

CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y DOCENCIA ECONÓMICAS, A.C.



ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS EN MÉXICO: ¿EN REALIDAD SIRVEN?

TESINA

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADO EN ECONOMÍA

PRESENTA

LUIS FUEYO FÉLIX

DIRECTOR DE LA TESINA: DR. ALEJANDRO LÓPEZ-FELDMAN

*A mi familia, por todo el amor y comprensión
A mis amixes, sin ustedes no estaría aquí ni sería quien soy*

Agradecimientos

Quiero agradecer a:

*Mis papás, que han hecho todo para que llegue a este punto.
Mamá, agradezco el amor, la comprensión y el apoyo incondicional.
Papá, gracias por todo el esfuerzo e impulso para seguir adelante
(además de ayudarme con este trabajo).*

Mis hermanas, Ishe, Yeyo y Banano, no sé qué haría ni quién sería sin ustedes. Alegran mis días y siempre me hace feliz un abrazo y un beso en la frente. Estoy seguro que cada una va a lograr todo, todo lo que se propongan.

Mis amixes: Lov, hemos estado juntos estos cuatro años y estoy seguro que no me hubiera graduado sin tu compañía. A José, por los chistes malos y albergarme en su casa. A Andy y Karenina, por las risas, salir de la zona de confort (y los viajes). A Chanequilla, por siempre estar ahí y decirme que estoy bien wey.

Al Dr. López-Feldman, quien me puso la tesina sobre la mesa y yo solo la tuve que escribir, además de su invaluable guía a través del proceso.

A quien me acompañó en parte de este camino y que siempre formará parte de mí.

Resumen

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) son una de las principales herramientas de política pública en favor del medio ambiente en México, mas no es claro si son efectivas en lograr sus objetivos. El presente trabajo utiliza datos Integridad Ecosistémica (CONABIO) para analizar el impacto de las ANP en la conservación, aprovechando el decreto de 13 ANP entre 2004 y 2014. El trabajo usa tres tipos de modelos para determinar la relación causal: estimaciones ingenuas, técnicas de emparejamiento –Malahanobis y Propensity Score matching– y, una aportación a esta rama de la literatura, diferencias en diferencias. En primera instancia, el efecto del tratamiento es positivo y cercano a 17%, sin embargo este es reducido a la mitad después del emparejamiento y desaparece completamente en los modelos de datos panel. Los resultados apoyan parcialmente la creciente noción de los parques de papel: Áreas Protegidas que no tienen recursos técnicos ni económicos suficientes para lograr sus objetivos.

*Palabras clave: Áreas Protegidas, Evaluación de Impacto, Conservación
Clasificación JEL:*

Contenido

1	Introducción	1
1.1	Contexto	2
1.2	Áreas Naturales Protegidas	2
1.3	Revisión de Literatura	5
2	Datos y Estrategia Empírica	12
2.1	Datos	12
2.2	Exploración Preliminar	17
3	Resultados	21
3.1	Estrategia Empírica y Resultados	21
4	Conclusiones	30
	Referencias	34

Lista de figuras

1.1	Mapa de las Áreas Naturales Protegidas en México y su Categoría de Manejo	3
1.2	Presupuesto Anual de la CONANP (2003 - 2021 ajustado por inflación)	4
2.1	Índice de Integridad Ecosistémica en México, 2004	13
2.2	Parcelas de 1km x 1km que cambiaron de valor, 2004 - 2014	13
2.3	Áreas Naturales Protegidas terrestres decretadas entre 2004 y 2014	15
2.4	Evolución del Índice de Integridad Ecosistémica para distintos grupos	19

Lista de tablas

2.1	Grupos de Áreas Naturales Protegidas	14
2.2	Información sobre Áreas Naturales Protegidas, variables selectas	16
2.3	Estadísticas Principales de Integridad Ecosistémica por Área Natural protegida	17
2.4	VARIABLES DE CONTROL	18
2.5	Promedio de Variables de Control en ANP y No ANP	20
3.1	Modelos ingenuos	22
3.2	Modelos Propensity Score Matching	25
3.3	Mahalanobis Matching	26
3.4	Modelo de Diferencias en Diferencias	29

Capítulo 1

Introducción

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) son una de las principales herramientas de conservación en México, por lo que es necesario saber si son efectivas en mejorar el medio ambiente de las zonas que preservan. El objetivo de esta tesina es evaluar su impacto en la conservación, definida como su medida de Integridad Ecosistémica (capturada en un Índice por CONABIO (2014)). El trabajo está dividido en seis secciones. En la primera, la introducción, revisaremos el contexto general del problema: cómo surgieron los movimientos ambientales y cuál ha sido su evolución, qué son las Áreas Naturales Protegidas y qué hace la CONANP, el organismo que las regula en México. La revisión de la literatura es la segunda sección y describo el desarrollo de las evaluaciones de impacto de las ANP, las distintas técnicas utilizadas y los enfoques anteriores. Los datos se presentan en la tercera sección, profundizando sobre el Índice de Integridad Ecosistémica y las variables que sirven como control. La cuarta sección es una exploración preliminar de los datos, para poner la información en contexto. Después, la quinta sección incluye la descripción y resultados de tres tipos de modelos: ingenuos, emparejamiento y de datos panel. Finalmente, presento la discusión, las conclusiones y las limitantes de la tesina, para poner en contexto las aportaciones y revisar posibles extensiones de esta.

1.1 Contexto

El medio ambiente es la prioridad del futuro. A pesar de que los movimientos ecologistas comenzaron a tomar fuerza en la segunda mitad del siglo XX, todavía existe una gran resistencia al cambio en favor de la conservación ambiental (Brechin, Wilshusen, Fortwangler, y West, 2003). Más de siete décadas después, y aún al sufrir las consecuencias del descuido del medio ambiente, seguimos delegando la conservación a las generaciones del futuro. Una de las razones económicas –además de los fuertes incentivos económicos del sistema capitalista (Schweickart, 2010) – es que las consecuencias del cambio climático se verán en el futuro, pero los costos tienen que pagarse en el presente (Ackerman y Heinzerling, 2002). Ha habido mejoras a nivel mundial, sin embargo muchas de ellas se lograron en países de alto desarrollo económico, mientras que los de mayor biodiversidad tienen cambios positivos mínimos o muestran signos de empeoramiento (Keenan et al., 2015).

1.2 Áreas Naturales Protegidas

México cuenta con distintos programas de conservación ambiental, uno de los más influyentes son las Áreas Naturales Protegidas. Hay 182 en total, 152 terrestres¹ las cuales representan 11% de la superficie nacional y 30 marinas, que cubren 22% de las aguas nacionales (CONANP, 2021a). Las ANP son muy diversas, tanto en su creación como en su tipo de manejo: existen desde selvas con una inmensa diversidad de especies hasta desiertos con un alto valor ecológico. Debido a tal diversidad y la necesidad diferenciada de protección, las Áreas Protegidas están divididas en seis categorías de manejo, como muestra la Figura 1.1.

La categoría de manejo de un territorio se puede definir por múltiples factores y determina, esencialmente, el nivel de protección que se puede poner en vigor en el territorio. Un ejemplo son los Monumentos Naturales, los cuáles imponen las restricciones más fuertes y solo permiten actividades de conservación y turismo restringido, además de ser regiones pequeñas (con

¹ Definidas como aquellas Áreas Naturales Protegidas cuya superficie terrestre es mayor que la superficie marina.

una superficie promedio de 32km²). Por el contrario, las Reservas de la Biósfera sí permiten asentamientos humanos y la explotación –sustentable– de recursos naturales, además de ser más de 400 veces más grandes que los Monumentos Naturales (con un área promedio mayor a 14,000km²).² Además de las ANP decretadas gubernamentalmente, existen las Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación (ADVC) que representan el 3% del total de hectáreas terrestres (CONANP, 2019).

Figura 1.1: Mapa de las Áreas Naturales Protegidas en México y su Categoría de Manejo



Fuente: Elaboración propia con datos de CONANP

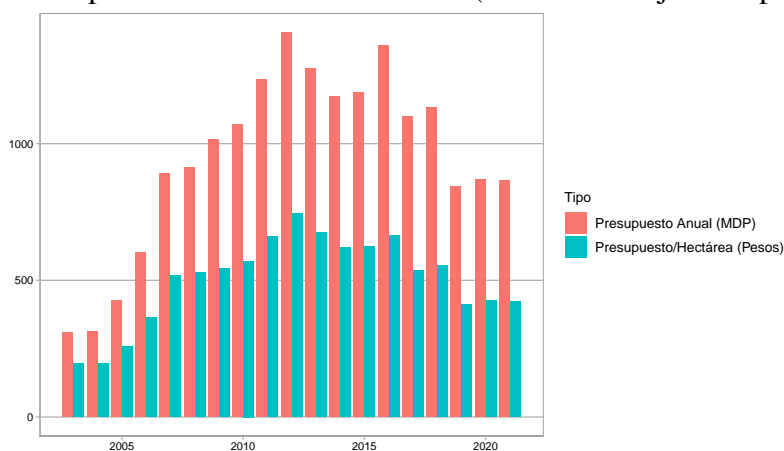
A pesar de que las primeras Áreas Naturales protegidas se establecieron a comienzos del siglo XX, el órgano descentralizado que regula y administra estos territorios, la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), no se creó sino hasta el año 2000 (SEGOB, 2014). Antes de eso, la administración de los terrenos estaba encargada a distintas instituciones –aunque en carácter secundario–. Por ejemplo, el Departamento Forestal y de Caza y Pesca, creado por Lázaro Cárdenas, fue encargado general de la conservación en México hasta 1940 (INEEC, 2007). Décadas después llegaron distintas instituciones ambientales, como la ahora extinta Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH), que tenían el cuidado de las ANP dentro de su paquete de obligaciones. Después llegó la Secretaría de Medio Ambiente, Re-

² Una descripción más detallada de cada categoría se puede encontrar en Dávalos, Sierra, Ramírez, y Rubio (2014) o en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección del Ambiente (DOF, 2015).

cursos Naturales y Pesca (SEMARNAP)³ a hacerse cargo de los territorios, hasta que finalmente se creó la CONANP (SEMARNAT, 2005). La documentación existente sobre las minucias de la administración previo al 2000 no es exhaustiva, sin embargo, el panorama pintaba a las Áreas Protegidas como una responsabilidad más de las instituciones de medio ambiente.

Está bien documentado que no contar con los recursos o personal capacitado complica la obtención de los objetivos de conservación que pretenden los parques (Watson et al., 2014), por lo que las consecuencias de la falta de estructura institucional previas al 2000 pudieron ser graves. La Comisión fue creada con múltiples objetivos oficiales, el primero y más importante es la administración de las Áreas Protegidas. Sin embargo, hay muchos más, como la elaboración de estudios técnicos, seguimiento de compromisos internacionales y resolución de controversias. Además, la CONANP busca promover la participación de los sectores público, social y privado, coordinar una política nacional de conservación, gestionar permisos y licitaciones y asignar los recursos de la manera más eficiente a través de todas las zonas que rige. La lista de obligaciones es aún más extensa, pero las mencionadas son las más relevantes para los propósitos de este trabajo.

Figura 1.2: Presupuesto Anual de la CONANP (2003 - 2021 ajustado por inflación)



Fuente: Elaboración propia con datos de Hacienda

3 Después convertida en SEMARNAT al transferir los temas de pesca a la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Ley Orgánica de la Administración Pública Federal [LOAPF], Diario Oficial de la Federación [DOF] 29-12-1976, últimas reformas 11-01-2021 (Mex.).

Actualmente, la CONANP tiene un presupuesto anual asignado por el congreso, aproximadamente 1,200 empleados y una constante expansión de territorio administrado. No obstante, la asignación de recursos no corresponde con la responsabilidad que carga la Comisión en los últimos años. Como vemos en la Figura 1.2, es posible dividir la historia presupuestal de la CONANP en tres etapas: desde su creación y hasta 2012 hubo una expansión constante en el gasto, tanto absoluto como relativo; de 2012 a 2018 hay un estancamiento y una ligera reducción presupuestaria y, finalmente, a partir de 2018 la CONANP ha sufrido de fuertes recortes presupuestales.⁴ En números, las tendencias se ven de la siguiente manera: en la primera etapa –de 2000 a 2012–, el presupuesto ajustado por inflación aumentó, en promedio, 14.7% anualmente. La segunda etapa, de 2012 a 2018, el cambio anual del presupuesto fue -0.5%. Finalmente, a partir de 2018 la Comisión ha sufrido recortes anuales promedio de 7.6%. La falta de recursos complica tanto las operaciones directas, al no poder contratar más personal o capacitarlo adecuadamente, como las indirectas, incluyendo la creación de incentivos comunitarios para la conservación.⁵

1.3 Revisión de Literatura

Las Áreas Naturales Protegidas son herramientas de conservación populares alrededor del mundo: actualmente hay más de 200,000 y cubren cerca de 15% de la superficie terrestre (IUCN, 2019). Además, la Convención de Diversidad Biológica (CBD, por sus siglas en inglés) estableció objetivos de cobertura del 30% para 2030 (CBD, 2020) y existen planes todavía más ambiciosos para la expansión de la red (Zhang et al., 2020). A pesar de la rápida difusión de las políticas de conservación, muchas zonas nunca tuvieron una implementación adecuada o no cuentan con los recursos monetarios ni técnicos para administrarse adecuadamente. Dudley y Stolton (1999)

4 Es claro que las etapas presupuestales coinciden con los sexenios gubernamentales, quizá por las prioridades políticas del momento. Las presidencias panistas de Vicente Fox y Felipe Calderón priorizaron la CONANP, bajó ligeramente de importancia con Peña Nieto y AMLO castigó fuertemente el presupuesto ambiental –aunque no es un fenómeno exclusivo de la CONANP–.

5 Los cuales son de extrema importancia, debido a que la mayor parte de las ANP son propiedades comunales (como ejidos) y menos de un quinto de las ANP son propiedad Estatal (Bezaury-Creel y Gutiérrez-Carbonell, 2009).

crearon el término *Paper Parks* para referirse a este tipo de ANP donde las actividades no son suficientes –por omisión o falta de recursos– para revertir el deterioro ambiental. Existen pocos estudios oficiales, pero en 2001 se estimó que los *papers parks* representaban hasta el 90% del total (News, 2001). En términos más recientes, Spracklen, Kalamandeen, Galbraith, Gloor, y Spracklen (2015) mostraron que 60% de las Áreas Protegidas en bosques tropicales no fueron efectivas en reducir la deforestación.

Es natural preguntarse, al ver las dificultades administrativas, presupuestales e ideológicas que enfrenta, qué tan efectiva es la CONANP –y el decreto de un territorio como Área Natural Protegida– para lograr los objetivos de conservación establecidos. Además, es necesario conocer cuáles son los factores que determinan el éxito o fallo de las zonas protegidas. Hay una literatura amplia que evalúa la efectividad de las ANP en múltiples países, cada investigación tiene acercamientos distintos –desde estimaciones ingenuas hasta métodos más complejos de emparejamiento (dos Santos Ribas et al., 2020; Stuart, 2010) –, por lo que voy a dedicar esta sección a revisar los estudios más relevantes sobre el tema.

Las primeras estimaciones de la efectividad de las Áreas Naturales Protegidas hicieron una comparación sencilla entre las tasas de deforestación dentro y fuera del territorio. Al comienzo, las estimaciones estaban limitadas a un ANP particular y comparaban la deforestación contra la tasa nacional, un ejemplo es el trabajo de Ortíz-Espejel y Toledo (1998) quienes encontraron que las tasas de deforestación en la Selva Lacandona eran ligeramente mayores al promedio, mas no había una prueba estadística para comprobar significancia. Otro estudio similar se dio en Argentina (Gavier y Bucher, 2004) en el que estimaron que si seguían las tendencias de deforestación del momento, en 2020 se perdería 35% del bosque en Córdoba. Finalmente, Mas (2005) hace la comparación un poco más compleja al evaluar la deforestación en Calakmul contra zonas buffer adyacentes, argumentando que las características de algunas de éstas son similares a las del ANP. Encontró que la deforestación dentro de Calakmul fue la mitad que la de la zona buffer, aunque recalca que hay que tomar con precaución los resultados por la heterogeneidad no observada. Como vemos, el análisis era limitado y carecía de controles econométricos para

prevenir problemas de endogeneidad. Sin embargo, estas investigaciones dieron pie al estudio sistemático de este tipo de políticas públicas.

Conforme la tecnología de captura y procesamiento de datos fue avanzando, también lo hizo la complejidad de los estudios. Una segunda etapa de estudios se dedicó a evaluar un conjunto de Áreas Naturales Protegidas, así generalizando los estudios de caso que dominaban anteriormente. En general, usaban un método similar al de Mas (2005) al comparar las ANP respecto al terreno aledaño. Iniciando con el ámbito internacional, uno de los primeros meta análisis de este estilo fue el de Naughton-Treves, Holland, y Brandon (2005), quienes recopilaron 20 estudios y concluyeron que las Áreas Protegidas tropicales fueron efectivas en reducir la deforestación dentro de su territorio, mas no en el terreno aledaño. Nagendra (2008) estudia ANP en 22 países alrededor del mundo y muestra que las tasas de deforestación se reducen tanto dentro, como fuera de las fronteras de las ANP. Sin embargo, el cambio de uso de suelo varía dependiendo del continente: Europa y Norte América han recuperado sus bosques, mientras que Asia, América Latina y África están perdiéndolos. Un estudio más reciente hecho por Blankespoor, Dasgupta, y Wheeler (2014) amplía la muestra a 4,028 parques en África, Asia y América Latina. Como esperaríamos, las ANP reducen la deforestación comparada con las zonas contiguas, además de recalcar factores relevantes para el éxito del parque, como tamaño y manejo por población indígena. Estos estudios comprueban que si el método es el mismo, las conclusiones son las mismas, sin importar que el tamaño de la muestra y calidad de las imágenes aumenten sustancialmente.

En términos metodológicos y de resultados, las investigaciones en el contexto mexicano no varían mucho respecto a las anteriores. Por ejemplo, Figueroa y Sánchez-Cordero (2008) realizaron uno de los primeros análisis sistemáticos de cambio de uso de suelo del país, comparado las tasas de deforestación en 69 ANP contra zonas adyacentes. Las autoras encontraron que un poco más de la mitad de las ANP fueron efectivas en prevenir la deforestación, sin identificar las razones por las que esto sucedía. Dos trabajos con metodología similar son los de Gaveau et al. (2009) y Rayn y Sutherland (2011), quienes replican el ejercicio para Sumatra y México, respectivamente. Los resultados son semejantes: las ANP son efectivas en la reducción

de la deforestación y, además, tienen un efecto positivo en las zonas adyacentes. Este tipo de evaluaciones en el ámbito intranacional arrojan resultados alentadores, por lo que la extensión natural era llevar los estudios a un ámbito internacional.

A pesar de que los estudios anteriores fueron más allá de los casos particulares, incluso haciendo comparaciones internacionales, ninguno logró capturar el hecho que las ANP no se establecen de manera aleatoria. En 2009, Joppa y Pfaff (2009) mostraron que, en efecto, las Áreas Naturales Protegidas alrededor del mundo están ubicadas en terrenos más difíciles de deforestar. En promedio, las ANP están en zonas más elevadas, con mayores pendientes, menor acceso a carreteras y más lejanas de ciudades que otros territorios. Gracias a esto, es probable que una parte importante del efecto positivo de las ANP en la prevención de deforestación sea debido a las características del terreno y no a su éxito como herramienta de política pública. Debido a la falta de controles por esta fuente de endogeneidad, un problema descrito por Heckman et al. (1996), ahora nombramos a las metodologías usadas anteriormente como estimadores *naive*.

Blackman, Pfaff, y Robalino (2015) fueron de los primeros en corregir este sesgo para el caso mexicano mediante el establecimiento de un sistema de emparejamiento. El ejercicio consiste en emparejar las Áreas Naturales Protegidas con zonas de características similares, como precipitación, pendiente, distancia a ciudades, si son terrenos ejidales y si la población es mayoritariamente indígena. De esta manera, si existe una diferencia en la tasa de deforestación es posible atribuirla al establecimiento del parque, en lugar de a las condiciones físicas del terreno. Esperaríamos que los estudios ingenuos estimen efectos mayores al real y eso es lo que encontraron tanto en México, como en Guatemala (Blackman, 2015): sin controles, las ANP tienen una probabilidad de deforestación 30% menor que el resto; pero una vez que se hizo el emparejamiento, los efectos son mucho más heterogéneos, pequeños e incluso no es posible descartar un efecto cero en deforestación. Los autores atribuyen el efecto a los “parques de papel”: áreas sin recursos ni capacidad técnica o administrativa para tener un impacto real. Sin embargo, hay dos aspectos que quitan fortaleza a la investigación. El primero es que el número de observaciones es pequeño en distintas regiones para asegurar consistencia en los estimadores, el segundo

es que el diseño experimental no permite identificar efectos temporales de las intervenciones.

El trabajo de Blackman, junto con el aumento en popularidad de los métodos de emparejamiento, incitaron múltiples investigaciones similares. Al igual que antes, los resultados de estos estudios muestran una imagen menos alentadora sobre la efectividad de las ANP. Un ejemplo es Brenes et al. (2018), quienes encontraron un aumento pequeño, aunque significativo, en el crecimiento de vegetación dentro de 12 ANP en América Central. En un estudio incluso anterior, Honey-Rosés, Baylis, y Ramírez (2011) concluyeron que las medidas de conservación fueron efectivas en proteger el hábitat de las mariposas monarca, sin embargo, fueron menos efectivas en conservar el bosque en general. Estos resultados refuerzan la importancia de la organización, los recursos y la administración en las acciones por la conservación. Yang et al. (2021) logran el estudio más ambicioso de deforestación y técnicas de emparejamiento con una evaluación global de más de 50 mil ANP, encontrando que más de dos tercios de ellas fueron efectivas en reducir el cambio de uso de suelo y, aún así, la mayoría perdieron una parte de la cobertura forestal. Finalmente, diversos estudios analizan las diferencias entre las dos herramientas principales de conservación: los pagos por servicios ambientales (PES por sus siglas en inglés) y las ANP, concluyendo que ambas pueden ser efectivas si son bien implementadas (Sims y Alix-García, 2017; Jones y Lewis, 2015).

Parece casi implícito que las evaluaciones contemporáneas de efectividad de las Áreas Naturales Protegidas están enfocadas en bosques, deforestación y vegetación. A pesar de que la flora es una parte importante de la biodiversidad, hay más componentes en los hábitats que se han dejado de lado, como los insectos, por nombrar un ejemplo (Roig-Juñent et al., 2001). Incluso hay ecosistemas completos de gran importancia que no se pueden evaluar mediante la presencia de árboles (Fraschetti et al. (2002) dan pautas para las ANP Marinas, por ejemplo). La valoración de las ANP precisa tomar en cuenta más vertientes que el cambio de uso de suelo, ya que no es posible reducir la multidimensionalidad de la protección del medio ambiente a un solo aspecto. Sin duda, es más sencillo acceder a información satelital que muestre la canopia –o ausencia de ella– que observar las especies animales que rondan en el territorio, aunque hay avances impor-

tantes en este aspecto (Mairota et al., 2015; Lucas et al., 2015). Estudiar la fauna de un territorio usualmente implica una mayor inversión para la recolección de datos y limita las opciones de investigación, especialmente en grandes escalas (Ruiz-García y Lunadei, 2011). No obstante, hay esfuerzos que superan estas dificultades, ya sea en menor escala o con metodologías limitadas, que dan una idea acerca de la dimensión animal de la conservación.

Al igual que en deforestación, las primeras investigaciones sobre fauna en las ANP usaron evaluaciones *naive*. Además, muchas usaban la dimensión animal como un pequeño componente de la evaluación. Bruner et al. (2001) incluyen la caza de animales en su evaluación, encontrando una mejoría relativa dentro de las ANP comparado con las zonas adyacentes. Otra rama de la literatura usa algunas variables relacionadas a animales – como destrucción del hábitat o caza furtiva – para construir indicadores con los cuales evaluar la efectividad de las ANP, mas no controlan por fuentes de endogeneidad (Leverington et al., 2010; Kolahi et al., 2013; Geldmann et al., 2015). También han surgido investigaciones que, a través de modelos ambientales y ciertos supuestos, predicen la efectividad de las ANP en la conservación de especies acuáticas y aves, pero carecen de información robusta sobre la fauna que siguen (Fagundes, Vogt, y Junior, 2015; de Carvalho et al., 2017; Frederico, Zuanon, y Junior, 2018). Finalmente, estudios recientes han evaluado la efectividad de los factores administrativos de las ANP a través de medidas de distribución animal (Geldmann et al., 2018; Graham et al., 2021). Si bien los últimos avances en el área son prometedores, hasta donde conozco no se han realizado evaluaciones rigurosas de la efectividad de las ANP respecto a indicadores no-forestales.

En este trabajo pretendo ayudar a llenar el vacío en la literatura sobre el impacto de las Áreas Naturales Protegidas en la conservación al añadir dos aspectos: El primero es la inclusión de factores distintos a la deforestación al análisis, respondiendo a la inmensa variedad de ecosistemas que representan las ANP en México. El segundo, es una metodología que añade la dimensión temporal al estudio, lo que permite utilizar un marco econométrico más robusto para la identificación de relaciones causales. No obstante, un aspecto relevante fuera del alcance de esta investigación es la evaluación de sistemas marinos, los cuales representan la mayor superfi-

cie protegida en México, pero hay una baja disponibilidad de indicadores de desempeño de las ANP. Dado que las métricas comunes, como la deforestación –o la integridad ecosistémica, en este caso– no aplican en los mares u océanos, sería necesario establecer mediciones específicas a cada ecosistema. Actualmente existen estimaciones de población de algunas especies –como el caso emblemático de la vaquita marina o de las tortugas (SEMARNAT, 2016) – o el tamaño de los bancos de corales (INEEC, 2015), sin embargo sería imposible evaluar todas las ANP marinas a partir de ello. Es necesario tener un esfuerzo para medir y estandarizar distintas variables de estos ecosistémicas –por ejemplo, el tamaño de poblaciones animales y vegetales, el nivel de contaminación, la pesca ilegal, el pH, entre otros– para poder realizar un análisis integral de todas las Áreas Protegidas del país. Desafortunadamente, en México todavía no existe un esfuerzo de tal índole.

Capítulo 2

Datos y Estrategia Empírica

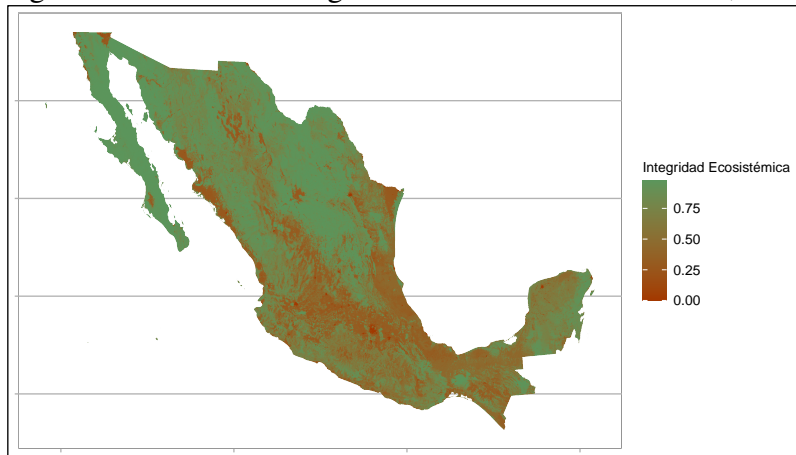
2.1 Datos

La fuente de información principal es el Índice de Integridad Ecosistémica elaborado por la CONABIO (2014). Como mencioné anteriormente, cada ecosistema tiene características distintas, por lo que no es posible evaluar todos de la misma manera. La CONABIO lo toma en cuenta y utiliza distintos factores, desde el tamaño de los árboles y la presencia de vertebrados, hasta avistamiento de especies invasoras para realizar el índice.⁶ Los datos abarcan el periodo de 2004 a 2014 y proveen un valor para cada zona de 1km x 1km en todo el país. Esto resulta en aproximadamente dos millones de pixeles a lo largo de todas las zonas terrestres de México. El índice va de cero a uno, donde uno significa un alto nivel de Integridad Ecosistémica y lo contrario para valores cercanos a cero. Un problema es que algunas ediciones cuentan con valores fuera de ese rango (n = 1,322 en 2014, menos del 0.06% del total), por lo que fueron excluidos antes de comenzar el análisis. El mapa de este Índice se muestra en la Figura 2.1.

De los dos millones de pixeles totales, 209,481 (10.7%) se encuentran dentro de un Área Natural Protegida, cifra que es consistente con la cobertura nacional reportada por distintas fuentes. La Figura 2.2 muestra los poco más de 80 mil pixeles (4.3%) cambian de valor de 2004

6 El reporte completo se encuentra en: https://www.biodiversidad.gob.mx/media/1/monitoreo/snmb/files/SNMB_preliminar.pdf, igualmente es posible encontrar los elementos de una evaluación rápida hecha en 2020 en la siguiente liga: <https://docs.google.com/document/d/1bhhr8lolCIAXTz-Te34wNS62QrZkMTRUF5P62TUTwWQ/edit>

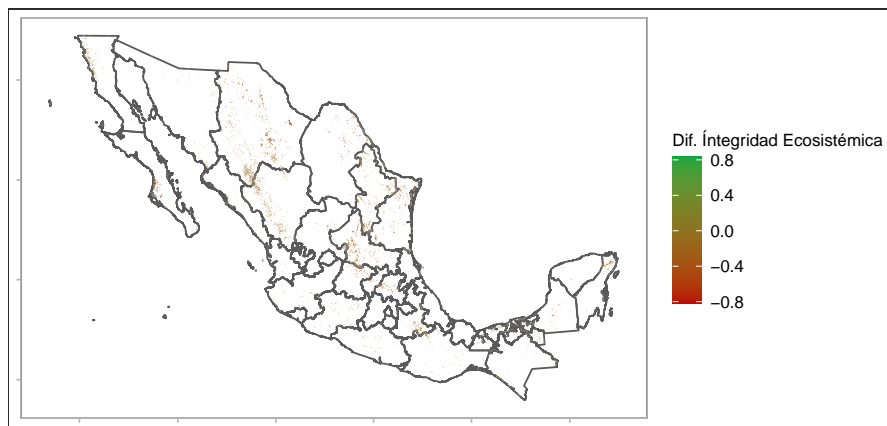
Figura 2.1: Índice de Integridad Ecosistémica en México, 2004



Fuente: Elaboración propia con datos de CONABIO

a 2014, donde el color rojo significa que el pixel empeoró su calificación. Si bien representan menos del 5% del total, los cambios están distribuidos a lo largo del territorio y de las ANP. Además, la cantidad de pixeles con modificaciones son razonables debido a que, consistente con lo encontrado en Bonilla-Moheno y Aide (2020), no ha habido un proceso particularmente agudo de deforestación o cambio de uso de suelo en los últimos 20 años.

Figura 2.2: Parcelas de 1km x 1km que cambiaron de valor, 2004 - 2014



Fuente: Elaboración propia con datos de CONABIO

La segunda fuente de información son los polígonos de las Áreas Naturales Protegidas, proveniente de la CONANP (2021b). En primera instancia, nos ayuda a delimitar las zonas

de análisis, donde extraer los valores de Integridad Ecosistémica y variables de control, como elevación, pendiente, temperatura o núcleos agrarios. Además, la base incluye información adicional sobre cada polígono, lo que permite comparar las características determinantes para la conservación del territorio. Todos los modelos se van a aplicar a dos grupos: el total de las Áreas Protegidas Terrestres y las que se establecieron en el periodo 2004-2014. Hay 22 zonas decretadas en el periodo 2004-2014, aunque consideramos únicamente las 13 mostradas en la Figura 2.3, debido a que el resto se encuentran mayoritariamente en el mar. Son relativamente pocas, sin embargo están distribuidas a lo largo del territorio nacional y tienen una superficie conjunta de más de dos millones de hectáreas (equivalente a aproximadamente 2 mil cuadrados de 10 x 10km). En la Tabla 2.1 hay un breve resumen de cada grupo: el nombre, por simplicidad, será "Total ANP" para el grupo que incluye al conjunto completo de las ANP, "ANP Recientes" para aquellas que se establecieron entre 2004 y 2014, "Total Fuera ANP" para todo el territorio nacional que no está cubierto por un Área Protegida y "Fuera ANP sin Perímetro" es la superficie que no está en las ANP y, además, excluye el perímetro de 20km alrededor de cada una. La Cantidad de ANP muestra el número de Áreas Protegidas; la Superficie Total es la suma del área en kilómetros cuadrados y el Número de Recuadros es el conteo de todos los cuadros de 11 x 11km que se consideran en el análisis.

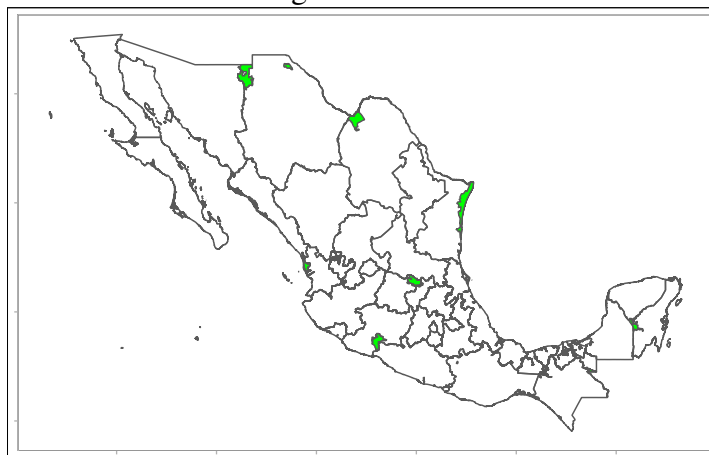
Tabla 2.1: Grupos de Áreas Naturales Protegidas

Nombre	Cantidad de ANP	Superficie Total (km ²)	Número de Recuadros
Total ANP	152	212,672	3,453
ANP Recientes (2004-2014)	13	23,228	428
Total Fuera ANP	0	1,736,238	17,210
Fuera ANP Sin Perímetro	0	1,272,456	13,006

Elaboración propia con datos de CONANP

La Tabla 2.2 muestra la información proveniente de la CONANP para las 13 Áreas Natu-

Figura 2.3: Áreas Naturales Protegidas terrestres decretadas entre 2004 y 2014



Fuente: Elaboración propia con datos de CONANP

rales Protegidas establecidas en el periodo 2004-2014. Las variables de la tabla son: nombre; categoría de decreto, que puede ser Reserva de la Biósfera (RB), Parque Nacional (PN), Monumento Natural (MN), Área de Protección de Recursos Naturales (APRN), Área de Protección de Flora y Fauna (APFF) o Santuario (SANT), Es necesario resaltar que, como vimos anteriormente, la pertenencia a alguna de las categorías depende de las características del terreno y tiene consecuencias sobre las reglas que se imponen en la zona; Superficie, la suma total del área en kilómetros cuadrados; Primer Decreto (fecha de publicación del decreto en el DOF); Programa Manejo (la fecha de publicación del programa de manejo); Estado, el estado donde se encuentra y Num. Mun, la cantidad de municipios que abarca el ANP.⁷

Una vez unidos los datos de Integridad Ecosistémica con los polígonos de las Áreas Naturales Protegidas, resulta una serie de tiempo con los valores para cada uno de los polígonos para el periodo 2004-2014. Las operaciones incluyen a todos los pixeles de 1km x 1km que están completamente contenidos en los polígonos de las ANP, además de tomar en cuenta aquellos

⁷ Las siguientes variables fueron omitidas de la tabla debido a la extensión y relativa redundancia: Id_anp, un identificador único; Categoría de Manejo, dado que siempre es la misma que la Categoría de Decreto; Estados y Municipios, divisiones políticas que intersectan con el ANP; Región, una de las 12 zonas administrativas de la CONANP; Superficie terrestre y marina, kilómetros cuadrados de cobertura del polígono; Ult DOF, la última modificación en el Diario Oficial de la Federación y SINAP, si el área pertenece al Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

Tabla 2.2: Información sobre Áreas Naturales Protegidas, variables selectas

Nombre	Categoría Decreto	Superficie (km ²)	Primer Decreto	Programa Manejo	Estado Principal	Num. Mun
Bala'an K'aax	APFF	1,283	2005-05	2011-02	Quintana Roo	4
Balandra	APFF	25	2012-11	2015-10	Baja Sur	1
Cañón Usumacinta	APFF	461	2008-09	2015-06	Tabasco	1
Janos	RB	5,264	2009-12	2012-11	Chihuahua	3
Manglares Nichupté	APFF	42	2008-02	2015-01	Quintana Roo	1
Marismas Nacionales	RB	1,338	2010-05	2013-04	Nayarit	5
Médanos Samalayuca	APFF	631	2009-06	2013-04	Chihuahua	3
Ocampo	APFF	3,442	2009-06	2015-06	Coahuila	2
Río Bravo	MN	21	2009-10	2013-04	Chihuahua	4
Sierra Gorda Guanajuato	RB	2,368	2007-02	NA	Guanajuato	6
Zicuirán-Infiernillo	RB	2,651	2007-11	2013-11	Michoacán	4
Boquerón de Tonalá	APFF	39	2008-09	2013-04	Oaxaca	2
Delta Río Bravo	APFF	5,728	2005-04	2015-07	Tamaulipas	3

Fuente: Elaboración propia con datos de CONANP

que solo están parcialmente dentro de la frontera.⁸ Un ejemplo de la estadística descriptiva que se obtiene para algunos parques en el 2014 se puede ver en la Tabla 2.3. La variable Conteo es el número de píxeles dentro de cada Área Protegida, el resto de las variables –promedio, mediana, moda, desviación estándar, mínimo y máximo– se refieren a los valores del Índice en cada ANP. La Integridad no es homogénea dentro de los polígonos, especialmente en zonas más grandes. Un ejemplo es Janos, en Chihuahua, cuyo rango de valores va de 0.13 a 0.97 –la mayor parte del índice–. Igualmente observamos una fuerte heterogeneidad entre distintas Áreas Protegidas, lo que podría denotar una primera evidencia de las diferencias en efectividad –o de las características originales– de cada zona.

El resto de los datos utilizados son, principalmente, variables de control. Éstas sirven tanto para hacer el emparejamiento, como para tener una descripción de las características de cada grupo. Siguiendo la clasificación de Campoverde, López-Feldman, y Heres (2021), tenemos

⁸ La documentación completa de las operaciones están en el siguiente sitio: <https://cran.r-project.org/web/packages/exactextractr/exactextractr.pdf>

Tabla 2.3: Estadísticas Principales de Integridad Ecosistémica por Área Natural protegida

Nombre	Conteo	Promedio	Mediana	Moda	Stdev	Min	Max
Janos	5,278.6	0.771	0.772	0.703	0.131	0.138	0.971
Nahá	38.5	0.842	0.865	0.935	0.082	0.593	0.957
Tula	1.05	0.167	0.165	0.087	0.121	0.015	0.464
Rayón	0.3	0.326	0.339	0.326	0.001	0.326	0.351
Tulum	6.34	0.689	0.706	0.424	0.169	0.424	0.939

Fuente: Elaboración propia con datos de CONABIO y CONANP

dos tipos de variables de control: las características del terreno, que incluyen elevación, pendiente, temperatura y humedad; y las socioeconómicas, que son distancia a carreteras, distancia a centros urbanos y núcleos agrarios. Una variable en la que vale la pena ahondar, dada su importancia en el contexto mexicano, son los núcleos agrarios. Son un tipo de tenencia de tierra social⁹ –más comúnmente referidos como ejidos– que cubre más de la mitad del territorio nacional (Morett-Sánchez y Cosío-Ruiz, 2017). Al no ser de propiedad privada, la administración y uso de estas tierras están legalmente limitadas. Esto tiene fuertes implicaciones para las Áreas Naturales Protegidas, tanto en aceptación social como en la implementación de los programas de manejo (Halfpter, 2011). Investigaciones anteriores establecieron una variable dicotómica –hay o no hay núcleos agrarios dentro del territorio–, sin embargo esto puede ser engañoso ya que un ANP cuyo territorio sea exclusivamente ejidal se comportaría de manera distinta a una donde solo cubra una pequeña parte. Debido a esto, usaré el porcentaje del ANP cubierto por núcleos agrarios para los próximos ejercicios. Las fuentes de información y unidades de las variables de control se muestran en la Tabla 2.4.

2.2 Exploración Preliminar

Antes de iniciar la estrategia empírica, revisemos el comportamiento de las variables en tres grupos: las 152 Áreas Naturales Protegidas terrestres, las 13 establecidas entre 2004 y 2014

⁹ Aunque, a partir de la reforma de 1992, es debatido si continúan –en realidad– teniendo tal estatus (Castañeda y Mackinlay, 2015).

Tabla 2.4: Variables de Control

Grupo	Variable	Fuente	Unidades
Terreno	Elevación	INEGI (2013)	Metros
	Pendiente	INEGI (2013)	Grados
	Temperatura	Cuervo-Robayo et al. (2013)	Centígrados
	Precipitación	Cuervo-Robayo et al. (2013)	Milímetros
Sociodemográficas	Distancia a centros urbanos	INEGI (2010)	Metros
	Distancia a Carreteras	INEGI (2011)	Metros
	Núcleos Agrarios	RAN (2021)	% cobertura

Fuente: Elaboración propia con datos de y INEGI, Cuervo-Robayo y RAN

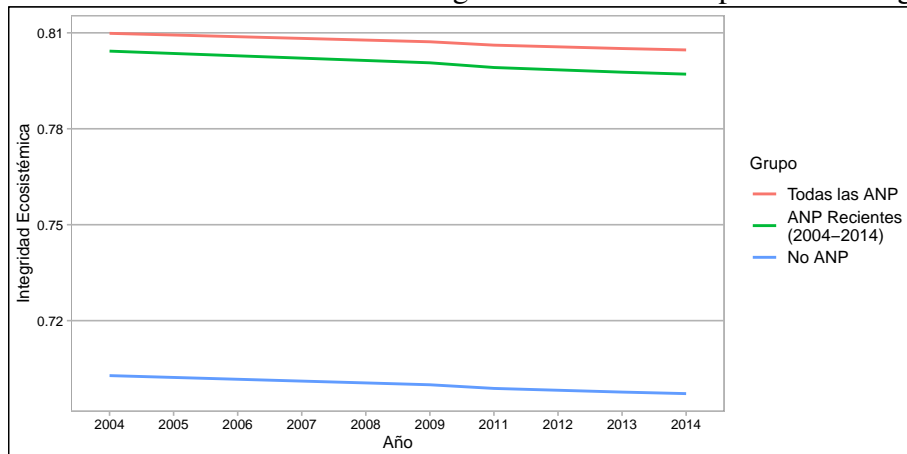
y todo el territorio fuera de ellas. Todos los polígonos están divididos en cuadros con lados de ~11 km de longitud, resultando en 3,453 parcelas dentro de las ANP y 17,210 fuera.¹⁰ La exploración nos ayuda a conocer los niveles y la evolución de los datos, lo que sienta una base para la interpretación de los resultados. Además, permite comparar las características de nuestra muestra con evaluaciones previas.

La primer –y más importante– variable a analizar es la Integridad Ecosistémica. Sabemos que todo el país ha sufrido reducciones en el índice, pero es importante revisar si esto ocurre en zonas específicas. La Figura 2.4 muestra el promedio de la Integridad Ecosistémica en cada grupo a través del tiempo. Hay una fuerte separación entre los grupos, el grupo total tiene los niveles más altos de Integridad, seguido por el grupo de 2004-2014 y el resto del país está fuertemente rezagado. Es un resultado esperanzador, cabe la posibilidad de que proteger un ecosistema cause una mejora en su biodiversidad; el efecto es aún más pronunciado en las zonas que llevan más tiempo siendo protegidas. Sin embargo, es posible que las diferencias que observamos se deben, en realidad, a las características intrínsecas de cada terreno. En todo caso, lo más revelador es que todos los grupos empeoran año con año, sin excepción. Esto nos orilla a

¹⁰ La información está disponible a una escala de 1x1km, sin embargo el trabajo usa polígonos de 11x11km debido a la limitación en poder computacional disponible

pensar a las ANP como un esfuerzo de 'ralentizar' la degradación del medio ambiente, más que una reversión de la tendencia.

Figura 2.4: Evolución del Índice de Integridad Ecosistémica para distintos grupos



Fuente: Elaboración propia con datos de CONABIO y CONANP

Las características de cada grupo son muy cercanas a lo que esperaríamos. Como describe la Tabla 2.5, las Áreas Naturales Protegidas se encuentran en lugares con menor elevación, temperatura y precipitación promedio que el resto del país. Aunque esperaríamos que estuvieran en lugares más altos (Joppa y Pfaff, 2009), es posible que la inclusión de ANP en islas, playas y zonas costeras, por nombrar algunos ejemplos, disminuyan la altura promedio del grupo. Otras características son una mayor distancia a carreteras y centros urbanos, lo que complica el acceso a ellas –por lo que también dificulta la extracción de recursos– y tienden a estar cubiertas por más terrenos ejidales que el resto. Finalmente, la tabla presenta el nivel de significancia de una prueba t para la diferencia entre la primera y tercera columna para cada variable.

Tabla 2.5: Promedio de Variables de Control en ANP y No ANP

Variable	Unidades	Total ANP	ANP Recientes (2004-2014)	No ANP	Prueba t
Integridad (2004)	Índice	0.81	0.80	0.70	***
Elevación	Metros	971.82	900.45	1032.79	***
Pendiente	Porcentaje	82.25	78.61	84.23	***
Temperatura	Grados	26.96	27.87	27.45	***
Precipitación	Milímetros	59.31	48.65	61.80	***
Distancia a Centros Urbanos	Kilómetros	30.2	25.8	16.0	***
Distancia a Carretera	Kilómetros	11.0	15.1	7.7	***
Núcleos Agrarios	Porcentaje	37.96	26.75	19.14	***

* p<0.1, ** p<0.05, *** p<0.001

Fuente: Elaboración propia con datos de CONABIO, CONANP, INEGI, Cuervo-Robayo y RAN

Capítulo 3

Resultados

3.1 Estrategia Empírica y Resultados

La estrategia empírica está compuesta de tres partes: la primera es una comparación *ingenua*, la segunda usa técnicas de emparejamiento *-matching* en inglés- para encontrar los mejores contrafactuales y la tercera, usando los datos emparejados, realiza dos modelos de datos panel. A continuación describo brevemente y presento los resultados de cada técnica.

La primera estimación *-ingenua-* es la manera más sencilla, mas no la más certera, de calcular el efecto de una intervención. Consiste en comparar la Integridad Ecosistémica dentro y fuera de las Áreas Naturales Protegidas. Es decir, primero obtenemos el promedio del índice para cada grupo y después hacemos una diferencia de medias entre ellos. El indicador está disponible para un periodo de 10 años, por lo que hay distintas opciones para estimar el efecto del tratamiento: comparar año por año, hacerlo con el promedio de todo el periodo, con un promedio ponderado o con un porcentaje de cambio (anual o promedio del periodo). Con el propósito de simplificar el análisis, la Tabla 3.1 presenta la diferencia de Integridad entre las Áreas Protegidas (divididas en dos grupos): Total y las del periodo Reciente (2004-2014) y tanto el promedio del territorio que no está en una ANP (Total Fuera ANP), como el del perímetro de 20km alrededor de cada zona protegida y el territorio que excluye a las Áreas Protegidas y un perímetro de 20km alrede-

dor de ellas (Fuera ANP sin Perímetro). Hay dos motivos para incluir la comparación contra el perímetro, la primera es la consistencia con estudios previos que realizan el ejercicio (Rahman y Islamb, 2021) y la segunda es explorar si existen efectos de derrame.¹¹ La comparación sin las ANP ni los 20km aledaños responde a evitar sesgos de la estimación por consecuencia de efectos de derrame alrededor de las zonas protegidas (Robalino y Pfaff, 2012). Además, reporto el promedio de Integridad Ecosistémica que tienen las zonas fuera de las (Media Fuera ANP). El método ingenuo, como su nombre indica, no toma en cuenta ninguna variable de control, por lo que ignora el sesgo de selección. A pesar de sus deficiencias, es un buen punto de inicio para equiparar los resultados con la literatura e igualmente para tener un punto de comparación en las siguientes estimaciones.

Tabla 3.1: Modelos ingenuos

Modelos ingenuos	Total ANP	ANP Recientes (2004-2014)	Media Fuera ANP
Total Fuera ANP (2004)	0.1070*** (0.003)	0.1015*** (0.007)	0.7028
Total Fuera ANP (2014)	0.1075*** (0.003)	0.0999*** (0.007)	0.6971
Perímetro de 20km (2004)	0.1189*** (0.004)	0.1137*** (0.007)	0.6905
Perímetro de 20km (2014)	0.1182*** (0.004)	0.1117*** (0.007)	0.6853
Fuera ANP sin Perímetro (2004)	0.1056*** (0.003)	0.1000*** (0.007)	0.7041
Fuera ANP sin Perímetro (2014)	0.1062*** (0.003)	0.0986*** (0.007)	0.6983

* p<0.1, ** p<0.05, *** p<0.001

La tabla muestra la diferencia de medias del Índice de Integridad Ecosistémica entre cada grupo

La significancia es resultado de una prueba-t. Errores Estándar entre paréntesis

Fuente: Elaboración propia con datos de CONABIO y CONANP

La Tabla 3.1 confirma los resultados de estudios anteriores: si no controlamos por las características del terreno, parece que las Áreas Naturales Protegidas incrementan sustancialmente

¹¹ Que podrían tener un impacto positivo o negativo en la conservación del perímetro fuera de un ANP, dependiendo de múltiples factores. Aunque Fuller et al. (2019) documentan que el efecto positivo es dominante.

la Integridad Ecosistémica. Una manera de cuantificar esta mejora es comparar el promedio de integridad ecosistémica de las Áreas Protegidas contra las zonas fuera de estas. Por ejemplo, la Tabla 3.1 muestra en la primera línea que el promedio del Total Fuera ANP (2004) es 0.702 y que la diferencia con el Total ANP es 0.107, por lo que si los dividimos, podemos calcular la diferencia porcentual entre grupos. En este caso, la mejora es cercana al 15% y es incluso mayor al comparar con el perímetro de 20km alrededor del ANP. Ahora, las diferencias son menores –en todos los casos– cuando comparamos con el terreno fuera de las ANP y sin el perímetro. Esto muestra indicios un efecto de derrame negativo en las Áreas Protegidas.¹² Una característica particular del comportamiento de índice es la reversión temporal en cada grupo. Hay un efecto contrario: mientras que en el Total parece que el efecto de la política mejora ligeramente conforme pasa el tiempo, lo opuesto sucede con las Áreas Protegidas establecidas en el periodo Reciente 2004-2014. Es importante recalcar que los efectos son pequeños y la metodología no es estricta, por lo que las primeras cifras no son definitivas o representativas del efecto real, sino un punto de partida.

Una vez obtenida la perspectiva ingenua, es momento de hacer estimaciones más rigurosas para ver si el efecto positivo continúa o desaparece. Como notamos anteriormente, las Áreas Protegidas tienen características distintas que el resto del país. Una forma de solucionar esto es mediante el emparejamiento por covariables, cuyo objetivo es encontrar la parcela más parecida a cada ANP mediante las variables de control. La idea es que esta parcela control representa lo que hubieran sido en ausencia de tratamiento, o dicho de manera formal un buen contrafactual (Baser, 2006). El primer método de emparejamiento es el *Propensity Score Matching* el cual, a pesar de haber sido criticado por autores como King y Nielsen (2019) porque podría aumentar la ineficiencia, la dependencia del modelo, el desequilibrio de las covariables del grupo control y tratamiento y el sesgo, continúa siendo relevante en los estudios de la rama. Además, otorga mayor robustez a los resultados y una alternativa de estimación. El modelo de puntaje de propensión calcula la probabilidad de que una observación sea parte del tratamiento dado

¹² Es decir, en promedio, los modelos ingenuos parecen indicar que la presencia de una zona declarada como Área Natural Protegida causa que la Integridad Ecosistémica baje en las zonas aledañas.

una serie de variables de control. Es decir, si una parcela tiene características muy similares a la de un Área Natural Protegida, va a tener un puntaje de propensión alto. El primer paso es realizar un modelo *logit* con todas las observaciones, la variable dependiente es una *dummy* de tratamiento y las independientes son los controles:

$$\text{Tratamiento} = \beta_0 + \beta_1 X + \varepsilon \quad (3.1)$$

donde *Tratamiento* indica si el terreno está dentro de un ANP, *X* es un vector de controles: elevación, pendiente, temperatura, precipitación, distancia a centros urbanos, distancia a carreteras y porcentaje de núcleos agrarios y ε es un término de error. El siguiente paso es escoger un método y emparejar los polígonos acorde a los valores esperados predichos por la regresión –dicho en inglés, su *propensity score*–, en este caso usaremos el algoritmo de *Nearest Neighbour*.¹³ Finalmente, hay distintas formas de calcular el efecto del tratamiento, sin embargo la más común es el Efecto Promedio del Tratamiento de los Tratados (ATT por sus siglas en inglés). Lo que busca es mostrar el impacto del programa únicamente en aquellas unidades que recibieron el tratamiento (Hartman, Grieve, Ramsahai, y Sekhon, 2015). En nuestro caso, esto se traduce en estimar el impacto del decreto de una zona como Área Natural Protegida únicamente dentro de la zona delimitada. La Tabla 3.2 muestra el ATT para uno y ocho vecinos más cercanos¹⁴ de los grupos Total ANP y ANP Recientes contra el Total Fuera de las ANP y también con la exclusión del perímetro de 20km.

El emparejamiento por puntaje de propensión cuenta una historia quizá inesperada. Primero, a diferencia de investigaciones previas para cobertura forestal (Blackman et al., 2015; Joppa y Pfaff, 2011), el efecto después de controlar por las características del terreno es positivo y significativo. Es cierto que la magnitud del impacto es menor después de emparejar las observaciones y, además, es un efecto dispar entre sectores. Al realizar el mismo ejercicio de comparación de

13 Una descripción más completa de los modelos matemáticos y del uso correcto del *Propensity Score Matching* se puede encontrar en Caliendo y Kopeinig (2008).

14 Permitimos que un polígono pueda tener más de un contrafactual para tener una primer noción sobre si el efecto de las características no observables en los controles afectan significativamente su Integridad Ecosistémica y, por ende, los modelos de emparejamiento.

Tabla 3.2: Modelos Propensity Score Matching

Propensity Score Matching	Total Fuera ANP		Fuera ANP sin Perímetro	
	Total ANP	ANP Recientes (2004-2014)	Total ANP	ANP Recientes (2004-2014)
Nearest Neighbour: 1-1 (2004)	0.0535*** (0.005)	0.0378*** (0.011)	0.0713*** (0.007)	0.0558*** (0.013)
Nearest Neighbour: 1-1 (2014)	0.0543*** (0.005)	0.0377*** (0.012)	0.0727*** (0.007)	0.0561*** (0.013)
Diferencia (2014 - 2004)	0.0008	-0.0001	0.0014	0.0003
Nearest Neighbour: 1-8 (2004)	0.0574*** (0.004)	0.0346*** (0.009)	0.0597*** (0.005)	0.0448*** (0.009)
Nearest Neighbour: 1-8 (2014)	0.0586*** (0.004)	0.0346*** (0.010)	0.0617*** (0.005)	0.0447*** (0.010)
Diferencia (2014 - 2004)	0.0012	-0.0000	0.002	-0.0001

* p<0.1, ** p<0.05, *** p<0.001. Errores Estándar Abadie-Imbens entre paréntesis

Diferencia del Índice de Integridad Ecosistémica entre grupos de ANP y sus polígonos emparejados

Fuente: Elaboración propia con datos de CONABIO, CONANP, INEGI, Cuervo-Robayo y RAN

medias del modelo ingenuo, obtenemos que el Grupo Total mantiene el impacto más grande, va del 7 al 8.3%, dependiendo de la especificación. Mientras que el grupo de ANP Recientes, aunque menor, sigue teniendo un efecto positivo de 5 a 5.5%. En contraste con el modelo ingenuo, el efecto es mayor al excluir el perímetro de 20km del grupo control. Es decir, este modelo parece indicar un efecto de derrame positivo. Hay otro aspecto que habría que resaltar además de la asimetría del efecto: el efecto temporal. Al mirar a las filas de Diferencia –la resta simple entre el coeficiente de 2014 y el de 2004– es posible observar que, a diferencia del modelo ingenuo, el impacto del tiempo es ambiguo: es positivo y relativamente para el Total y negativo para las Áreas Protegidas establecidas recientemente. No obstante, las diferencias son relativamente menores. En suma, esta estimación hace un caso sólido a favor del establecimiento de Áreas Protegidas, debido a que parecen lograr su cometido.

El segundo método de emparejamiento es la distancia de Mahalanobis.¹⁵ Al igual que el

¹⁵ Esta definición de distancia tiene la ventaja que toma en cuenta la correlación entre las distintas covariables

Propensity Score Matchinhg, la idea principal del modelo es crear un contrafactual lo más cercano posible de las parcelas tratadas. Primero calcula la distancia entre los polígonos de tratamiento y control a través de las variables de control. Después asigna cada polígono con su par más cercano. La Tabla 3.3 muestra los resultados del ejercicio descrito para 2004 y 2014, al permitir y restringir el reemplazo de las parcelas de control.¹⁶ Al igual que el modelo anterior, muestro el ATT de las muestras emparejadas del Total de ANP y el grupo de ANP Recientes contra las zonas fuera de las Áreas Protegidas con y sin el perímetro de 20km alrededor de ellas.

Tabla 3.3: Mahalanobis Matching

Mahalanobis Matching: Nearest Neighbour 1-1	Total Fuera ANP		Fuera ANP sin Perímetro	
	Total ANP	ANP Recientes (2004-2014)	Total ANP	ANP Recientes (2004-2014)
Reemplazo (2004)	0.0488*** (0.004)	0.0696*** (0.013)	0.0530*** (0.005)	0.0667*** (0.015)
Reemplazo (2014)	0.0477*** (0.004)	0.0717*** (0.013)	0.0533*** (0.005)	0.0704*** (0.016)
Sin Reemplazo (2004)	0.0574*** (0.003)	0.0712*** (0.012)	0.0604*** (0.004)	0.0690*** (0.013)
Sin Reemplazo (2014)	0.0579*** (0.003)	0.0739*** (0.012)	0.0614*** (0.004)	0.0716*** (0.013)

* p<0.1, ** p<0.05, *** p<0.001. Errores Estándar Abadie-Imbens entre paréntesis

Diferencia del Índice de Integridad Ecosistémica entre grupos de ANP y sus polígonos emparejados

Fuente: Elaboración propia con datos de CONABIO, CONANP, INEGI, Cuervo-Robayo y RAN

Los resultados generales son similares a los del modelo pasado: aún controlando por las propiedades físicas, las Áreas Protegidas tienen un efecto positivo en la Integridad. Si comparamos los resultados del grupo control con y sin el perímetro de 20km alrededor de las ANP, vemos que el efecto es contrario: aumenta para el Total de ANP y disminuye para las zonas protegidas creadas entre 2004 y 2014. Hay otros dos aspectos relevantes, el primero es que, al contrario que el *Propensity Score Matching*, el efecto del grupo de ANP Recientes (2004-2014) es mayor que el Total. Para el Grupo Total, el impacto va de 6.4 a 7.8%, mientras que el Grupo

(Maesschalck, D.Jouan-Rimbaud, y D.L.Massart, 2000). Además es la más usada en la literatura.

¹⁶ Es decir, cuando una misma zona puede usarse como control para uno o más polígonos dentro de cada ANP. La documentación completa de la función de emparejamiento se encuentra en <https://cran.r-project.org/web/packages/Matching/Matching.pdf>

Recientes tiene un efecto incluso mayor que va del 9.4 al 10.2%. Es decir, en comparación con el modelo de *Propensity Score Matching* el efecto para todas las Áreas Naturales Protegidas es ligeramente menor y es cercano al doble para las establecidas recientemente (2004-2014). Esto medido de la misma manera que en el modelo ingenuo, con la comparación entre el promedio de los distintos grupos. La diferencia de impacto podría deberse a que el total de Áreas Protegidas tiene características más extremas –más lejanas de la población o con mayor elevación– que las establecidas en los últimos años, por lo que el emparejamiento las "castiga" más. El segundo aspecto es el temporal, donde ambos grupos cuentan la misma historia: entre más tiempo, mayor es el impacto de la política de protección. Finalmente, como es de esperar, el efecto es menor cuando permitimos el reemplazo debido a que los polígonos de control –aunque repetidos– se ajustan mejor a las propiedades del tratamiento.

Hasta ahora, por simplicidad y comparabilidad con las investigaciones anteriores, los modelos no han tomado ventaja de la estructura de datos panel. No existen muchos ejemplos de modelos panel en la literatura, aunque esto no significa que este tipo de datos no hayan sido analizados. Por ejemplo, Powlen, Gavin, y Jones (2021) condensa la información al tomar el porcentaje deforestado total del periodo. Con el objetivo de aportar en este vacío en la literatura, propongo un modelo de diferencias en diferencias (DID). El modelo de DID aprovecha los emparejamientos anteriores para crear el contrafactual. Por lo tanto, primero filtro la base de datos para quedarme con cada ANP y su vecino –*match*– más cercano, medido por la distancia Mahalanobis y estimo la siguiente ecuación:

$$IE_{it} = \beta_0 + \delta_0 dt_{it} + \delta_1 T_{it} + \delta_2 dt_{it} T_{it} + \beta_1 X_{it} + \varepsilon_{it} \quad (3.2)$$

donde IE : Índice de Integridad Ecosistémica, dt : Dummy de tiempo (0 = 2004 y 1 = 2014), T : Dummy de tratamiento (0 = Control, 1 = ANP), X : Un vector de variables de control: elevación, pendiente, temperatura, precipitación, distancia a centros urbanos, distancia a carreteras y porcentaje de núcleos agrarios y ε es un término de error. El subíndice i es la parcela y t refiere al tiempo para dos momentos: 2004 y 2014. La Tabla 3.4 muestra los resultados del modelo para

ambos grupos.

En la regresión con todas las ANP, todos los controles tienen un impacto significativo y cercano a cero, que es de esperar dado el rango del índice. Un efecto similar sucede con las del periodo Reciente (2004-2014), con excepción de la elevación. Además, los resultados son sumamente similares cuando se toma en cuenta tanto el total de terreno fuera de las ANP, como las zonas que también excluyen el perímetro de 20km alrededor de las ANP, con solo ligeros cambios en nivel de significancia en algunas variables. Sin embargo, el resultado más valioso en todos los casos es el estimador de diferencias en diferencias. El coeficiente de la interacción entre tiempo y tratamiento es pequeño, positivo y, más importante, no es estadísticamente significativo. En ninguna de las iteraciones alcanza importancia estadística, presumiblemente debido a la insignificancia del tiempo –mas no del tratamiento– en la estimación. Esto es un resultado muy importante y contrario a los anteriores: no es posible rechazar que las Áreas Naturales Protegidas tienen un impacto igual a cero en la conservación de los terrenos que protegen.

Tabla 3.4: Modelo de Diferencias en Diferencias

Variable Dependiente:	Total Fuera ANP		Fuera ANP sin Perímetro	
	Total ANP	ANP Recientes (2004-2014)	Total ANP	ANP Recientes (2004-2014)
Tiempo*Tratamiento	0.0003 (0.005)	0.003 (0.016)	0.0009 (0.005)	0.002 (0.017)
Tiempo	-0.005 (0.004)	-0.008 (0.011)	-0.006 (0.004)	-0.007 (0.012)
Tratamiento	0.021*** (0.004)	0.039*** (0.012)	0.022*** (0.004)	0.050*** (0.012)
Elevación Δ	-0.086*** (0.004)	0.014 (0.014)	-0.081*** (0.004)	0.0447** (0.014)
Pendiente	0.001*** (0.0001)	0.001** (0.0002)	0.001*** (0.00009)	0.0002 (0.0002)
Temperatura	-0.013*** (0.001)	0.004* (0.002)	-0.013*** (0.001)	0.012*** (0.003)
Precipitación	-0.001*** (0.00003)	-0.001*** (0.0002)	-0.001*** (0.00003)	-0.001*** (0.0002)
Distancia Centros ∇	0.0104*** (0.0006)	0.0123*** (0.0018)	0.0117*** (0.0006)	0.0140*** (0.0019)
Distancia Carretera ∇	0.0185*** (0.001)	0.0123*** (0.002)	0.020*** (0.001)	0.0123*** (0.002)
Núcleos Agrarios	0.010** (0.005)	0.001 (0.017)	0.013** (0.006)	-0.002 (0.017)
Constante	1.154*** (0.024)	0.584*** (0.074)	1.123*** (0.024)	0.387*** (0.079)
Observaciones	9,360	1,036	9,360	1,036
R ²	0.385	0.351	0.379	0.352
Error Residual	0.131	0.130	0.134	0.133
Estadístico F	584.2***	55.5***	572.9***	55.8***

* p<0.1, ** p<0.05, *** p<0.001. Errores Estándar Abadie-Imbens entre paréntesis. ∇ Medidas en decenas de kilómetros. Δ Medida en kilómetros. Fuente: Elaboración propia con datos de CONABIO, CONANP, INEGI, Cuervo-Robayo y RAN

Capítulo 4

Conclusiones

Las Áreas Naturales Protegidas son uno de los instrumentos de conservación ambiental más importantes en México y el mundo, cubriendo cerca de 15% de la superficie terrestre de ambos. Sin embargo, todavía es muy debatido si son verdaderamente efectivas en sus objetivos. Esto es debido a la persistente falta de recursos –monetarios, técnicos y de personal– que sufren las Áreas Protegidas. A pesar de las ambiciones de conservación y restauración de la naturaleza, la falta de medios complica la situación: un fenómeno documentado en múltiples ocasiones (Dudley y Stolton, 1999; Blankespoor et al., 2014; Blackman et al., 2015). Esta tesina propuso evaluar la efectividad de esta política mediante el índice de Integridad Ecosistémica que publica la CONABIO y aprovechando el decreto de 13 Áreas Protegidas terrestres durante el periodo que existen los datos. Además, incorporó el uso de modelos panel para analizar los efectos temporales de la intervención.

La estimación ingenua mostró una mejora de 15% en la Integridad si la zona pertenecía a un ANP, que es un efecto significativo y elevado. Lo cual es consistente con los hallazgos de otros estudios que encuentran impactos positivos en la conservación –la cual está asociada a la integridad–, aunque las cifras no son directamente comparables. Por ejemplo, Blackman et al. (2015) encontró una reducción de 26% en la deforestación y Jones y Lewis (2015) encontraron una disminución en 40%. A pesar que la magnitud del efecto no es tan grande como en otras

investigaciones, sigue las características principales: un efecto positivo y significativo al no tomar en cuenta los controles. El tamaño más reducido del efecto también podría deberse a la dificultad de conservar ecosistemas distintos al forestal, lo que se refleja en una menor Integridad Ecosistémica promedio.

Después se realizaron modelos de emparejamiento y, aún después de controlar por las características físicas de la zona, el efecto positivo se mantuvo. No obstante, la magnitud del efecto disminuyó sustancialmente, pasando del 15% a entre 6 y 10%. Por un lado, este resultado difiere de las conclusiones de Blackman et al. (2015), quienes inmediatamente encuentran una relación insignificante entre el tratamiento y la deforestación. Por el otro lado, los resultados están en línea con Brenes et al. (2018), Gaveau et al. (2009) quienes también hallan una relación positiva y mucho menor que el efecto previo al emparejamiento. Hay al menos dos conclusiones importantes de estos modelos, la primera deja un buen sabor de boca, ya que de acuerdo con estos resultados las Áreas Protegidas en efecto sirven para mejorar la conservación. La segunda da una visión amarga –aunque más realista– de lo que está por venir: conforme más riguroso sea el modelo, se vuelve más claro que las ANP realmente no tienen un impacto en la conservación.

Tuvo que ser hasta el modelo de diferencias en diferencias que el efecto positivo que sugerían las estrategias ingenuas desapareció por completo. Es decir, realmente nunca hubo un efecto positivo de las Áreas Naturales Protegidas en la conservación, sino que solo era una consecuencia de las estrategias de medición. Al tomar en cuenta las propiedades del terreno y analizar la relación temporal del tratamiento, vemos que solo las variables de control mantienen su poder explicativo. Este resultado es similar al de Wendland, Baumann, Lewis, Sieber, y Radeloff (2015), quienes encuentran ligeras reducciones –en su mayoría no significativas– en la deforestación dentro de ANP, dependiendo del periodo de tiempo y de la categoría de manejo de cada ANP. Es decir, no podemos asegurar que las Áreas Protegidas tengan un efecto positivo en la conservación, ni aquí, ni en Rusia.

Los resultados cuentan una historia consistente: conforme hacemos modelos más rigurosos el efecto positivo de las Áreas Naturales Protegidas es más pequeño, al grado de desaparecer.

Las primeras estimaciones sobreestiman el efecto positivo, mientras que las últimas muestran un efecto cero. Esto no quiere decir que es una política pública que no funciona o que todos los parques en México están de adorno. Sin embargo, nos otorga una noción de que todavía quedan muchas cosas por hacer. Existe mucha evidencia de programas de manejo que aumentan la efectividad en los objetivos de conservación, por lo que es posible mejorar los resultados. Además, es evidente que la falta de recursos que ha tenido la CONANP en los últimos años también ha limitado su rango de acción. A pesar de las buenas intenciones, si no hay una estructura sólida, un plan sustentable ni dinero suficientes para llevar a cabo las actividades, es imposible exigir que las Áreas Naturales Protegidas funcionen a la perfección.

Este trabajo tiene dos limitaciones importantes, la primera –como mencioné anteriormente– tiene que ver con la imposibilidad de evaluar los ecosistemas marinos mediante este índice. A pesar de que las Áreas Naturales Protegidas representan el 22.05% de la superficie marina del territorio nacional, los esfuerzos de medición de estos ecosistemas son mínimos y no estandarizados. La importancia de los mares y océanos en términos de biodiversidad es inmensa, mas todavía no es posible saber si protegerlos tiene un impacto significativo en la conservación.

Otra limitante, igualmente relacionada con el Índice de Integridad Ecosistémica, tiene que ver con el error de medición. Actualmente, el Índice es un condensado de múltiples métricas y no es posible separarlo en distintos factores. Sería sumamente importante poder analizar cada variable por separado: especies invasoras, aves, mamíferos, vegetación, entre otras. No obstante, como mencioné anteriormente, ese tipo de desagregación no está disponible. Esto puede representar un problema importante, ya que no es posible conocer si hubo un error de medición en alguno de los elementos. Por ejemplo, la presencia de humanos montando el equipo y revisando sus resultados podría modificar los patrones de movimiento de mamíferos y subestime la población real. O que el avistamiento de aves sea mayor en las zonas que haya más gente buscando, lo cual podría estar desbalanceado por el tipo de turismo y acceso que hay en las Áreas Protegidas.

Futuras investigaciones podrían avanzar para resolver las limitantes mencionadas anterior-

mente. Otra dirección interesante sería un estudio detallado sobre los efectos de derrame –o *spillover*, en inglés– en México. Aunque aquí observamos un efecto agregado, un análisis sobre los factores y los cambios temporales a nivel individual sería sumamente relevante para el contexto nacional y podría tener fuertes implicaciones de política pública.

Referencias

- Ackerman, F., y Heinzerling, L. (2002). Pricing the priceless: Cost-benefit analysis of environmental protection. *University of Pennsylvania Law Review*, 150(5), 1553–1584. <https://doi.org/10.2307/3312947>
- Baser, O. (2006, September). Too much ado about propensity score models? comparing methods of propensity score matching. *Value in Health*, 9(6), 377-385. <https://doi.org/10.1111/j.1524-4733.2006.00130.x>.
- Bezaury-Creel, J. E., y Gutiérrez-Carbonell, D. (2009). Áreas naturales protegidas y desarrollo social en México. In J. Sarukhán (Ed.), *Capital natural de México, vol. ii: Estado de conservación y tendencias de cambio* (pp. 385–431). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).
- Blackman, A. (2015). Strict versus mixed-use protected areas: Guatemala's maya biosphere reserve. *Ecological Economics*, 112, 14–24. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.01.009>
- Blackman, A., Pfaff, A., y Robalino, J. (2015). Paper park performance: Mexico's natural protected areas in the 1990s. *Global Environmental Change*, 31, 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.12.004>
- Blankespoor, B., Dasgupta, S., y Wheeler, D. (2014). Protected areas and deforestation: New results from high resolution panel data. *Natural Resources Forum*, 41(1), 55-68. <https://doi.org/10.1111/1477-8947.12118>
- Bonilla-Moheno, M., y Aide, T. M. (2020). Beyond deforestation: Land cover transitions in

- mexico. *Agricultural Systems*, 178, 102734. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102734>
- Brechin, S. R., Wilshusen, P. R., Fortwangler, C. L., y West, P. C. (2003). *Contested nature: Promoting international biodiversity conservation with social justice in the twenty-first century*. State University Of New York Press.
- Brenes, C. L. M., Jones, K. W., Schlesinger, P., Robalino, J., y Vierling, L. (2018). The impact of protected area governance and management capacity on ecosystem function in central america. *PLOS ONE*, 13(10), e0205964. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0205964>
- Bruner, A. G., Gullison, R. E., Rice, R. E., y da Fonseca, G. A. B. (2001). Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*, 291(5501), 125–128. <https://doi.org/10.1126/science.291.5501.125>
- Caliendo, M., y Kopeinig, S. (2008, February). Some practical guidance for the implementation of propensity score matching. *Journal of Economic Surveys*, 22(1), 31-72. <https://doi.org/10.1111/j.1467-6419.2007.00527.x>
- Campoverde, D., López-Feldman, A., y Heres, D. (2021). Las áreas naturales protegidas en México y su efecto en la deforestación. In *Capital natural de México, vol. ii: Estado de conservación y tendencias de cambio* (pp. 385–431). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).
- Castañeda, J. C. P., y Mackinlay, H. (2015). ¿existe aún la propiedad social agraria en México? *Polis*, 11(1), 45–82.
- CBD. (2020, January). *Zero draft of the post-2020 global biodiversity framework*. OPEN-ENDED WORKING GROUP ON THE POST-2020 GLOBAL BIODIVERSITY FRAMEWORK.
- CONABIO. (2014). *Integridad ecosistémica*. Retrieved from <https://monitoreo.conabio.gob.mx/descargas/indicadores/>
- CONANP. (2019, February). *Áreas destinadas voluntariamente a la conservación*. Retrieved from <https://advc.conanp.gob.mx>
- CONANP. (2021a, Febrero). *Áreas naturales protegidas decretadas*.

- CONANP. (2021b). *Listado de áreas naturales protegidas*.
<http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/listanp/>.
- Cuervo-Robayo, A. P., Téllez-Valdés, O., Gómez-Albores, M. A., Venegas-Barrera, C. S., Manjarrez, J., y Martínez-Meyer, E. (2013, Octubre). An update of high-resolution monthly climate surfaces for Mexico. *International Journal of Climatology*, 34(7), 2427–2437. <https://doi.org/10.1002/joc.3848>
- Dávalos, L. Í., Sierra, C. J., Ramírez, J. S., y Rubio, A. O. (2014, Marzo). 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*, 60, 65–70.
- de Carvalho, D. L., Sousa-Neves, T., Cerqueira, P. V., Gonsioroski, G., Silva, S. M., Silva, D. P., ... Santos, D. (2017). Delimiting priority areas for the conservation of endemic and threatened neotropical birds using a niche-based gap analysis. *PLOS ONE*, 12(2), e0171838. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171838>
- dos Santos Ribas, L. G., Pressey, R. L., Loyola, R., y Bini, L. M. (2020). A global comparative analysis of impact evaluation methods in estimating the effectiveness of protected areas. *Biological Conservation*, 246, 108595. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108595>
- Dudley, N., y Stolton, S. (1999). *Conversion of paper parks to effective management: developing a target* (Tech. Rep.). IUCN.
- Fagundes, C. K., Vogt, R. C., y Junior, P. D. M. (2015). Testing the efficiency of protected areas in the Amazon for conserving freshwater turtles. *Diversity and Distributions*, 22(2), 123–135. <https://doi.org/10.1111/ddi.12396>
- Figuroa, F., y Sánchez-Cordero, V. (2008). Effectiveness of natural protected areas to prevent land use and land cover change in Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 17(13), 3223–3240. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9423-3>
- Fraschetti, S., Terlizzi, A., Micheli, F., Benedetti-Cecchi, L., y Boero, F. (2002). Marine protected areas in the Mediterranean sea: Objectives, effectiveness and monitoring. *Marine Ecology*, 23(s1), 190–200. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2002.tb00018.x>

- Frederico, R. G., Zuanon, J., y Junior, P. D. M. (2018). Amazon protected areas and its ability to protect stream-dwelling fish fauna. *Biological Conservation*, 219, 12–19. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.032>
- Fuller, C., Ondei, S., Brook, B. W., y Buettel, J. C. (2019, April). First, do no harm: A systematic review of deforestation spillovers from protected areas. *Global Ecology and Conservation*, 18, e00591. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00591>
- Gaveau, D. L. A., Epting, J., Lyne, O., Linkie, M., Kumara, I., Kanninen, M., y Leader-Williams, N. (2009). Evaluating whether protected areas reduce tropical deforestation in sumatra. *Journal of Biogeography*, 36, 2165–2175. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02147.x>
- Gavier, G. I., y Bucher, E. H. (2004). Deforestación de las sierras chicas de córdoba (argentina) en el período 1970-1997. *Miscelánea*, 101, 1–27.
- Geldmann, J., Coad, L., Barnes, M., Craigie, I. D., Hockings, M., Knights, K., ... Burgess, N. D. (2015). Changes in protected area management effectiveness over time: A global analysis. *Biological Conservation*, 191, 692–699. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.029>
- Geldmann, J., Coad, L., Barnes, M. D., Craigie, I. D., Woodley, S., Balmford, A., ... Burgess, N. D. (2018). A global analysis of management capacity and ecological outcomes in terrestrial protected areas. *Conservation Letters*, 11(3), e12434. <https://doi.org/10.1111/conl.12434>
- Graham, V., Geldmann, J., Adams, V. M., Grech, A., Deinet, S., y Chang, H.-C. (2021). Management resourcing and government transparency are key drivers of biodiversity outcomes in southeast asian protected areas. *Biological Conservation*, 253, 108875. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108875>
- Halffter, G. (2011). Reservas de la biosfera: Problemas y oportunidades en México. *Acta zoológica mexicana*, 27(1), 177–189.
- Hartman, E., Grieve, R., Ramsahai, R., y Sekhon, J. S. (2015). From sample average treatment effect to population average treatment effect on the treated: combining experimental

- with observational studies to estimate population treatment effects. *Journal of the Royal Statistical Society*, 178(3), 757-778. <https://doi.org/10.1111/rssa.12094>
- Heckman, J. J., Ichimura, H., Smith, J., y Todd, P. (1996). Sources of selection bias in evaluating social programs: An interpretation of conventional measures and evidence on the effectiveness of matching as a program evaluation method. *Economic Sciences*, 93(23), 13416–13420. <https://doi.org/10.1073/pnas.93.23.13416>
- Honey-Rosés, J., Baylis, K., y Ramírez, I. (2011). A spatially explicit estimate of avoided forest loss. *Conservation Biology*, 25(5), 1032–1043. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01729.x>
- INEEC. (2007, August). *Conservación para el bien común: Los años de cárdenas*. Retrieved from <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/118/cap5.html>
- INEEC. (2015, December). *Evaluación rápida de la condición de especies clave de corales escleractinios en arrecifes del golfo de México*. Retrieved from https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/344095/CGACC_2015_Corales_ICMyL.pdf
- INEGI. (2010). *Marco geoestadístico 2010 versión 5.0 (censo de población y vivienda 2010)*.
- INEGI. (2011). *Conjunto de datos vectoriales de carreteras y vialidades urbanas. edición 1.0*.
- INEGI. (2013). *Continuo de elevaciones mexicano (cem)*. Instituto Nacional de Geografía e Historia.
- IUCN. (2019). *Iucn 70 years : International union for conservation of nature annual report 2018 (Report)*. International Union for Conservation of Nature.
- Jones, K. W., y Lewis, D. J. (2015). Estimating the counterfactual impact of conservation programs on land cover outcomes: The role of matching and panel regression techniques. *PLOS ONE*, 10(10), e0141380. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141380>
- Joppa, L. N., y Pfaff, A. (2009). High and far: Biases in the location of protected areas. *PLOS ONE*, 4(12), e8273. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0008273>
- Joppa, L. N., y Pfaff, A. (2011, June). Global protected area impacts. *Proceedings of the Royal*

Society, 278(1712), 1633-1638. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.1713>

- Keenan, R. J., Reams, G. A., Achard, F., de Freitas, J. V., Grainger, A., y Lindquist, E. (2015). Dynamics of global forest area: Results from the fao global forest resources assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352(5), 9–20. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.014>
- King, G., y Nielsen, R. (2019). Why propensity scores should not be used for matching. *Political Analysis*, 27(4), 435-454. <https://doi.org/10.1017/pan.2019.11>
- Kolahi, M., Sakai, T., Moriya, K., Makhdoum, M. F., y Koyoma, L. (2013). Assessment of the effectiveness of protected areas management in iran: Case study in khojir national park. *Environmental Management*, 52(2), 514–530. <https://doi.org/10.1007/s00267-013-0061-5>
- Leverington, F., Costa, K. L., Pavese, H., Lisle, A., y Hockings, M. (2010). A global analysis of protected area management effectiveness. *Environmental Management*, 46(5), 685–698. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9564-5>
- Lucas, R., Blonda, P., Bunting, P., Jones, G., Inglad, J., Arias, M., ... Mairota, P. (2015). The earth observation data for habitat monitoring (eodham) system. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 37, 17–28. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9564-5>
- Maesschalck, R. D., D.Jouan-Rimbaud, y D.L.Massart. (2000, January). The mahalanobis distance. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 50(1), 1-18. [https://doi.org/10.1016/S0169-7439\(99\)00047-7](https://doi.org/10.1016/S0169-7439(99)00047-7)
- Mairota, P., Cafarelli, B., Labadessa, R., Lovergine, F., Tarantino, C., M.Lucas, R., ... K.Didham, R. (2015). Very high resolution earth observation features for monitoring plant and animal community structure across multiple spatial scales in protected areas. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 37, 100–105. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.09.015>
- Mas, J.-F. (2005). Assessing protected area effectiveness using surrounding (buffer) ar-

- areas environmentally similar to the target area. *Environ Monit Assess*, 105, 69–80. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-3156-5>
- Morett-Sánchez, C., y Cosío-Ruiz, C. (2017). Panorama de los ejidos y comunidades agrarias en México. *Agricultura, sociedad y desarrollo*, 14(1), 125–152.
- Nagendra, H. (2008). Do parks work? impact of protected areas on land cover clearing. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 37(5), 330–337. <https://doi.org/10.1579/06-R-184.1>
- Naughton-Treves, L., Holland, M., y Brandon, K. (2005). The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annual Review of Environment and Resources*, 30, 219–252. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.164507>
- News, M. (2001, Junio). *Paper parks: Why they happen, and what can be done to change them*.
- Ortíz-Espejel, B., y Toledo, V. M. (1998). Tendencias en la deforestación de la selva lacandona (Chiapas, México): El caso de las cañadas. *Interciencia*, 23(6), 318–327.
- Powlen, K. A., Gavin, M. C., y Jones, K. W. (2021, August). Management effectiveness positively influences forest conservation outcomes in protected areas. *Biological Conservation*, 260, 109192. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109192>
- Rahman, M. F., y Islamb, K. (2021, February). Effectiveness of protected areas in reducing deforestation and forest fragmentation in Bangladesh. *Journal of Environmental Management*, 280, 111711. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111711>
- RAN. (2021, Mayo). *Perimetales de los núcleos agrarios certificados*.
- Rayn, D., y Sutherland, W. J. (2011). Impact of nature reserve establishment on deforestation: a test. *Biodiversity and Conservation*, 20(8), 1625–1633. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0051-y>
- Robalino, J. A., y Pfaff, A. (2012). Contagious development: Neighbor interactions in deforestation. *Journal of Development Economics*, 97, 427–436. <https://doi.org/10.1016/j.jdeveco.2011.06.003>
- Roig-Juñent, S., Flores, G., Claver, S., Debandi, G., y Marvaldi, A. (2001). Monte desert

- (argentina): insect biodiversity and natural areas. *Journal of Arid Environments*, 47(1), 77–94. <https://doi.org/10.1006/jare.2000.0688>
- Ruiz-García, L., y Lunadei, L. (2011). The role of rfid in agriculture: Applications, limitations and challenges. *Computers and Electronics in Agriculture*, 79(1), 42–50. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2011.08.010>
- Schweickart, D. (2010). Is sustainable capitalism possible? *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 2(5), 6739–6752. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2010.05.020>
- SEGOB. (2014, Junio). *Diario oficial de la federación, 05/06/2000: Capítulo xiv*. DOF.
- SEMARNAT. (2005). *Áreas naturales protegidas*. Retrieved from https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/cd_compendio08/index.html
- SEMARNAT. (2016, Mayo). *México no baja la guardia e intensifica acciones para la protección de la vaquita marina*. Retrieved from <https://www.gob.mx/semarnat/prensa/mexico-no-baja-la-guardia-e-intensifica-acciones-para-la-proteccion-de-la-vaquita-marina>
- Sims, K. R. E., y Alix-García, J. M. (2017). Parks versus pes: Evaluating direct and incentive-based land conservation in mexico. *Journal of Environmental Economics and Management*, 86, 8–28. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2016.11.010>
- Spracklen, B. D., Kalamandeen, M., Galbraith, D., Gloor, E., y Spracklen, D. V. (2015, December). A global analysis of deforestation in moist tropical forest protected areas. *PLOS ONE*, 10(12), e0143886. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0143886>
- Stuart, E. A. (2010). Matching methods for causal inference: A review and a look forward. *Stat Sci*, 25(1), 1–21. <https://doi.org/10.1214/09-STS313>
- Watson, J. E. M., Dudley, N., Segan, D. B., y Hockings, M. (2014). The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515(7525), 67–73. <https://doi.org/10.1038/nature13947>
- Wendland, K. J., Baumann, M., Lewis, D. J., Sieber, A., y Radeloff, V. C. (2015, February). Protected area effectiveness in european russia: A postmatching panel data analysis. *Land Economics*, 91(1), 149–168. <https://doi.org/10.3368/le.91.1.149>

- Yang, H., Viña, A., Winkler, J. A., Chung, M. G., Huang, Q., Dou, Y., . . . Liu, J. (2021). A global assessment of the impact of individual protected areas on preventing forest loss. *Science of the Total Environment*, 777, 145995. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145995>
- Zhang, K., Gao, J., Zou, C., Lin, N., Yu, D., Cao, B., y Wang, Y. (2020, December). Expansion of protected area networks integrating ecosystem service and social-ecological coordination. *Global Ecology and Conservation*, 24, e01298. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01298>