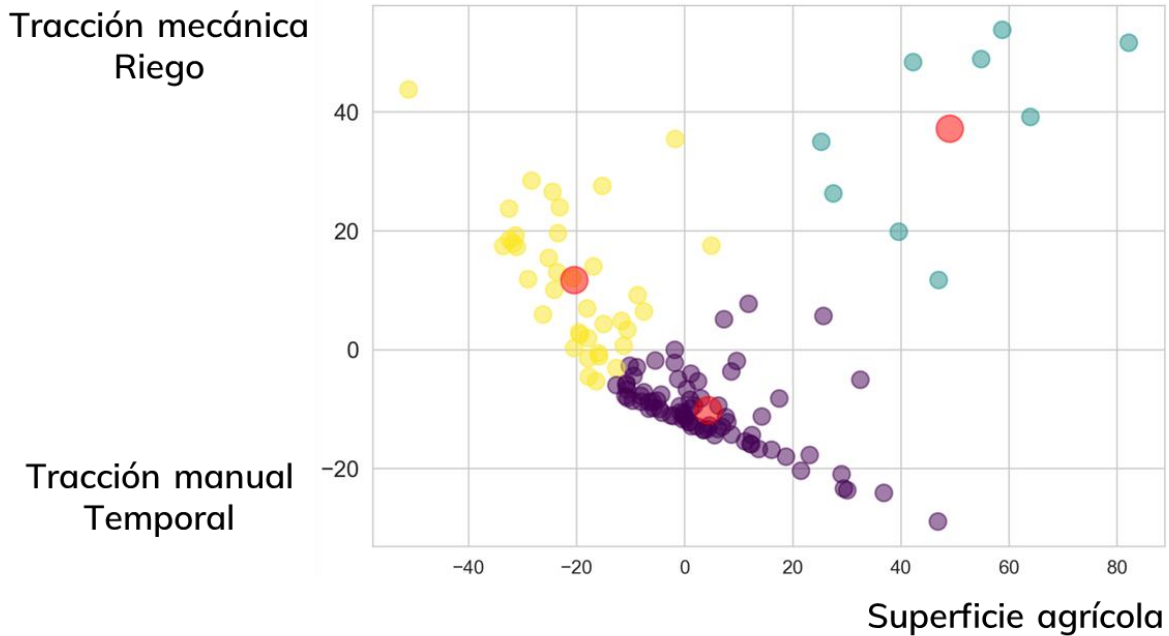


Figura 3.3. Tipología de manejo agrícola a escala regional. Cada punto corresponde a un municipio y los colores distinguen entre manejos contrastantes; los puntos rojos son los centroides de cada grupo. A diferencia de la escala nacional, aquí el *eje x* está asociado al porcentaje de área agrícola del municipio, mientras que el *eje y* está asociado a un gradiente de intensificación.

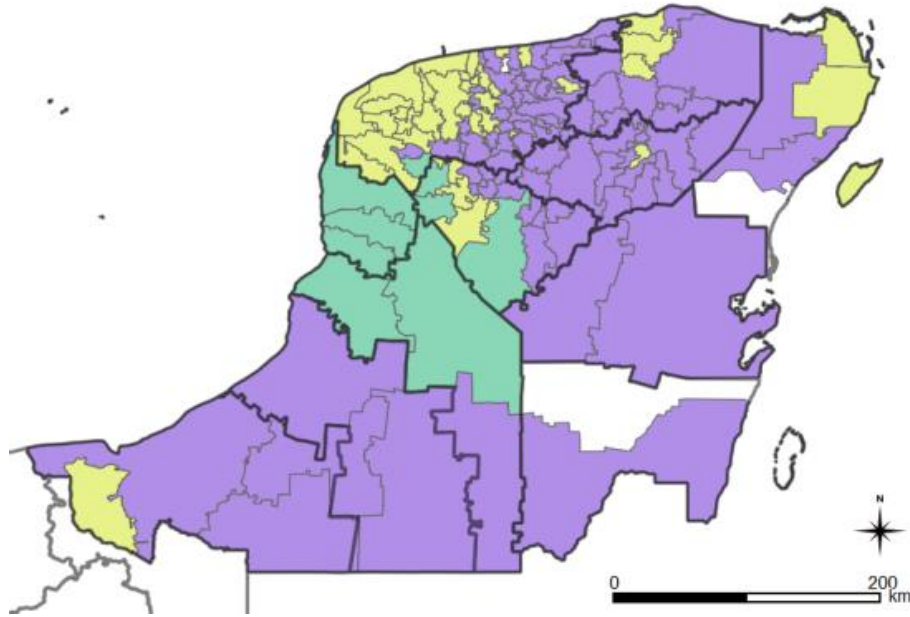


Figura 3.4. Municipios de la Península de Yucatán coloreados de acuerdo a la tipología de manejo regional. Los bordes más gruesos delimitan los distritos de desarrollo rural y los más delgados delimitan los municipios.

3.3 Paisajes seleccionados

Se seleccionaron paisajes que ejemplificaran las interacciones entre estrategias de producción (manejo más o menos intensivo) y de conservación (presencia o ausencia de vegetación primaria, y ANP). Aunque se tenían seis posibles combinaciones entre estrategias, sólo se identificaron cinco paisajes, pues una excepción fue la combinación entre agricultura intensiva y vegetación primaria dentro de ANP, ya que ninguna región cumplió esas características. La Figura 3.5 muestra la selección de paisajes y su ubicación.

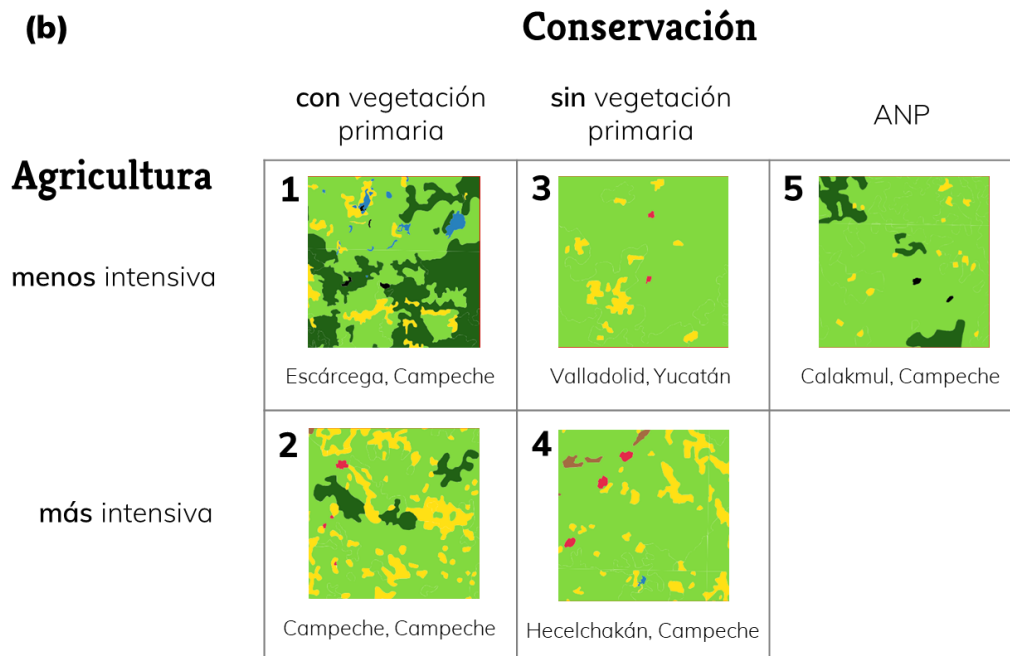
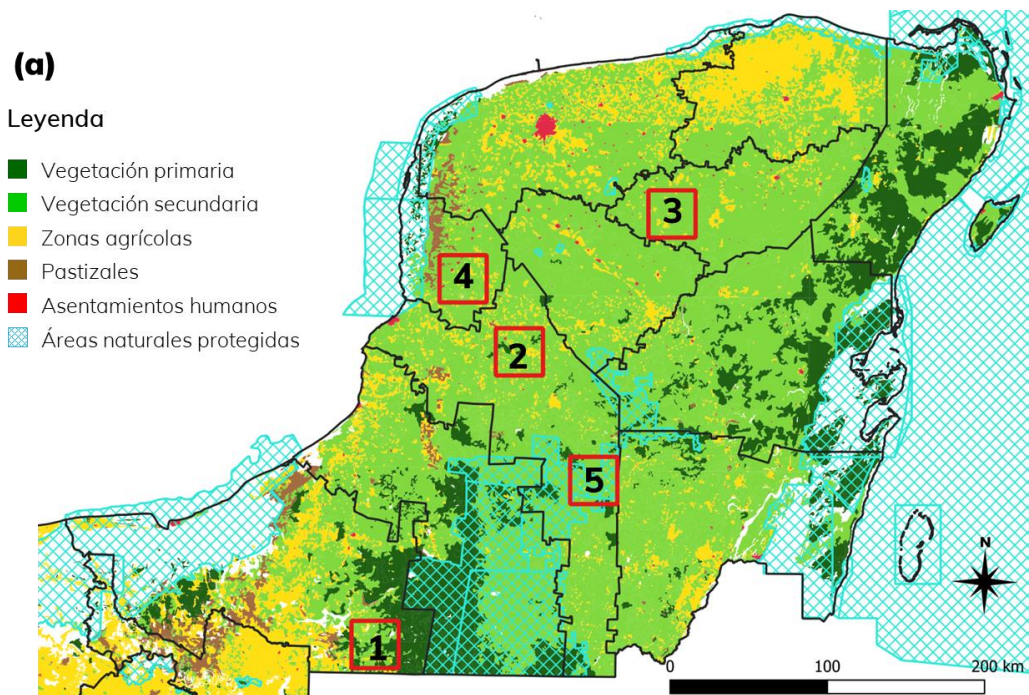


Figura 3.5. Paisajes seleccionados y su ubicación. Primero se muestra el mapa de la Península de Yucatán en 1993, junto con las Áreas Naturales Protegidas (a); los cuadrados corresponden a la ubicación de los paisajes elegidos y los bordes delimitan distritos de desarrollo rural. También se muestran estos paisajes dentro de la tabla de interacciones entre estrategias de agricultura y conservación (b).

Los paisajes elegidos son sólo una entre varias zonas posibles que podrían haber cumplido los criterios de búsqueda. En nuestra escala de trabajo, algunas interacciones entre agricultura y conservación estaban mejor representadas, mientras otras eran escasas. Por ejemplo, había múltiples zonas bajo agricultura poco intensiva y vegetación primaria, de las cuales se eligió una cercana a ANP para contrastar de forma más directa las estrategias de conservación. En cambio, las opciones para zonas con manejo agrícola más intensivo fueron restringidas, pues son menos los distritos donde se practica este tipo de agricultura. También estuvieron limitadas las opciones para zonas de vegetación primaria dentro de ANP; ninguna ANP se encontraba en distritos con manejos intensivos y, entre las que contenían zonas agrícolas poco intensivas, sólo la Reserva de la Biosfera de Calakmul fue decretada (en 1989) antes del año de referencia de la serie II de los datos de uso de suelo y vegetación (CONANP 2019). Si bien la selección de paisajes pretende representar interacciones características entre agricultura y conservación en la Península de Yucatán, no comprende todos los casos debido a la particularidad de los criterios delimitados. Sin embargo, los casos representativos seleccionados son un punto de inicio para identificar patrones en las tendencias de cambio en paisajes con estrategias de manejo contrastantes.

3.4 Tendencias de heterogeneidad

Se analizaron las tendencias de cambio en heterogeneidad espacial de los paisajes elegidos. En total se tuvieron 25 polígonos en formato vectorial correspondientes a los cinco paisajes seleccionados, en cinco puntos en el tiempo (Figura 3.6). Los valores de las métricas para cada paisaje y punto en el tiempo se muestran en la Figura 3.7.

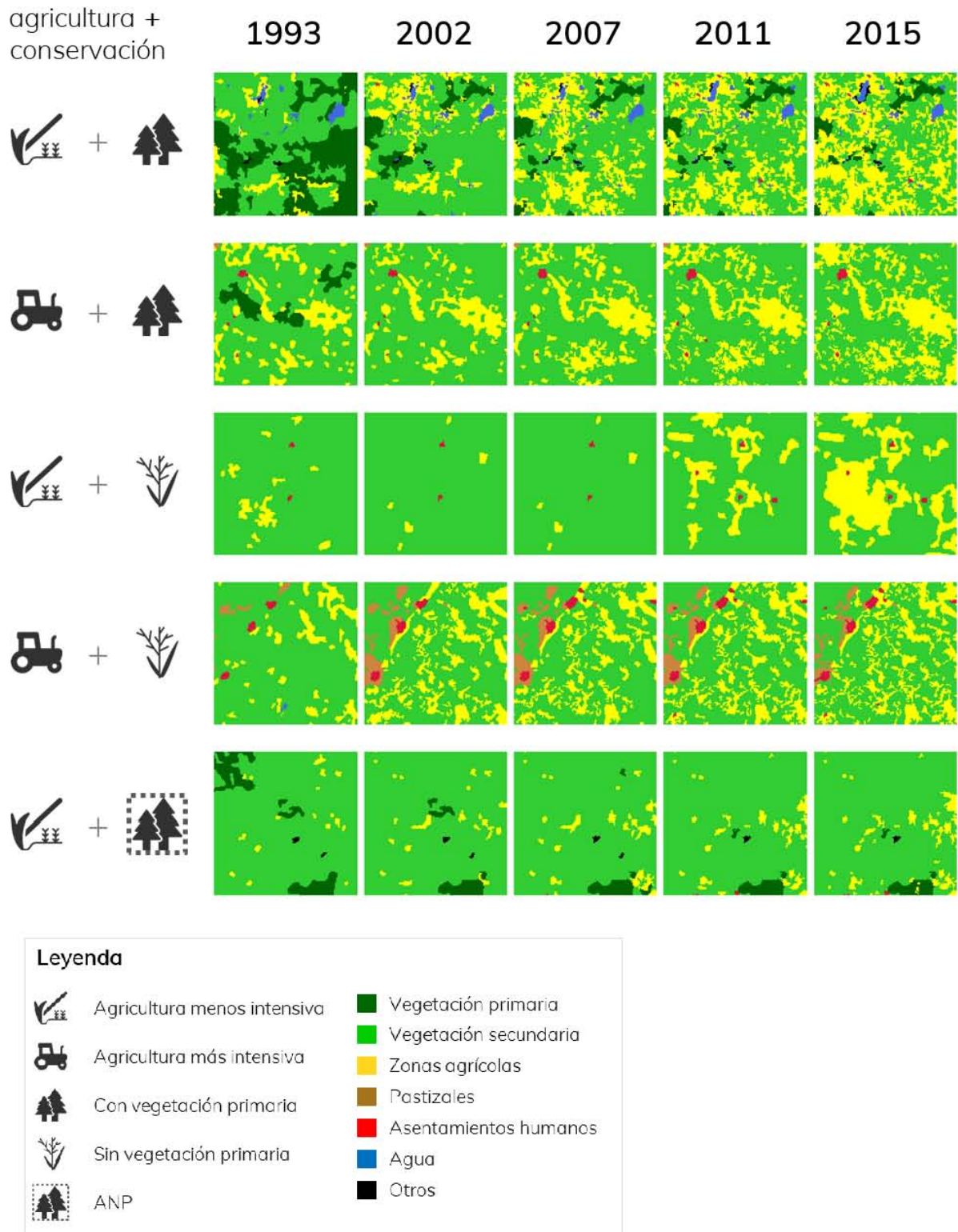


Figura 3.6. Mapas de los paisajes seleccionados correspondientes a las Series de Uso de Suelo y Vegetación de INEGI II a VI. Los símbolos indican la estrategia de agricultura y conservación de cada paisaje.

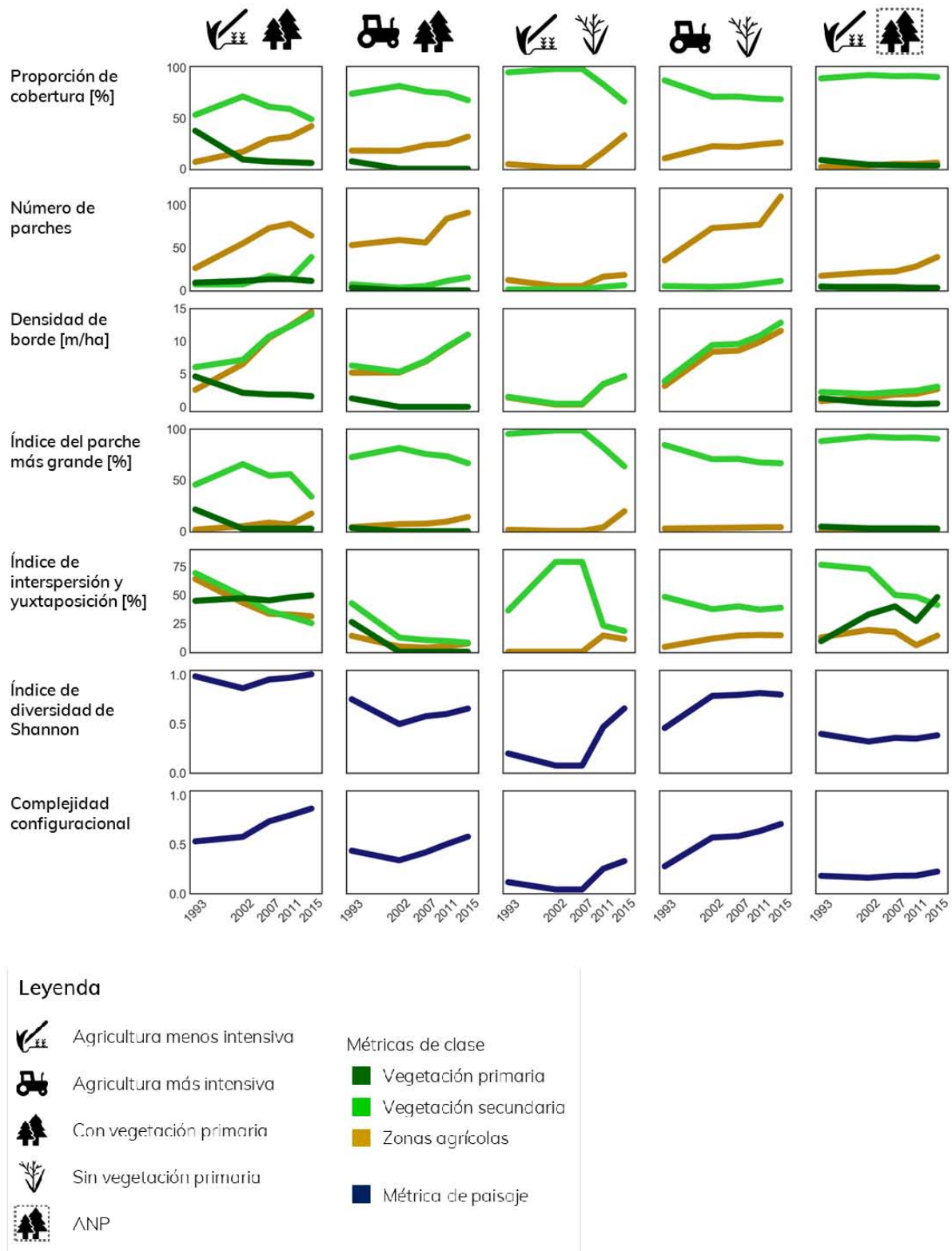


Figura 3.7. Tendencias de heterogeneidad para todas las métricas calculadas. Cada columna corresponde a un paisaje y cada renglón a una métrica.

Ahora, ¿qué se observa en las tendencias de heterogeneidad de los paisajes?

3.4.1 Cambios en composición

Para empezar, la proporción de cobertura, la medida más sencilla que se calculó, permite apreciar los diferentes puntos de inicio y trayectorias de cambio en la composición de los paisajes entre 1993 y 2015 (Figura 3.8).

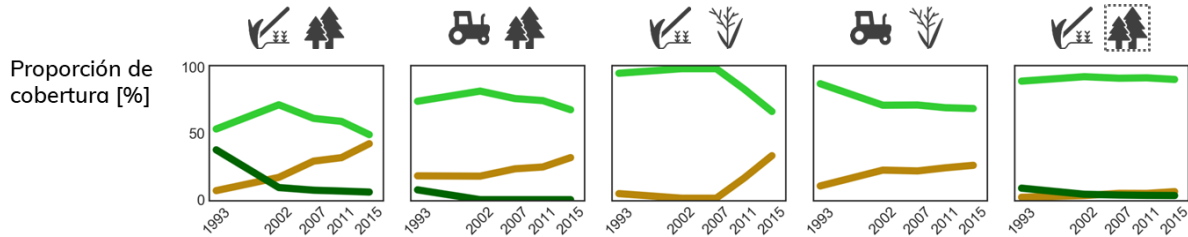


Figura 3.8. Tendencias de cambio en la composición de los paisajes, en particular, en la proporción de cobertura.

- En todos los paisajes se observa un crecimiento de las zonas agrícolas en el periodo de estudio. Asimismo, ocurre una transición de vegetación primaria hacia vegetación secundaria, y de ésta hacia zonas agrícolas.
- A pesar de que el paisaje dentro de ANP conservaba en 1993 sólo el 8.7 % de vegetación primaria, es el más estable en el tiempo comparado con el resto de los paisajes, en cuanto a la magnitud de cambio absoluta. Aun así, la vegetación primaria disminuyó hasta el 3 %, que corresponde al 34 % de lo que había en 1993; a la vez, las zonas agrícolas aumentaron del 1.8 % al 6 % de la superficie total del paisaje.
- En cuanto a vegetación primaria fuera de ANP, el paisaje con agricultura menos intensiva mantuvo el 5.7 % de la superficie total, que corresponde al 15 % de lo que había en 1993, incluso habiendo experimentado una pérdida importante del 76 % entre 1993 y 2002. En contraste, el paisaje con agricultura más intensiva perdió durante el mismo periodo toda la vegetación primaria, que correspondía sólo al 7.4 % del paisaje. La composición de estos paisajes al inicio del periodo de estudio presentaba distintos niveles de degradación en cuanto a conservación de vegetación primaria, lo cual se refleja en las tendencias de cambio.

- Por último, la agricultura creció con una mayor tasa de cambio en los paisajes con manejo menos intensivo, excluyendo aquél dentro de ANP. En el paisaje con manejo menos intensivo y vegetación primaria, las zonas agrícolas aumentaron seis veces, del 6.8 % al 42 % de la superficie total del paisaje; para este mismo manejo, pero sin vegetación primaria, hubo un aumento de siete veces, del 4.6 % al 33 % de la superficie total del paisaje. En cambio, las zonas agrícolas en los paisajes más intensivos aumentaron casi el doble donde había vegetación primaria, del 18 % al 32 % de la superficie total del paisaje; y un poco más del doble donde no había, del 10 % al 26 % de la superficie total del paisaje. La disparidad en tasas de cambio implica que a pesar de comenzar con menor superficie agrícola en 1993, hacia 2015 los paisajes menos intensivos habían superado a los más intensivos en este uso de suelo.

3.4.2 Patrones de expansión agrícola

El número de parches, el índice del parche más grande y el índice de interspersión y yuxtaposición revelan, en conjunto, patrones de expansión agrícola asociados a manejos distintos (Figura 3.9).

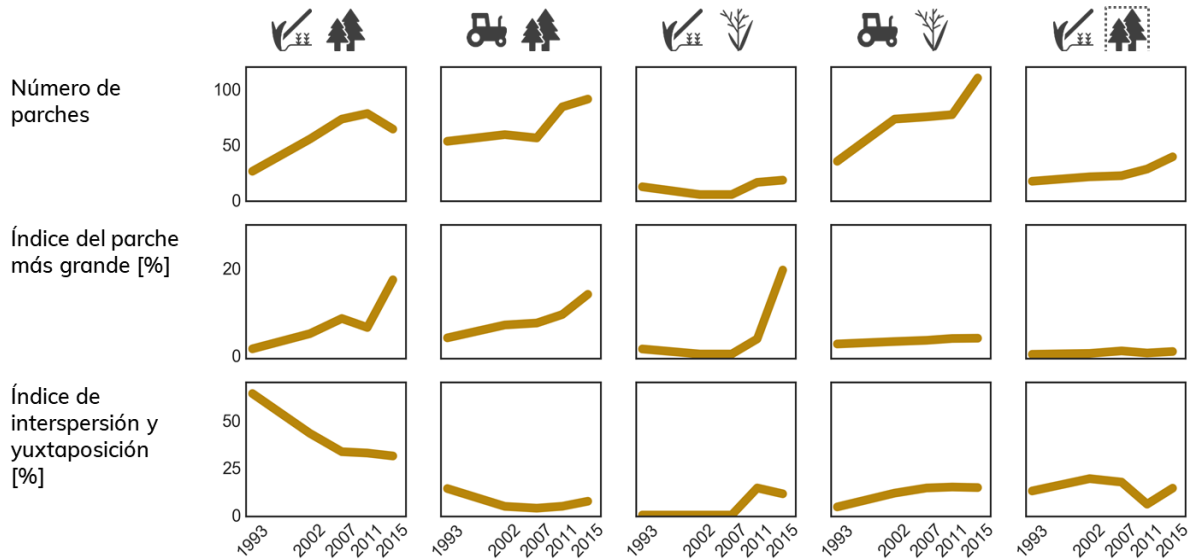


Figura 3.9. Métricas de heterogeneidad para la clase agrícola.

- Por un lado, las zonas agrícolas en los paisajes con manejo menos intensivo crecieron de forma conglomerada, excepto al interior de ANP. Este crecimiento se manifiesta en dos formas:
 - Primero, en el paisaje con vegetación primaria, ocurre un aumento del número de parches hasta 2011 seguido de una disminución en el último intervalo; dado que en el mismo periodo siguió creciendo la clase de agricultura, significa que en cierto momento los parches se cohesionaron. Este comportamiento también se refleja en la disminución del índice de interspersión y yuxtaposición junto con el aumento del índice del parche más grande. A pesar de la magnitud de estos cambios, el índice de interspersión y yuxtaposición para la clase agrícola es más alto que el resto de los paisajes, es decir, los parches están más entremezclados con las otras clases.
 - Segundo, en el paisaje sin vegetación primaria el crecimiento de la agricultura parece ocurrir alrededor de los parches ya existentes al inicio del periodo. Por eso el número de parches permanece relativamente estable, pero aumenta el índice del parche más grande, en especial a partir de 2011. Por inspección visual de la Figura 3.6, aquí los parches de agricultura se ubican en la periferia de asentamientos humanos, aunque esta asociación no se analizó con más detalle para otros casos.
- Por otro lado, la expansión agrícola en los paisajes más intensivos siguió un patrón disperso. Se observa un crecimiento significativo del número de parches, incluso cuando la cobertura agrícola crece poco. La dispersión se aprecia mejor en el paisaje sin vegetación primaria porque aumenta también el índice de interspersión y yuxtaposición, es decir, los parches están más entremezclados con el resto de las clases en el paisaje.
- En general, la estabilidad del paisaje dentro de ANP también se refleja en este conjunto de métricas.
- Por último, la densidad de borde para las zonas agrícolas y de vegetación secundaria está altamente correlacionada, en congruencia con la transformación de esa última clase hacia la primera. Sin embargo, esta métrica no brindó información adicional.

3.4.3 Métricas a nivel de paisaje

Las métricas de heterogeneidad composicional y configuracional a nivel de paisaje muestran un panorama general pero limitado de la transformación de los paisajes (Figura 3.7).

- Existe una estrecha correlación entre el índice de diversidad de Shannon y la complejidad configuracional en cada paisaje a lo largo del tiempo. En general, se observa un aumento en ambas métricas, aunque sin un patrón particular por tipo de manejo.
- Las métricas en este nivel, como por clase, muestran la estabilidad del paisaje dentro de ANP comparado con el resto, en términos de la tasa de cambio. También se trata del paisaje con valores más bajos en ambas métricas, pero son datos poco informativos por sí mismos.
- En contraste, el paisaje con manejo menos intensivo y vegetación primaria tiene los valores más altos a lo largo del tiempo. Lo anterior se puede atribuir, en parte, a que conserva mayor proporción de vegetación primaria y más clases en total, incluyendo algunas que se omitieron en el análisis a nivel de clase, como cuerpos de agua.

3.5 Paisajes y agrobiodiversidad

La tipología de manejo agrícola y la metodología de análisis de heterogeneidad permitieron contextualizar las regiones del proyecto GEF de conservación de agrobiodiversidad dentro del panorama nacional, comparar cualitativamente la composición de las localidades del proyecto en Yucatán y explorar la relación entre la heterogeneidad, la productividad y la agrobiodiversidad de dos paisajes contrastantes, incluyendo la región del proyecto en Michoacán.

3.5.1 Ubicación de regiones dentro de tipología

Las regiones del proyecto de agrobiodiversidad tienen manejos poco intensivos, con una amplia variación en la proporción de superficie agrícola; Michoacán y la Ciudad de México se distinguen del resto por presentar un manejo más intensivo.

A partir de la tipología de manejo agrícola para los municipios de México (sección 3.1), se identificó la ubicación de los municipios que pertenecen a las regiones del proyecto. En la Figura 3.10 se muestran nuevamente los datos reducidos por el PCA y agrupados en los cuadrantes de manejos contrastantes, con énfasis en los municipios de interés. Los municipios

de las regiones del proyecto presentan una amplia variación en cuanto a la proporción de superficie agrícola y, como se esperaría de acuerdo a la selección de las regiones, se ubican principalmente en los cuadrantes donde predomina la agricultura de temporal y la tracción manual o animal; Michoacán y la Ciudad de México se distinguen del resto por tener manejos más intensivos.

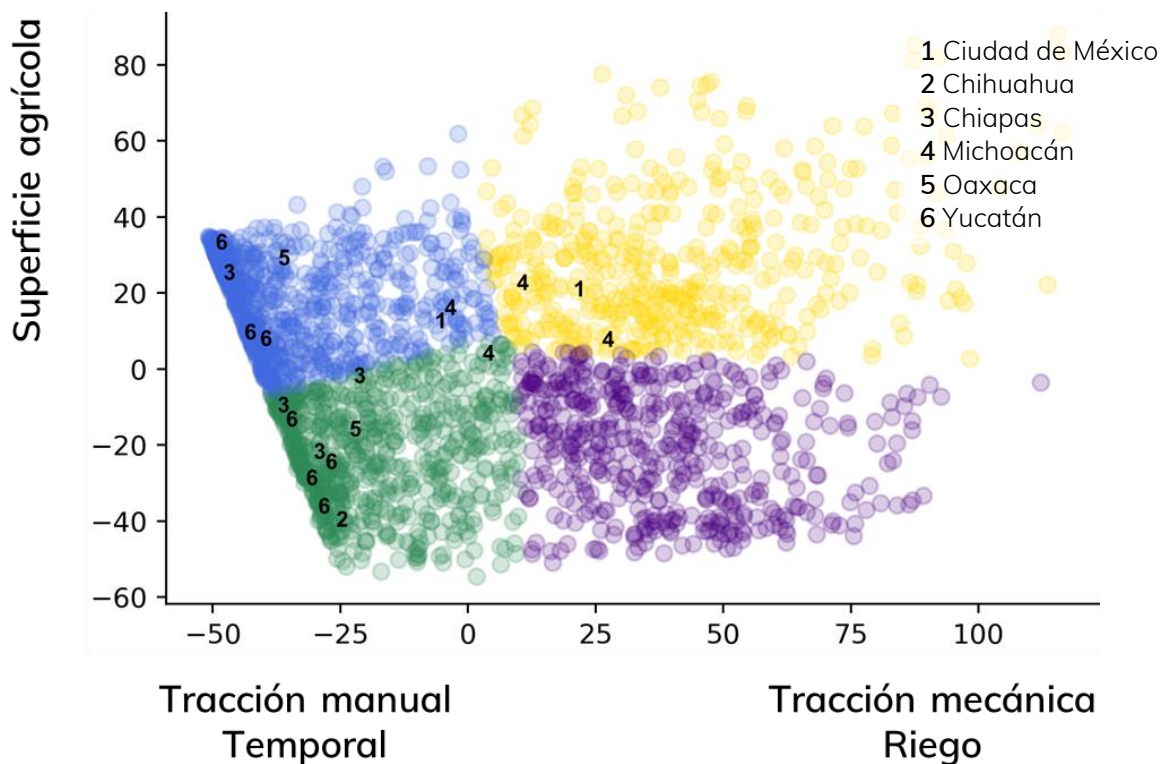


Figura 3.10. Tipología de manejo agrícola a escala nacional. Cada punto corresponde a un municipio y los colores distinguen entre cuadrantes de manejos contrastantes. El *eje x* representa un gradiente de intensificación agrícola, el *eje y* está asociado al porcentaje de área agrícola. Los números se ubican en las coordenadas de los municipios que pertenecen a las seis regiones del proyecto.

A grandes rasgos, una comparación visual entre la clasificación de los municipios en clases de productividad según Bellon y colaboradores (2018) en la Figura 3.11 y la tipología anterior sugiere varias similitudes. Por ejemplo, las zonas de mayor productividad coinciden con regiones de alta intensidad de manejo y gran porcentaje de superficie agrícola (Figura 3.12).

Una comparación más cuidadosa podría ayudar a entender a escala nacional cómo influyen en la productividad las variables consideradas para la tipología. Por último, la Figura 3.13 permite observar con más detalle la variación en el gradiente de intensificación de la tipología (PCA 1), que no se percibe en el agrupamiento simple por cuadrantes.

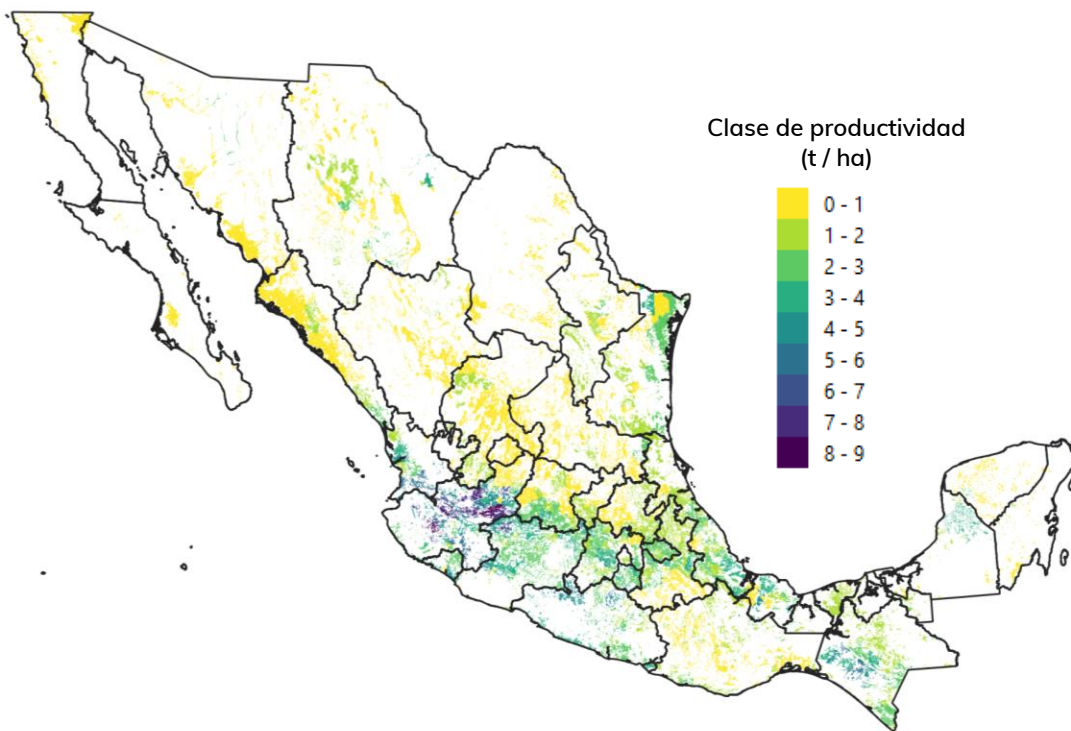


Figura 3.11. Superficie agrícola de cada municipio coloreada de acuerdo a la clase de productividad de maíz bajo agricultura de temporal (Bellon et al. 2018).

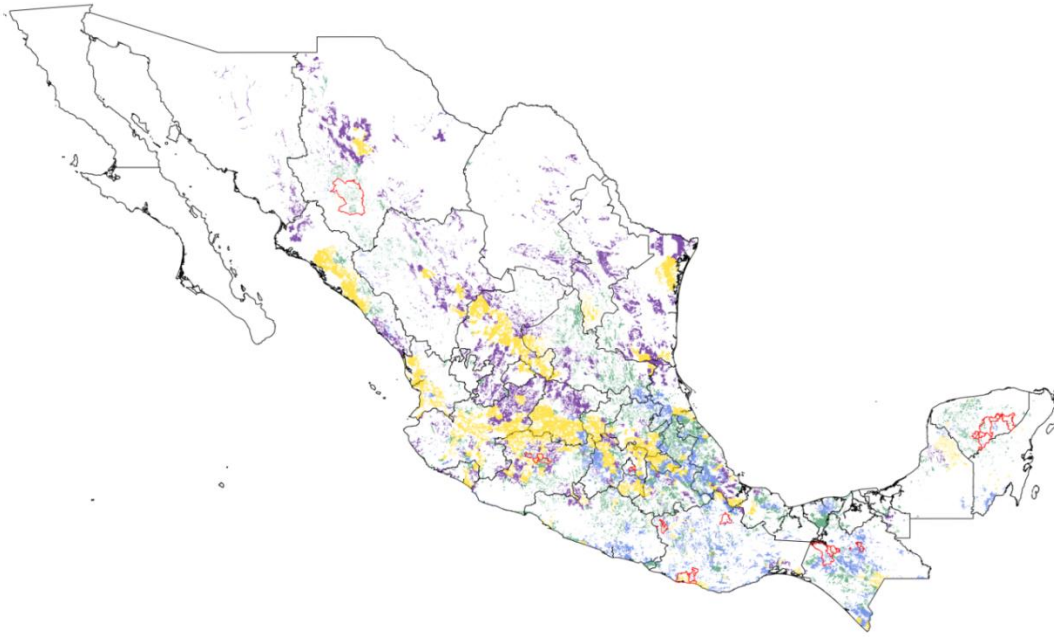


Figura 3.12. Superficie agrícola de cada municipio (Bellon et al. 2018) coloreada de acuerdo a la tipología de manejo. Los contornos rojos delimitan las regiones del proyecto.

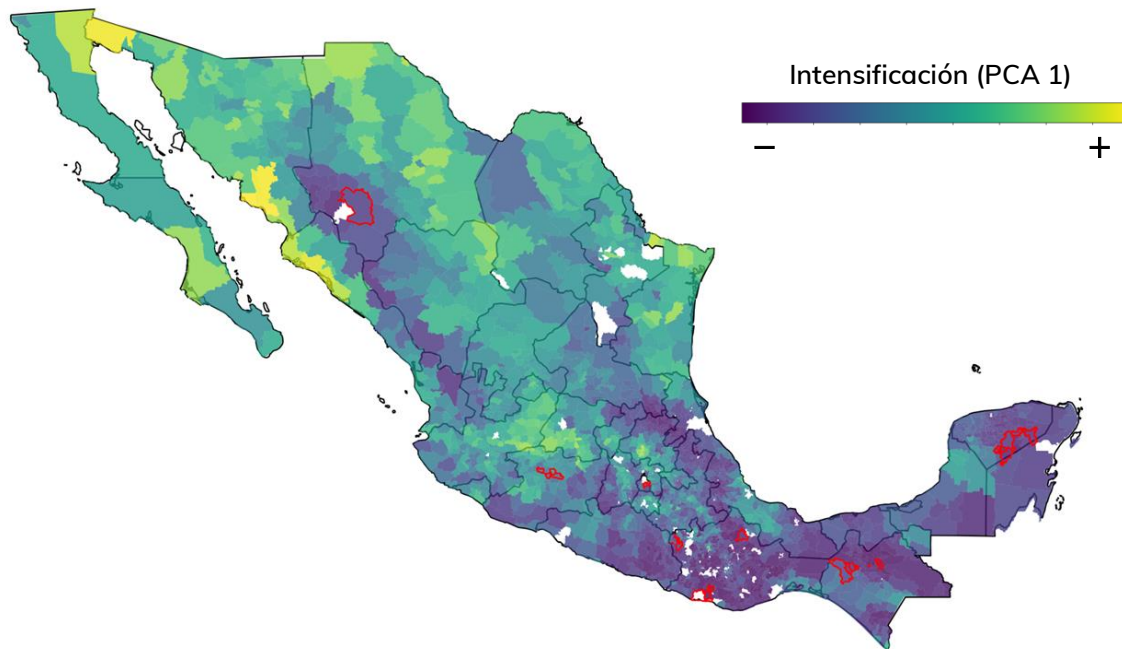


Figura 3.13. Municipios coloreados de acuerdo al gradiente de intensificación (PCA 1 de la tipología). No hay datos para los municipios en blanco. Los contornos rojos delimitan las regiones del proyecto.

3.5.2 Heterogeneidad de localidades en Yucatán

La alta resolución de los datos de MAD-Mex y su exactitud para la clase de suelo agrícola revelan una diversidad en la heterogeneidad espacial de las localidades del proyecto en Yucatán.

La Figura 3.14 muestra la ubicación de las localidades del proyecto en Yucatán. Estas cuatro localidades ejemplifican la diversidad en heterogeneidad espacial de los paisajes donde se lleva a cabo el proyecto. En la Figura 3.15 resaltan las diferencias entre el tamaño de las localidades (esto es, la clase *urbano y construido*), y entre el área relativa ocupada por tierras agrícolas y selvas secas. Una desventaja de la clasificación de los datos en MAD-Mex es que no indica el estado de conservación, lo cual sería importante al comparar, por ejemplo, selva adyacente a zonas urbanas o agrícolas con selva alejada de ellas. De acuerdo a la evidencia sobre la interacción entre las escalas de paisaje y local, así como del impacto de la heterogeneidad sobre el funcionamiento de los agroecosistemas, se esperarían respuestas diferentes entre estos paisajes. Estudiar estas respuestas requeriría vincular en una misma escala datos de heterogeneidad, manejo agrícola y biodiversidad, que ha sido un reto de investigación, pero con el proyecto GEF se tiene una oportunidad para conseguirlo.

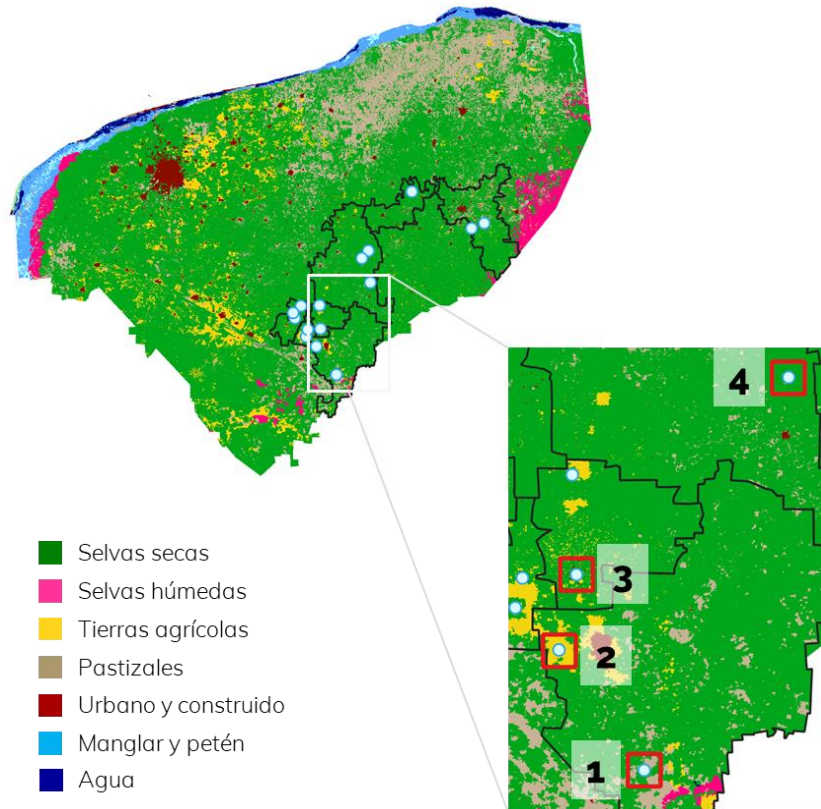


Figura 3.14. Mapa de Yucatán con datos de MAD-Mex. El contorno negro delimita la región del proyecto y los puntos azules indican la ubicación de las localidades, de las que se resaltan cuatro.

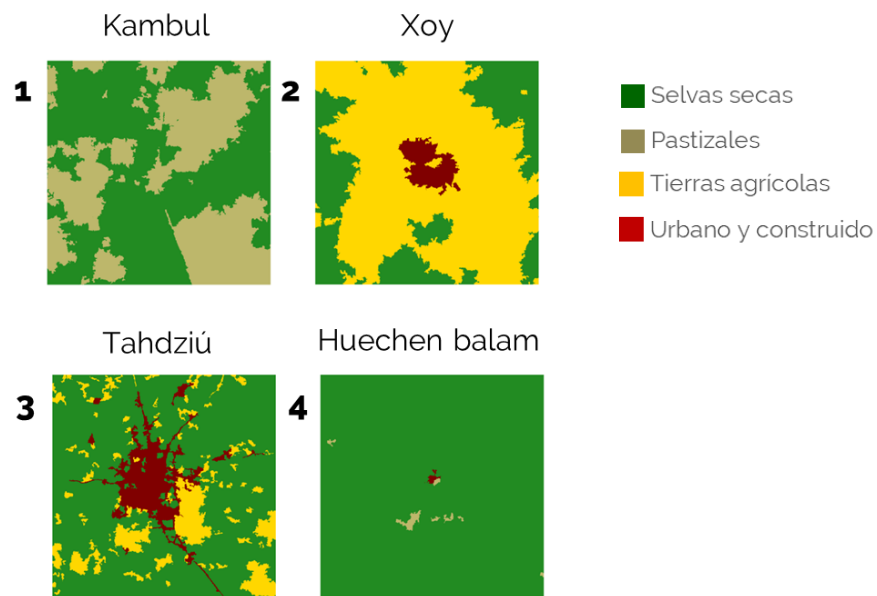


Figura 3.15. Heterogeneidad espacial de cuatro localidades del proyecto en Yucatán.

3.5.3 Relación entre heterogeneidad, productividad y agrobiodiversidad

En contraste con un paisaje altamente productivo y de alta intensidad de manejo, la región del proyecto en Michoacán presenta mayor riqueza y abundancia de maíces nativos, así como valores en métricas de heterogeneidad que sugieren una mejor calidad en la matriz agrícola.

Los paisajes contrastantes seleccionados para explorar la relación entre heterogeneidad, productividad y agrobiodiversidad se ubican entre Jalisco y Michoacán, e incluyen la región del proyecto dentro de ese último estado (Figura 3.16). A propósito de las medidas de agrobiodiversidad, se encontró que el paisaje más productivo tiene mayor abundancia y riqueza de maíces nativos (Tabla 3.3).

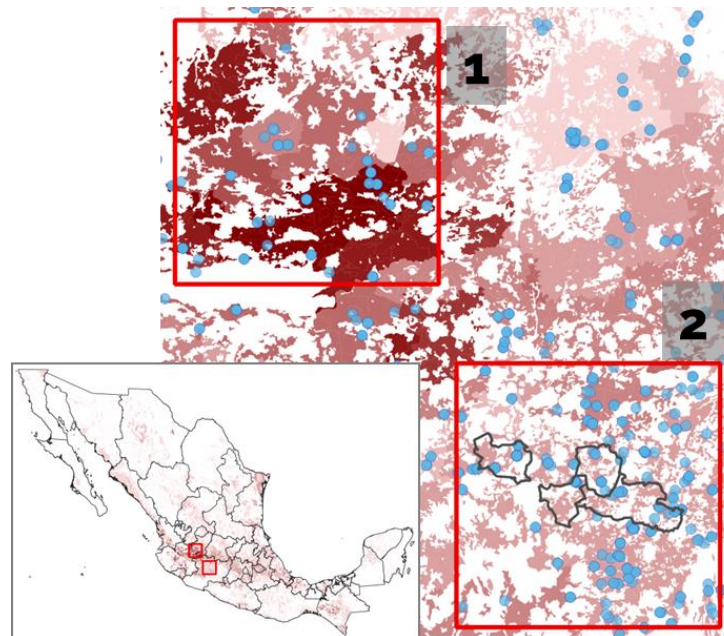


Figura 3.16. Dos paisajes contrastantes en cuanto a productividad y diversidad de maíces nativos. El gradiente rojo denota la clase de productividad (tonos más oscuros representan mayor productividad y viceversa) según Bellon y colaboradores (2018). Los puntos azules son registros de maíces nativos. El contorno negro delimita los municipios del proyecto en Michoacán.

Tabla 3.3. Dos paisajes contrastantes.		
	Paisaje 1	Paisaje 2
Clase de productividad	5 o más ton / ha	2 a 4 ton / ha
Abundancia maíces nativos (número de registros)	62	264
Riqueza maíces nativos (número de razas primarias)	7	17

La Figura 3.17 muestra los paisajes anteriores coloreados de acuerdo a seis clases de uso de suelo, lo cual permite apreciar su heterogeneidad. Los valores de las métricas de heterogeneidad que se calcularon para las clases de vegetación primaria, vegetación secundaria y zonas agrícolas se muestran en la Figura 3.18.

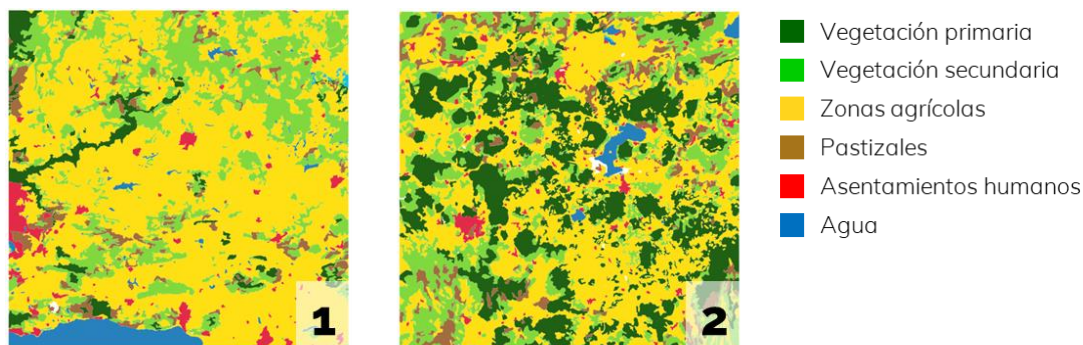


Figura 3.17. La heterogeneidad espacial de los dos paisajes contrastantes, usando los datos de la serie VI de las capas de uso de suelo y vegetación de INEGI correspondientes al año de referencia 2015.

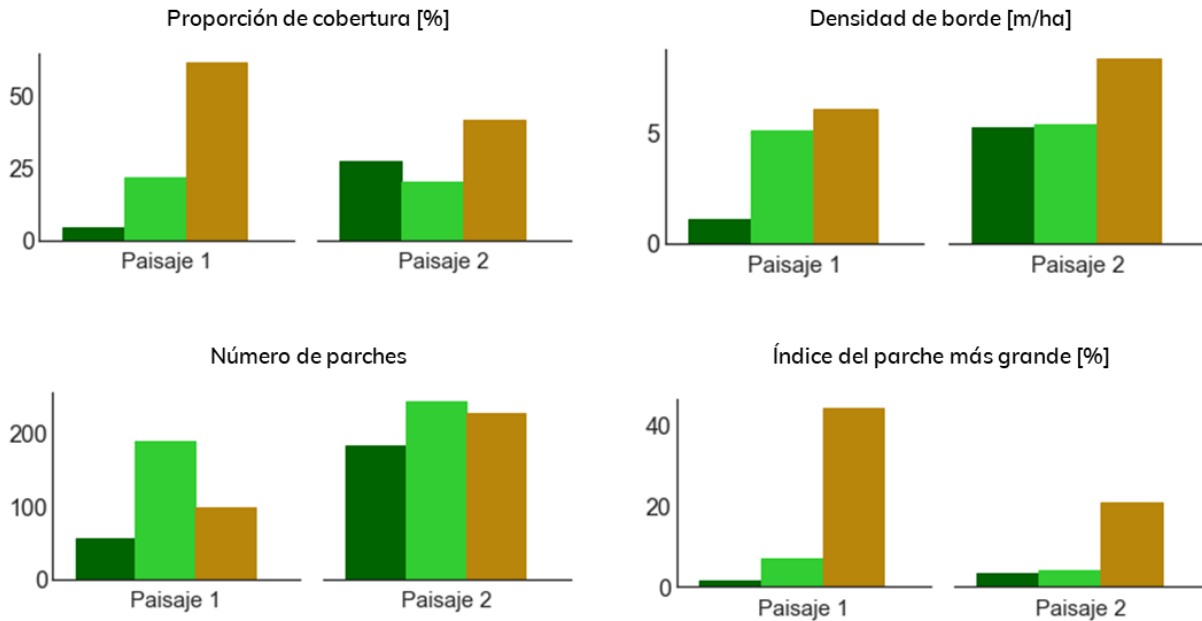


Figura 3.18. Métricas de heterogeneidad por clase de los dos paisajes contrastantes. Los colores de las barras corresponden a tres clases: vegetación primaria en verde oscuro, vegetación secundaria en verde claro y zonas agrícolas en ocre.

Comparando el Paisaje 2 (menos productivo, más diverso) con el Paisaje 1 (más productivo, menos diverso) en las Figuras 3.17 y 3.18 se observa:

- una mayor área de vegetación primaria, aunque se encuentra fragmentada dado el alto número de parches y la alta densidad de borde;
- una menor área de zonas agrícolas, que se distribuye en numerosos parches dentro del paisaje a diferencia del conglomerado en el Paisaje 1, de acuerdo al número de parches y el índice del parche más grande; y
- una distribución similar de la vegetación secundaria.

La configuración de las clases de vegetación primaria y de zonas agrícolas en el Paisaje 2, sugiere una mejor calidad en la matriz agrícola en relación al Paisaje 1. La dispersión de los parches agrícolas los sitúa en contacto con la vegetación primaria o secundaria, por lo que tienen el potencial de conectar el paisaje si se emplea un manejo amigable con la biodiversidad, contrarrestando la fragmentación del hábitat. Esta interpretación se basa en el trabajo de Urrutia y colaboradores (2019), quienes evalúan la calidad de la matriz agrícola en un paisaje de Zaachila, Oaxaca basándose en un conjunto similar de métricas.

Este análisis simplificado apunta a una relación entre heterogeneidad, productividad y diversidad. Como se mencionó, para confirmar o refutar formalmente la hipótesis inicial se requeriría un análisis más detallado. En especial se necesita: definir una escala de análisis (por ejemplo, municipio o distrito de desarrollo rural); incorporar la incertidumbre de la recolección de datos de agrobiodiversidad; y, vincular las escalas entre los diferentes tipos de datos (productividad, heterogeneidad, agrobiodiversidad).

4 Discusión

El análisis de heterogeneidad espacial revela cómo se manifiestan en la Península de Yucatán las interacciones entre agricultura y conservación, y permite esclarecer algunas inconsistencias que han limitado el debate entre estrategias de manejo en paisajes. Asimismo, las exploraciones a propósito de la relación entre paisajes y agrobiodiversidad resaltaron los alcances de la metodología y los resultados.

4.1 Entre el debate académico y la evidencia empírica

Los paisajes elegidos presentan diferencias importantes con los que se han asociado en el ámbito académico a los modelos tradicionales de separación e integración territorial. Para empezar, en los cinco escenarios continúa la expansión agrícola, a diferentes tasas de cambio. Aunque los paisajes con manejos menos intensivos tuvieron una mayor tasa de cambio en el periodo de estudio para la clase agrícola, aquél dentro de ANP con este mismo manejo fue la excepción. Este paisaje es el más estable, incluso si en 1993 contaba con menos del 10 % de vegetación primaria; en contraste, el paisaje justo afuera de ANP presentó cambios más drásticos en crecimiento de agricultura y pérdida de vegetación primaria. Esto coincide con estudios previos sobre la efectividad de ANP para mitigar el cambio de uso de suelo en comparación con zonas adyacentes (Sánchez-Cordero et al. 2009).

Sin embargo, el paisaje dentro de ANP no representa una estrategia de separación territorial como se ha planteado típicamente (Fischer et al. 2008, Fischer et al. 2014, Ortega-Álvarez 2018) porque al inicio ya presentaba una alta degradación en lugar de parches bien conservados y no está en una zona donde predomine el manejo intensivo. De hecho, a nivel de distrito de desarrollo rural, ninguna región coincidió con las dos características principales de las estrategias de separación: manejo intensivo y una delimitación de parches de vegetación primaria. Si bien la ANP mitigó el cambio de uso de suelo, no se encontró evidencia de que la intensificación libere áreas para medidas de conservación estrictas dentro de un mismo paisaje, como suponen las estrategias de separación. La intensificación tampoco fue compatible con la conservación fuera de ANP, pues el paisaje bajo manejo intensivo que en 1993 presentaba cierta vegetación primaria la perdió por completo hacia 2002.

La efectividad relativa de la ANP junto con la incompatibilidad de la intensificación con la conservación en la escala de estudio evidencia una primera inconsistencia en el debate. Por un lado, la delimitación de zonas de conservación ha evitado un mayor deterioro del paisaje; por otro, los manejos intensivos no están asociados a la conservación de vegetación primaria. Se podría decir que sólo ha funcionado uno de los componentes de las estrategias de separación, el componente de conservación, pero no el de producción.

Los paisajes con manejos menos intensivos también presentaron transformaciones importantes. Aquí, las altas tasas de crecimiento de las zonas agrícolas tanto en los paisajes con vegetación primaria como sin ella, fuera de ANP, concuerdan con las críticas hacia las estrategias de integración territorial y parecen respaldar la suposición de que la agricultura amenaza la conservación. Resalta entonces una segunda ambigüedad del debate: ¿constituye por sí sola la práctica de manejos poco intensivos una estrategia de integración si a la vez no se fomenta explícitamente la conservación de vegetación primaria o secundaria? O en general, ¿en qué escala se deben conservar parches de vegetación primaria? Sin atender la disyuntiva, parece inoportuno proponer que sólo por la convergencia de una alta fragmentación y agricultura de baja intensidad, como en gran parte de la Península, los paisajes son representativos de los modelos de integración porque no necesariamente han sido resultado de un manejo deliberado. En su lugar, sería más pertinente discutir en qué medida son aptos para integrar agricultura y conservación.

El paisaje con manejo menos intensivo y vegetación primaria es el más parecido al ideal de las estrategias de integración territorial. En 1993 se encontraba en un mejor estado de conservación que aquél con manejo intensivo y vegetación primaria, y a pesar de una expansión agrícola significativa, mantenía en 2015 algunos parches conservados. Asimismo, mantuvo a lo largo del periodo el mayor índice de interspersión y yuxtaposición para la clase agrícola de todos los escenarios, sugiriendo que las zonas agrícolas se encuentran en contacto con la vegetación primaria y secundaria. Esto apunta al potencial de la agricultura para contribuir a la conectividad del paisaje, en tanto se mantenga un manejo amigable con la biodiversidad. De forma similar, en un estudio en los Valles Centrales de Oaxaca, donde predomina la agricultura campesina de pequeña escala y de temporal, se asoció el alto índice de interspersión y yuxtaposición de los paisajes con una buena calidad en la matriz agrícola (Urrutia et al. 2019).

Irónicamente, desde una postura conservacionista también se propondría aplicar estrategias de separación en el escenario anterior. Se argumentaría que precisamente debido a la rápida

expansión agrícola, debería priorizarse la conservación de la vegetación primaria remanente, y según el planteamiento típico, a la vez debería intensificarse el manejo. Esta aparente contradicción alude a la indeterminación de las escalas de conservación en el debate. No es sencillo resolver el dilema, pero considerar las tendencias de cambio en lugar de sólo el estado más reciente del paisaje, sugiere un argumento en contra de los modelos tradicionales de separación. En el caso anterior, el paisaje en 2015 se encontraba en un estado similar al de manejo más intensivo en 1993; este último perdió la poca vegetación primaria que mantenía hacia 2002. Como ya se mencionó, la intensificación no está asociada a la conservación de vegetación primaria, por lo que aplicar una estrategia de separación podría inducir un deterioro similar, además de inhibir la conectividad del paisaje.

Los patrones de expansión agrícola tampoco coinciden con la configuración que se ha asumido para cada estrategia. Los paisajes más parecidos a las estrategias de integración presentaron un crecimiento agrícola conglomerado; y los parecidos a los modelos de separación, uno disperso. De nuevo, resalta la importancia de estudiar las tendencias de cambio, pues esos patrones no son tan claros observando sólo el último estado de los paisajes.

Así que hay algo de cierto en los argumentos tanto a favor y en contra de las estrategias según el discurso académico, pero sobretodo hay discrepancias importantes. Repasemos las inconsistencias: primero, la intensificación no está vinculada a la conservación de vegetación primaria, a la escala regional o de paisaje; a la vez, en los manejos menos intensivos ocurren las tasas más altas de expansión agrícola. La ANP representa un manejo deliberado para la conservación en la escala regional y de hecho mitiga el cambio de uso de suelo; sin embargo, los parches conservados en paisajes fuera de ANP, a una escala más local, no necesariamente resultan de un manejo intencional, y dada la incertidumbre en la escala de conservación podría argumentarse en favor de aplicar una u otra estrategia. Luego, la clase agrícola con manejo intensivo aparece más dispersa y en parches más pequeños que con manejos menos intensivos, a diferencia de lo que se ha postulado tradicionalmente.

Entonces parece forzado asociar los paisajes estudiados con una u otra estrategia, incluso si comparten algunas de las características típicamente vinculadas a ellas. Si bien los esquemas de separación e integración territorial se conciben como casos ideales, distan significativamente de cómo se manifiestan en realidad las interacciones entre agricultura y conservación que se vuelven modelos ineficaces para avanzar en el diseño de estrategias sustentables de manejo, al menos en la región estudiada.

¿Cómo replantear la discusión más allá de una dicotomía? Para empezar es indispensable desvincular los componentes de conservación y producción. La insistencia en que la delimitación de zonas para conservación debe acompañarse de manejos intensivos o, por otro lado, que los manejos menos intensivos no son compatibles con las áreas protegidas, ha sido una de las principales fuentes de confusión en el debate. Por ejemplo, en los análisis presentados no convergieron a nivel regional ni de paisaje los manejos intensivos y el mantenimiento de la vegetación primaria, aun cuando la ANP tuvo una efectividad relativa para evitar un mayor deterioro. Sigue siendo útil y necesario discutir estrategias de manejo en términos de esas dos dimensiones, pero reconociendo la diversidad de sus interacciones, que pueden describirse mediante la heterogeneidad espacial, como se mostró en los análisis.

Se deben definir diferentes escalas para la conservación, especialmente de la vegetación primaria: las áreas protegidas a nivel regional deberían complementarse con estrategias locales, pues cada escala de conservación cumple funciones ecológicas diferentes y suplementarias. Dado que la conservación no ocurre sin un manejo deliberado, una prioridad son los remanentes de vegetación primaria en zonas donde hay mayor presión de cambio en uso de suelo, como en el escenario con manejo menos intensivo fuera de ANP. Para estos casos, se ha propuesto que la zonificación bajo manejo comunitario puede fomentar la conservación a nivel local (Ortega-Álvarez et al. 2018, Pazos-Almada y Bray 2018). También debe considerarse la configuración de las zonas agrícolas junto con el manejo, que puede influir tanto como este último en la conectividad del paisaje. La configuración puede describirse a través de métricas de heterogeneidad relacionadas con las características de los parches y el contraste entre bordes. Estos aspectos permiten describir la calidad de la matriz agrícola y, por tanto, pueden ayudar a determinar el potencial de la agricultura para contribuir a la conservación (Perfecto et al. 2009, Urrutia et al. 2019). Se identificaron entonces tres componentes de heterogeneidad que pueden caracterizar la diversidad de interacciones entre agricultura y conservación: la escala de conservación, el manejo y la configuración agrícola. Los escenarios estudiados ejemplifican distintas combinaciones entre tales componentes.

Regresemos ahora al planteamiento inicial. Dejando de lado la conceptualización del debate, ¿cómo se podría integrar la agricultura y la conservación en términos de heterogeneidad espacial? El paisaje con manejo menos intensivo y vegetación primaria representa un escenario donde se podría aprovechar mejor la agricultura en sinergia con la conservación local. Como ya se mencionó, en su estado más reciente el paisaje mantenía vegetación primaria en poco más del

5 % de su superficie, en parches fragmentados. Además, presentaba zonas agrícolas con potencial para conectar el paisaje, en tanto se utilice un manejo amigable con la biodiversidad. Según indican las tendencias históricas en composición, es un área bajo presión por el cambio de uso de suelo, por lo que sería prioritario proteger los parches remanentes de vegetación primaria y fomentar las prácticas agroecológicas para mitigar las posibles tendencias a la intensificación. Su ubicación en los alrededores de un ANP significa que mantener una alta calidad de la matriz agrícola en este paisaje contribuiría a la conectividad regional, complementando la conservación de extensiones más amplias de hábitat bajo protección oficial. Partiendo de estas características de heterogeneidad podrían identificarse otras regiones en la Península donde se integren agricultura y conservación.

Cabe advertir que no es pertinente nombrar el escenario anterior como una combinación de los modelos tradicionales de separación e integración, aunque resulte tentador. Como se ha argumentado en este trabajo, esa denominación conlleva las mismas ambigüedades que se intentan esclarecer, cuyo origen no es semántico, sino conceptual. Un paso para avanzar hacia el diseño de estrategias eficaces de manejo de paisajes es adoptar en las discusiones un vocabulario basado en la heterogeneidad espacial, considerando principalmente la intensidad de manejo, las escalas de conservación y los patrones de la configuración agrícola.

4.2 Alcances y limitaciones

Este trabajo se limitó a analizar las estrategias de manejo de paisajes desde una perspectiva ecológica, pero no se abordaron las implicaciones económicas, políticas y sociales, como la seguridad alimentaria o la tenencia de la tierra, que han sido parte importante de un debate más amplio. En relación a esto, otra de las limitaciones principales fue acotar el análisis a la caracterización de la heterogeneidad sin vincularla a motores de cambio que pudiesen explicar la transformación de los paisajes. La asociación entre los patrones de expansión agrícola y los asentamientos humanos que se observó sugiere que uno de los motores con mayor influencia podría ser el crecimiento demográfico, pero no se profundizó en esta relación. Por último, se tomó el estado de conservación de la vegetación como indicador de conservación de biodiversidad, pero no se incluyeron medidas directas como abundancia o riqueza de especies silvestres, lo cual permitiría un análisis sobre el impacto de diferentes patrones de heterogeneidad sobre la biodiversidad. Sin duda, estas limitaciones deben atenderse antes de

discutir la viabilidad de las estrategias en contextos específicos o de hacer recomendaciones generales.

Por otro lado, la disponibilidad de los datos restringió la escala de análisis. La resolución de los datos espaciales fue uno de los criterios principales para seleccionar los paisajes a nivel de distrito de desarrollo rural, pues no se tenía información para analizar extensiones menores. Los puntos en el tiempo son más bien recientes, por lo que no capturan las transformaciones previas que quizá corresponden a cambios mayores. Además, sólo se tuvo un punto en el tiempo para los datos de prácticas agrícolas, por lo que desconocemos si se incrementó la intensidad de manejo en el periodo de estudio, lo cual sería relevante al discutir las tendencias en heterogeneidad asociadas a cada paisaje. A pesar de esto, se brinda un panorama general de las interacciones características entre agricultura y conservación en la Península, y la metodología podría aplicarse a otro conjunto de datos espaciales o de manejo que estén disponibles en el futuro para complementar lo que se conoce actualmente.

4.3 Lecciones de un caso de estudio en el sector público

Las exploraciones a propósito de la relación entre paisajes y agrobiodiversidad que se realizaron durante la estancia en CONABIO resaltaron la utilidad y limitaciones de la metodología y los resultados. La tipología de prácticas agrícolas mostró de manera general la diversidad de los agroecosistemas tradicionales de México representados en el proyecto de conservación de agrobiodiversidad. Si bien la mayoría de los municipios son representativos de regiones con baja intensidad de manejo, también se distinguieron algunos con manejos más intensivos que contrastan con el resto. Así, la tipología permitió ubicar las regiones dentro de un contexto nacional.

Respecto al análisis de heterogeneidad, las exploraciones complementaron la escala original de análisis y expusieron las posibilidades de integrar diferentes conjuntos de datos. Por un lado, el acceso a un conjunto de datos espaciales de alta resolución facilitó la comparación cualitativa de la composición de paisajes a nivel de localidad, en una extensión de un orden de magnitud menor a los distritos de desarrollo rural. Asimismo, el análisis de métricas en dos paisajes contrastantes sugirió una relación entre una alta calidad de la matriz agrícola y la diversidad de maíces nativos, en una extensión de un orden de magnitud mayor a los distritos. Aunque, los paisajes son heterogéneos a diferentes niveles, el análisis se vuelve más relevante al relacionar los

datos espaciales con otro tipo de información, como prácticas de manejo, estado de conservación de la vegetación o biodiversidad, que están limitados a su propia escala de observación. Por tanto, en estos estudios es necesario definir una escala para vincular diversos tipos de datos.

El análisis de heterogeneidad de dos paisajes contrastantes en cuanto a productividad también mostró que las tendencias observadas para la Península están acotadas a esa región y esa escala. Por ejemplo, el paisaje más productivo y con manejo más intensivo presentó zonas agrícolas conglomeradas, mientras que en el menos productivo y con manejo menos intensivo estuvieron dispersas, en contraste con los resultados para la Península a nivel de distrito. Pese a que los resultados no pueden generalizarse, el mismo conjunto de métricas permitió caracterizar la calidad de la matriz agrícola, demostrando la posibilidad de extender la metodología a otros casos de estudio.

Las exploraciones anteriores motivaron varias preguntas sobre la relación entre heterogeneidad y agroecosistemas que podrían atender necesidades concretas del proyecto de conservación de agrobiodiversidad. Entre ellas:

- ¿Qué implicaciones tiene la metodología del muestreo de maíces nativos y de agrobiodiversidad en general? ¿Cómo incorporar en el análisis los sesgos e incertidumbres asociados?
- ¿Cómo se pueden integrar a los análisis de heterogeneidad otros datos de agroecosistemas que ya se tienen o que se recopilarán, además de los maíces nativos?
- A propósito de elegir una unidad de análisis, ¿cuáles son la extensión y escalas mínimas que permiten caracterizar la heterogeneidad de una zona?

Este caso de estudio en el sector público permitió delimitar los alcances de la tipología y el análisis de heterogeneidad, además de inspirar preguntas para investigaciones futuras.

5 Conclusiones

La caracterización de la heterogeneidad espacial de paisajes permitió describir de forma sistemática interacciones arquetípicas entre agricultura y conservación en la Península de Yucatán, entre 1993 y 2015. La información sobre prácticas agrícolas complementó los datos espaciales, haciendo explícito otro componente de la intervención humana; además, las tendencias de cambio revelaron patrones que únicamente se vuelven aparentes al observar el contexto temporal de los paisajes en lugar de un solo estado en el tiempo. Se identificaron diferencias significativas entre la conceptualización de las interacciones entre agricultura y conservación en el debate teórico y en la evidencia empírica, al grado que las estrategias tradicionales de separación e integración territorial no son buenos modelos para representar, al menos, los paisajes de la Península. En cambio, los componentes de heterogeneidad que se recomienda considerar en la discusión de estrategias son la intensidad de manejo, las escalas de conservación de vegetación primaria o secundaria y los patrones de la configuración agrícola. A partir de esto se propone que los escenarios donde mejor podrían aprovecharse las contribuciones de los paisajes agrícolas a la conservación son zonas que mantienen parches de vegetación primaria, donde se practica agricultura de baja intensidad y donde las zonas agrícolas se encuentran entremezcladas en el paisaje. Aquí la agricultura podría ayudar a mantener la conectividad del paisaje, que es una de las prioridades en la planeación para conservación en México.

El análisis presentado es un punto de inicio para determinar, desde la perspectiva ecológica, áreas donde es viable integrar la agricultura y la conservación como complemento a las áreas protegidas. Sin embargo, los resultados, y por tanto las recomendaciones derivadas, están acotados a la región y la escala de estudio, pues los criterios de selección de paisajes fueron muy particulares. Aun así, la metodología para la construcción de tipologías de manejo y para el análisis espacial puede aplicarse a otros casos, como se mostró en relación a un proyecto de conservación de agrobiodiversidad en el sector público. En el debate académico, describir los paisajes y las estrategias de manejo en términos de heterogeneidad espacial ayudaría a clarificar las causas de los desacuerdos; en la práctica, permitiría reconocer la diversidad de las interacciones entre zonas agrícolas y de conservación, y avanzar hacia estrategias mejor contextualizadas.

De manera personal, el desarrollo de este trabajo fue, sobre todo, un ejercicio interdisciplinario, un primer acercamiento a la investigación transdisciplinaria y una exploración de lo que supone desarrollar un proyecto de Ciencias de la Sostenibilidad. Haider y colaboradores (2017) identifican dos competencias básicas para la investigación en esta disciplina: fundamentos metodológicos y agilidad epistemológica. Reflexionando sobre mi proceso de aprendizaje con base en ese marco, durante el desarrollo del trabajo me enfoqué en adquirir habilidades de análisis espacial y reproducibilidad, las cuales me permitieron desarrollar una metodología aplicable a otros casos de estudio que representa la aportación más valiosa del proyecto. En la elaboración de este trabajo y en las actividades complementarias del posgrado he ido desarrollando agilidad epistemológica que puse a prueba durante la estancia: desde proponer un proyecto corto relacionando el análisis de heterogeneidad con la agrobiodiversidad, hasta reunirme con los diversos grupos del proyecto para recibir retroalimentación y presentar los resultados. Por supuesto, lo anterior fue posible al apoyo de mis asesores y del equipo del proyecto de conservación de agrobiodiversidad. Estas habilidades reflejan un logro en mi formación interdisciplinaria y me motivan a seguir aprendiendo a desarrollar investigación para la sostenibilidad.

6 Referencias

- Altieri, Miguel. *Agroecología. Bases científicas para una agricultura sustentable*. Nordan-Comunidad, 1999, Montevideo.
- Altieri, Miguel y Clara I. Nicholls. *Agroecología. Teoría y práctica para una agricultura sustentable*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2000, México.
- Altieri, Miguel A., et al. "Agroecology and the design of climate change-resilient farming systems." *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 35, no.3, 2015, pp. 869-890.
- Alvarez, Stéphanie, et al. "Capturing farm diversity with hypothesis-based typologies: an innovative methodological framework for farming system typology development." *PLOS ONE*, vol. 13, no. 5, 2018, p. e0194757, doi:10.1371/journal.pone.0194757.
- Alvarez, Stéphanie, et al. *Constructing Typologies, a Way to Deal with Farm Diversity: General Guidelines for the Humid Tropics*. CGIAR Research Program on Integrated Systems for the Humid Tropics. Plant Sciences Group, 2014.
- Álvarez Icaza, P. et al. "Instrumentos territoriales y económicos que favorecen la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad." *Capital natural de México III*, CONABIO, 2009, pp. 229-258.
- Anaya-Zamora, V. et al. "Factores asociados en el conflicto humano-carnívoro en un área natural protegida del centro de México". *Ecosistemas y recursos agropecuarios*, vol. 4, no. 11, mayo-agosto, 2017.
- Arroyo-Rodríguez, Víctor, et al. "La ecología del paisaje en México: logros, desafíos y oportunidades en las ciencias biológicas." *Revista mexicana de biodiversidad*, vol. 88, 2017, pp. 42-51, doi:10.1016/j.rmb.2017.10.004.
- Avelino, Jacques, et al. "Landscape context and scale differentially impact coffee leaf rust, coffee berry borer, and coffee root-knot nematodes." *Ecological Applications*, vol. 22, no. 2, 2012, pp. 584–96, doi:10.1890/11-0869.1.
- Barragán Alvarado, Lourdes. *Pueblos indígenas y áreas protegidas en América Latina*. FAO/OAPN, 2008.
- Bellon, Mauricio R., et al. "Evolutionary and food supply implications of ongoing maize domestication by Mexican *campesinos*." *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 285, no. 1885, 2018, p. 20181049, doi:10.1098/rspb.2018.1049.
- Bezaury-Creel, Juan, et al. "Áreas naturales protegidas y desarrollo social en México." *Capital natural de México II*, CONABIO, 2009, pp. 385-431.

- Bengtsson, J. “Applied (meta)community ecology: diversity and ecosystem services at the intersection of local and regional processes.” *Community Ecology: Processes, Models, and Applications*, edited by Herman A. Verhoef and Peter J. Morin. Oxford University Press, 2010, pp. 115-130.
- Campbell, Bruce, et al. “Agriculture production as a major driver of the Earth system exceeding planetary boundaries.” *Ecology and Society*, vol. 22, no. 4, 2017, doi:10.5751/ES-09595-220408.
- Ceballos, Gerardo y Pablo Ortega-Baes. “La sexta extinción: la pérdida de especies y poblaciones en el Neotrópico.” *Conservación Biológica. Perspectivas desde América Latina*, editado por Javier Simonetti y Rodolfo Dirzo, Editorial Universitaria, 2011, Chile, pp. 95-108.
- Challenger, A., R. Dirzo, et al. “Factores de cambio y estado de la biodiversidad.” *Capital natural de México II*, CONABIO, 2009, pp. 37-73.
- Chappell, Michael J., and Liliana A. LaValle. “Food security and biodiversity: can we have both? An agroecological analysis.” *Agriculture and Human Values*, vol. 28, no. 1, 2011, pp. 3-26.
- CONABIO. “Recopilación, generación, actualización y análisis de información acerca de la diversidad genética de maíces y sus parientes silvestres en México.” *Proyecto global de maíces nativos*, 2011, www.biodiversidad.gob.mx/genes/proyectoMaices.html.
- CONABIO. *Estrategia Nacional Sobre Biodiversidad de México y Plan de Acción 2016-2030*. México, 2016.
- CONABIO. “Asegurando el futuro de la agricultura mundial frente al cambio climático conservando la diversidad genética de los ecosistemas tradicionales de México.” *Proyecto GEF agrobiodiversidad mexicana*, 2019, www.biodiversidad.gob.mx/biodiversidad/agrobiodiversidad_pggef.html.
- CONANP. “Calakmul.” *Sistema de Información, Monitoreo y Evaluación para la Conservación (SIMEC)*, 2019, simec.conanp.gob.mx/ficha.php?anp=85®=9.
- Connelly, Heather, et al. “Landscape simplification decreases wild bee pollination services to strawberry.” *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 211, 2015, pp. 51–56. doi:10.1016/j.agee.2015.05.004.
- Contreras Servín, Carlos, et al. “Las regiones agroecológicas de México.” *XIX Reunión Nacional SELPER-México*, 2011, pp. 122–26.

- Eisenack, K., et al. “Construction of archetypes as a formal method to analyze social-ecological systems.” *Proceedings of the Institutional Dimensions of Global Environmental Change Synthesis Conference*, 2006.
- Eisenack, K., et al. “Design and quality criteria for archetype analysis.” *Ecology and Society*, vol. 24, no. 3, 2019, doi:10.5751/ES-10855-240306.
- Fahrig, Lenore. “Effects of habitat fragmentation on biodiversity.” *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 34, no. 1, 2003, pp. 487–515.
- Fahrig, Lenore, et al. “Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes: heterogeneity and biodiversity.” *Ecology Letters*, vol. 14, no. 2, 2011, pp. 101–12, doi:10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x.
- FAO. *El estado de los bosques del mundo 2016. Los bosques y la agricultura: desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra*, 2016, Roma.
- Fischer, Joern, et al. “Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming?” *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 6, no. 7, 2008, pp. 380-385.
- Fischer, J., et al. “Land sparing versus land sharing: moving forward.” *Conservation Letters*, vol. 7, no. 3, 2014, pp. 149–157.
- Fischer, Joern, et al. “Advancing sustainability through mainstreaming a social–ecological systems perspective.” *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 14, 2015, pp. 144-149, doi:10.1016/j.cosust.2015.06.002.
- Foley, J. A., et al. “Global consequences of land use.” *Science*, vol. 309, no. 5734, 2005, pp. 570-574, doi:10.1126/science.1111772.
- Galway, Lindsay P., et al. “Deforestation and child diet diversity: a geospatial analysis of 15 Sub-Saharan African countries.” *Health and Place*, vol. 51, 2018, pp. 78-88, doi:10.1016/j.healthplace.2018.03.002.
- Game, Edward T., et al. “Conservation in a wicked complex world; challenges and solutions: complexity of conservation.” *Conservation Letters*, vol. 7, no. 3, 2014, pp. 271–77.
- Gillies, Sean, et al. *Rasterio: geospatial raster I/O for Python programmers*. Mapbox, 2013, github.com/mapbox/rasterio.
- González González, Cecilia. *Caracterización de la diversidad de coleópteros como indicadora de tipos de manejo agrícola contrastantes en la Villa de Zaachila, Oaxaca*. Tesis de maestría. UNAM, 2018.

- Haider, L. Jamila, et al. “The undisciplinary journey: early-career perspectives in sustainability science”. *Sustainability Science*, vol. 13, no. 1, 2018, pp. 191-204. doi:10.1007/s11625-017-0445-1.
- Hesselbarth, Maximilian H. K., et al. “*LandscapeMetrics*: an open-source R tool to calculate landscape metrics.” *Ecography*, vol. 42, 2019, pp. 1648-1657, doi:10.1111/ecog.04617.
- Hunter, J. D. “Matplotlib: a 2D graphics environment.” *Computing in Science and Engineering*, vol. 9, no. 3, 2007, pp. 90-95.
- Ibarrola-Rivas, María José, and Rebeca Granados-Ramírez. “Diversity of Mexican diets and agricultural systems and their impact on the land requirements for food.” *Land Use Policy*, vol. 66, 2017, pp. 235–40. doi:10.1016/j.landusepol.2017.04.027.
- INEGI. *VIII Censo Agrícola, Ganadero y Forestal 2007*. 2007, <https://www.inegi.org.mx/programas/cagf/2007/>.
- INEGI. *VIII Censo Agrícola, Ganadero y Forestal 2007. Síntesis Metodológica*. 2013.
- Íñiguez Dávalos, Luis Ignacio, et al. “Categorías de las áreas naturales protegidas en México y una propuesta para la evaluación de su efectividad.” *Investigación y ciencia de la Universidad Autónoma de Aguascalientes*, vol. 60, 2014, pp. 65-70.
- Karp, Daniel S., et al. “Crop pests and predators exhibit inconsistent responses to surrounding landscape composition.” *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 115, no. 33, 2018, pp. E7863–70. doi:10.1073/pnas.1800042115.
- Kates, R. W. “What kind of a science is sustainability science?” *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 108, no. 49, 2011, pp. 19449–50. doi:10.1073/pnas.1116097108.
- Koleff, P., J. Soberón et al. “Patrones de diversidad espacial en grupos selectos de especies.” *Capital natural de México I*. CONABIO, 2008, pp. 323-364.
- Koleff, P., et al. “Identificación de prioridades y análisis de vacíos y omisiones en la conservación de la biodiversidad de México”, *Capital natural de México II*. CONABIO, 2009, pp. 651-718.
- Kremen, Claire. “Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation.” *Annals of the New York Academy of Sciences*, vol. 1355, no. 1, 2015, pp. 52-76.
- Larsen, Ashley E., and Frederik Noack. “Identifying the landscape drivers of agricultural insecticide use leveraging evidence from 100,000 fields.” *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 114, no. 21, 2017, pp. 5473–78, doi:10.1073/pnas.1620674114.

- Legorreta Díaz, C. y Conrado Márquez R. “¿Es posible la conservación de las ANP por decreto? Retos socio-políticos para la gestión ambiental democrática en las comunidades de Nueva Palestina y Frontera Corozal, Ocosingo, Chiapas.” *Paradojas de las Tierras Protegidas: Democracia y política ambiental en Reservas de Biosfera en Chiapas*, editado por en Carmen Legorreta Díaz, Conrado Márquez y Tim Trench, CEIICH-CRIM-UNAM y DCRU-UACH, 2014, pp. 129- 172.
- Levin, Simon et al. “Social-ecological systems as complex adaptive systems: modeling and policy implications.” *Environment and Development Economics*, vol. 18, no. 2, 2013, pp. 111–132.
- Liao, Jinbao, et al. “An extended patch-dynamic framework for food chains in fragmented landscapes.” *Scientific Reports*, vol. 6, 2016, p. 33100.
- March, I. et al. “Planificación y desarrollo de estrategias para la conservación de la biodiversidad.” *Capital natural de México II*, CONABIO, 2009, pp. 545-573.
- Maass, J. M. “El manejo sustentable de socio-ecosistemas.” *Cambio climático y políticas de desarrollo sustentable*, vol. 14, 2012, pp. 89-99.
- Martin, Emily A., et al. “Scale-dependent effects of landscape composition and configuration on natural enemy diversity, crop herbivory, and yields.” *Ecological Applications*, vol. 26, no. 2, 2016, pp. 448–62, doi:10.1890/15-0856.
- McGarigal, K., et al. *FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps*. University of Massachusetts, Amherst, 2012, www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.
- McKinney, Wes. “Data structures for statistical computing in Python.” *Proceedings of the 9th Python in Science Conference*, 2010, pp. 51-56.
- Melo, Felipe P. L., et al. “On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes.” *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 28, no. 8, 2013, pp. 462–68, doi:10.1016/j.tree.2013.01.001.
- Miller, Thaddeus R. “Constructing sustainability science: emerging perspectives and research trajectories.” *Sustainability Science*, vol. 8, 2013, pp. 279-293.
- Moguel, Patricia, y Víctor M. Toledo. “Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico.” *Conservation Biology*, vol. 13, no. 1, 1999, pp. 11-21, doi:10.1046/j.1523-1739.1999.97153.x.
- Myers, Norman, et al. “Biodiversity hotspots for conservation priorities.” *Nature*, vol. 403, no. 6772, 2000, pp. 853–858.

- Nguyen, Lan Huong, and Susan Holmes. "Ten quick tips for effective dimensionality reduction." *PLOS Computational Biology*, vol. 15, no. 6, 2019, p. e1006907, doi:10.1371/journal.pcbi.1006907.
- Nowosad, Jakub, and Tomasz F. Stepinski. "Global inventory of landscape patterns and latent variables of landscape spatial configuration." *Ecological Indicators*, vol. 89, 2018, pp. 159-167.
- Nowosad, Jakub, and Tomasz F. Stepinski. "Information theory as a consistent framework for quantification and classification of landscape patterns." *Landscape Ecology*, vol. 34, no. 9, 2019, pp. 2091-2101.
- Oberlack, C., et al. "Archetype analysis in sustainability research: meanings, motivations, and evidence-based policy making." *Ecology and Society*, vol. 24, no. 2, 2019, doi:10.5751/ES-10747-240226.
- OECD-FAO. *OECD-FAO Agricultural Outlook 2019-2028*. OECD and FAO, 2019, Rome.
- Ortega-Álvarez, Rubén, et al. "Producir y conservar: nuevos horizontes en torno a los modelos de integración y separación territorial." *Sociedad y ambiente*, vol. 7, no. 18, 2018.
- Pacheco, C., et al. *Tendencias de la superficie agrícola total, 1980-2006, escala 1:1000000*. Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM, 2008, <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/layouts/tsagrtotalgw>.
- Parrott, Lael, and Wayne S. Meyer. "Future landscapes: managing within complexity." *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 10, no. 7, 2012, pp. 382–89.
- Pazos-Almada, B., and Bray, D. B. "Community-based land sparing: territorial land-use zoning and forest management in the Sierra Norte of Oaxaca, Mexico." *Land Use Policy*, vol. 78, 2018, pp. 219-226, doi:10.1016/j.landusepol.2018.06.056.
- Perfecto, Ivette, and John Vandermeer. "Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in Southern Mexico." *Conservation Biology*, vol. 16, no. 1, 2002.
- Perfecto, Ivette, J. Vandermeer, and A. Wright. *Nature's Matrix: Linking Agriculture, Conservation and Food Sovereignty*, Earthscan, 2009.
- Perfecto, Ivette, et al. "Complex ecological interactions in the coffee agroecosystem." *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 45, no. 1, 2014, pp. 137-58.
- Porter-Bolland, Luciana, et al. "Forest ecosystems and conservation." *Biodiversity and Conservation of the Yucatán Peninsula*, edited by Gerald Alexander Islebe et al., Springer, 2015, pp. 377-398.

- Poveda, Katja, et al. "Landscape simplification and altitude affect biodiversity, herbivory and Andean potato yield." *Journal of Applied Ecology*, vol. 49, no. 2, 2012, pp. 513–22. doi:10.1111/j.1365-2664.2012.02120.x.
- QGIS Development Team. *QGIS Geographic Information System (v. 3.6.0)*. Open Source Geospatial Foundation Project, 2019, qgis.osgeo.org.
- Robles de Benito, Rafael. *Las unidades de manejo para la conservación de vida silvestre y el Corredor Biológico Mesoamericano México*. CONABIO, 2009.
- Rockström, Johan, et al. "Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity." *Ecology and Society*, vol. 14, no.2, 2009.
- Rodríguez-Calderón, Y. G., et al. "Análisis del conflicto entre la fauna silvestre y productores rurales en dos comunidades de Balancán, Tabasco, México." *Agroproductividad*, vol. 11, no. 6, 2018, pp. 51-59.
- Rosete-Vergés, Fernando A., et al. "El avance de la deforestación en México 1976-2007." *Madera y bosques*, vol. 20, no. 1, 2014, pp. 21–35.
- Roschewitz, Indra, et al. "The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming: landscape complexity and weed species diversity." *Journal of Applied Ecology*, vol. 42, no. 5, 2005, pp. 873–82, doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01072.x.
- Sánchez Colón, S., et al. "Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas." *Capital natural de México II*, CONABIO, 2008, pp. 75-129.
- Sánchez-Cordero, Víctor, et al. "Efectividad de las áreas naturales protegidas de México". *Capital natural de México II*, CONABIO, 2009, pp. 394-397.
- Sayer, Jeffrey, et al. "Ten principles for a landscape approach to reconciling agriculture, conservation, and other competing land uses." *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 110, no. 21, 2013, pp. 8349-8356.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. *Perspectiva mundial sobre la diversidad biológica 4 – Resumen y conclusiones*, 2014, Montreal, www.cbd.int/gbo/gbo4/gbo4-summary-es.pdf.
- SEMARNAT. *Estrategia Federal de Ordenamiento Ecológico 2013-2018*, 2012, México, www.semarnat.gob.mx/temas/ordenamiento-ecologico.
- Serrano Mac-Gregor, I. *Daños a los cultivos ocasionados por el tapir centroamericano (Tapirus bairdii) y otra fauna silvestre en el municipio de Calakmul, Campeche, México*. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur, 2017.

- Sietz, D., et al. “Archetype analysis in sustainability research: methodological portfolio and analytical frontiers.” *Ecology and Society*, vol. 24, no. 3, 2019, doi:doi.org/10.5751/ES-11103-240334.
- Spangenberg, Joachim H. “Sustainability Science: a review, an analysis and some empirical lessons.” *Environmental Conservation*, vol. 38, no. 3, 2011, pp. 275–287.
- Steffen, Will, et al. “Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet.” *Science*, vol. 347, no. 6223, 2015, p. 1259855.
- Tejeda-Cruz, Carlos. “Conservación de la biodiversidad y comunidades locales: conflictos en áreas naturales protegidas de La Selva Lacandona, Chiapas, México.” *Canadian Journal of Latin American and Caribbean Studies*, vol. 34, no. 68, 2009, pp. 57-88.
- Thompson, Patrick L., et al. “Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks.” *Ecography*, vol. 40, no. 1, 2017, pp. 98–108.
- Tilman, D., et al. “Global food demand and the sustainable intensification of agriculture.” *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 108, no. 50, 2011, pp. 20260–20264.
- Toledo, Víctor M. “Repensar la conservación: ¿áreas naturales protegidas o estrategia bioregional?” *Gaceta ecológica*, no. 77, 2005, pp. 67-83.
- Toledo, Víctor M., et al. “Uso múltiple y biodiversidad entre los mayas yucatecos (México).” *Interciencia*, vol. 33, no. 5, 2008, pp. 345-352.
- Turner, Monica G., and Robert H. Gardner. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. 2nd edition, Springer, 2015.
- United Nations (UN), Economic and Social Council. *Progress towards the Sustainable Development Goals. Report of the Secretary General*, 2019, undocs.org/E/2019/68.
- Urrutia, Ana L., et al. “Landscape heterogeneity of peasant-managed agricultural matrices.” bioRxiv 668103, 2019, doi:10.1101/668103.
- Václavík, Tomáš, et al. “Mapping global land system archetypes.” *Global Environmental Change*, vol. 23, no. 6, 2013, pp. 1637–47, doi:10.1016/j.gloenvcha.2013.09.004.
- Van der Walt, Stéfan, et al. “The NumPy array: a structure for efficient numerical computation.” *Computing in Science and Engineering*, vol. 13, 2011, pp. 22-30.
- Vanderplas, Jacob T. *Python Data Science Handbook: Essential Tools for Working with Data*, O’Reilly, 2016.

Von Wehrden, Henrik, et al. "Realigning the land-sharing/land-sparing debate to match conservation needs: considering diversity scales and land-use history." *Landscape Ecology*, vol. 29, no. 6, 2014, pp. 941-948.

Waskom, Michael, et al. *mwaskom/seaborn: v0.9.0 (July 2018)*. Zenodo, 2018, doi:10.5281/zenodo.1313201.

Xu, Zhichao, et al. "Patch dynamics of various plant-animal interactions in fragmented landscapes." *Ecological Modelling*, vol. 368, 2018, pp. 27–32.