



# COLEGIO DE POSTGRADUADOS

---

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS PUEBLA

POSTGRADO DE ESTRATEGIAS PARA EL DESARROLLO  
AGRÍCOLA REGIONAL

## EFFECTIVIDAD DE LA RESERVA ESTATAL SIERRA DEL TENTZO COMO ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS Y RECURSOS NATURALES

MARTÍN NERI SUÁREZ

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL

PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTOR EN CIENCIAS

PUEBLA, PUEBLA, MÉXICO

2022

---



# COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

La presente tesis titulada: **“Efectividad de la Reserva Estatal Sierra del Tentzo como estrategia de conservación de ecosistemas y recursos naturales”** realizada por el estudiante: **“Martín Neri Suárez”** bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

DOCTOR EN CIENCIAS  
ESTRATEGIAS PARA EL DESARROLLO AGRÍCOLA REGIONAL

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO:

DR. ANGEL BUSTAMANTE GONZÁLEZ

ASESOR:

DR. JOSÉ LUIS JARAMILLO VILLANUEVA

ASESOR:

DR. BENITO RAMÍREZ VALVERDE

ASESOR:

DR. SAMUEL VARGAS LÓPEZ

ASESOR:

DR. FRANCISCO J. ESCOBEDO

Puebla, Puebla, México, junio de 2022

# EFFECTIVIDAD DE LA RESERVA ESTATAL SIERRA DEL TENTZO COMO ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS Y RECURSOS NATURALES

Martín Neri Suárez, D.C.  
Colegio de Postgraduados, 2022

## RESUMEN

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) son sistemas complejos, en los que están vinculados el ecosistema y el sistema social. Sin embargo, la forma en que se aborda su estudio e intervención es convencionalmente disciplinaria y sectorial. Como resultado, el logro de los objetivos para las que son creadas las ANP son difíciles de alcanzar. La alternativa es estudiar y manejar a las ANP como sistemas complejos, más específicamente, como sistemas socioecológicos o socioambientales. En este estudio se tuvo como objetivo aplicar el enfoque de sistemas complejos para comprender la dinámica ecológica y los factores socioeconómicos que determinan el estado y funcionamiento de la Reserva Estatal Sierra del Tentzo (REST). Las transformaciones ecológicas de la reserva se explican desde una perspectiva de la teoría de la Panarquía, la cual describe procesos de cambios socio-ecológicos en cuatro ciclos adaptativos: crecimiento ( $r$ ), conservación ( $k$ ), liberación ( $\Omega$ ) y reorganización ( $\alpha$ ). Se utilizaron imágenes Landsat 4-5, de 1999, 2009 y 2018 para identificar las áreas correspondientes a cada ciclo adaptativo. La cuantificación de pérdidas y ganancias espacio-temporales de las áreas de la reserva se obtuvo con el módulo "*Land Change Modeler*" del programa *TerrSet*, que utiliza una red neuronal como algoritmo de aprendizaje automático, utilizando mapas de clasificación, pendiente, distancia a caminos, zonas urbana y agrícola; de transición potencial y el Modelo Digital de Elevación. También se obtuvo con este módulo la superficie con mayor probabilidad de cambio y proyecciones de cambios para los años 2030, 2050 y 2100. Para el análisis de las causas y factores que se asocian al cambio y vulnerabilidad se utilizaron datos del censo agropecuario de 2007. Se utilizaron los índices de Moran Global y de Moran Bivariado para estimar la autocorrelación espacial de variables y la correlación espacial de las variables con la vulnerabilidad al cambio ecológico. Los resultados indican que en la reserva existe una mayor probabilidad de cambio de vegetación primaria ( $k$ ) a zonas agrícolas y urbanas ( $\Omega$ ), la menor probabilidad fue de vegetación primaria ( $k$ ) a zonas agrícolas y urbanas ( $\Omega$ ). Mientras que para la proyección a futuro presenta un incremento para áreas agrícolas y urbanas. Las principales variables socioeconómicas relacionadas con los cambios ecológicos fueron el tipo de tenencia de la tierra, los subsidios gubernamentales y los usos agrícola y pecuario. Se concluyó que la tendencia actual de la REST es de reorganización a crecimiento, con una tendencia futura de destrucción o liberación (deterioro del ecosistema), asociada a las actividades humanas de la población local.

**Palabras clave:** Adaptativos, ciclos, cadenas de Markov, área natural protegida, reserva, Tentzo

# EFFECTIVENESS OF THE “SIERRA DEL TENTZO” STATE RESERVE AS A STRATEGY FOR ECOSYSTEMS AND NATURAL RESOURCES CONSERVATION

Martin Neri Suárez, D.C.  
Colegio de Postgraduados, 2022

## ABSTRACT

Protected Natural Areas (PNA) are complex systems, in which the ecosystem and the social system are linked. However, the way in which its study and intervention is conventionally disciplinary and sectoral. As a result, the achievement of the objectives for which the PNA are created are difficult to achieve. The alternative is to study and manage PNA as complex systems, such as socio-ecological or socio-environmental systems. The objective of this study was to apply the complex systems approach to understand the ecological dynamics and the socioeconomic factors that determine the status and functioning of the Sierra del Tentzo State Reserve (STSR). The ecological transformations of the reserve are explained from the perspective of the Panarchy theory, which describes processes of socio-ecological change in four adaptive cycles: growth ( $r$ ), conservation ( $k$ ), liberation ( $\Omega$ ) and reorganization ( $\alpha$ ). Landsat 4-5 images from 1999, 2009 and 2018 were used to identify the areas corresponding to each adaptive cycle. The quantification of space-time gains and losses of the reserve areas was obtained with the "Land Change Modeler" module of the TerrSet program, which uses a neural network as an automatic learning algorithm, using classification maps, slope, distance to roads, urban and agricultural areas; potential transition and the Digital Elevation Model. Also, with this module, the area with the greatest probability of change and projections of changes for the years 2030, 2050 and 2100 were obtained. For the analysis of the causes and factors associated with change and vulnerability, data from the 2007 agricultural census were used. The Moran Global and Moran Bivariate indices were used to estimate the spatial autocorrelation of variables and the spatial correlation of variables with vulnerability to ecological change. The results indicate that in the reserve there is a greater probability of change from primary vegetation ( $k$ ) to agricultural and urban areas ( $\Omega$ ), the lowest probability was from primary vegetation ( $k$ ) to agricultural and urban areas ( $\Omega$ ). While for the future projection it presents an increase for agricultural and urban areas. The main socioeconomic variables related to ecological changes were the type of land tenure, government subsidies, and agricultural and livestock uses. It was concluded that the current trend of STRS is from reorganization to growth, with a future trend of destruction or release (deterioration of the ecosystem), associated with human activities of the local population.

**Keywords:** Adaptive, cycles, Markov, natural, protected, reserve, Tentzo

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el apoyo económico otorgado durante mis estudios de postgrado.

Al Colegio de Postgraduados (COLPOS), Campus Puebla, por su excelencia académica y darme la oportunidad de realizar mis estudios de Doctorado en Ciencias.

Agradezco a mi profesor consejero, Dr. Angel Bustamante González, por todo su apoyo y orientación durante mi estancia en el postgrado.

Al Dr. José Luis Jaramillo Villanueva por compartir su conocimiento y experiencia en temas de economía ambiental.

Al Dr. Benito Ramírez Valverde por su disposición a orientarme, asesorarme y revisar los avances de este trabajo.

Al Dr. Samuel Vargas López por ser un excelente guía en este trabajo, que a través de su visión me ayudó a contemplar otros puntos de vista.

Al Dr. Francisco J. Escobedo por su interés en este trabajo, que a pesar de la distancia, siempre estuvo pendiente de cualquier necesidad, tanto administrativa como docente que se requería para mi formación académica.

A todos los profesores y personal administrativo que gracias a su trabajo facilitaron mi estancia en este Campus.

A toda mi familia, gracias por todo su apoyo. En especial a mi esposa e hijas, por su cariño, paciencia, comprensión, y sobre todo por ser fuente de inspiración.

A Dios, por ser mi guía.

**¡A todos muchas gracias!**

## CONTENIDO

RESUMEN .....	ii
ABSTRACT .....	iii
LISTA DE FIGURAS .....	ix
INTRODUCCIÓN GENERAL .....	1
CAPÍTULO I. ANÁLISIS DE VULNERABILIDAD CON ENFOQUE DE PANARQUÍA EN LA RESERVA ESTATAL SIERRA DEL TENTZO .....	5
1.1 Resumen.....	5
1.2 Abstract.....	5
1.3 Introducción .....	5
1.3.1 La Panarquía como base del marco de análisis .....	7
1.4 Materiales y métodos.....	9
1.4.1 Área de estudio.....	9
1.4.2 Adquisición y mejoramiento de imágenes de satélite .....	11
1.4.3 Identificación y clasificación de los regímenes de la Panarquía .....	13
1.4.4 Variables que influyen en el cambio ( <i>Drivers of change</i> ).....	16
1.4.5 Análisis de detección y tendencias de cambio en las fases de la Panarquía .....	17
1.4.6 Cadenas de Markov ( <i>Change Demand Modeling Panel</i> ).....	18
1.5 Resultados y discusión .....	20
1.5.1 Sensibilidad del modelo .....	20
1.5.2 Evaluación de precisión del modelo de predicción .....	21
1.5.3. Matriz de transición de los ciclos adaptativos .....	23
1.5.4. Análisis de detección y tendencias de cambio.....	24
1.5.5 Vulnerabilidad .....	28
1.6 Conclusiones .....	29
CAPÍTULO II. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA VULNERABILIDAD AL CAMBIO EN LA RESERVA ESTATAL SIERRA DEL TENTZO.....	30
2.1 Resumen.....	30

2.2. Abstract.....	30
2.3 Introducción .....	31
2.4 Materiales y métodos.....	31
2.4.1 Vulnerabilidad al cambio en la Reserva Estatal Sierra del Tentzo.....	31
2.4.2 Análisis de los patrones de distribución espacial de la vulnerabilidad al cambio .....	32
2.4.3 Indicadores Locales de Asociación Espacial de la Vulnerabilidad (LISA).....	33
2.5. Resultados .....	35
2.5.1 Distribución espacial de la vulnerabilidad en la Reserva .....	35
2.5.2 Análisis de patrones globales de agrupación espacial de la vulnerabilidad.....	36
2.5.3 Mapa de indicadores locales de asociación espacial de la vulnerabilidad (LISA).....	38
2.5.4 Áreas con mayor vulnerabilidad.....	38
2.5.6 Áreas con menor vulnerabilidad.....	38
2.5.7 Zonas en transición.....	38
2.6 Discusión .....	39
2.7 Conclusión .....	41
<b>CAPÍTULO III. ANÁLISIS DE CAUSAS Y FACTORES QUE INFLUYEN EN LA VULNERABILIDAD AL CAMBIO EN LA RESERVA DEL TENTZO.....</b>	
	42
3.1 Resumen.....	42
3.2 Abstract.....	42
3.3 Introducción .....	43
3.4 Materiales y métodos.....	45
3.4.1 Zona de estudio .....	45
3.4.2 Análisis Geoestadístico.....	46
3.5 Resultados y discusión .....	48
3.5.1 Distribución espacial de los factores indirectos.....	48

3.5.2 Correlación espacial bivariada .....	53
3.6 Conclusión .....	58
CONCLUSIONES GENERALES.....	59
LITERATURA CITADA.....	61



## LISTA DE CUADROS

### Capítulo I

Cuadro 1.1 Imágenes de satélite utilizadas .....	12
Cuadro 1.2 Clasificación del uso del suelo de acuerdo a las fases de la Panarquía.....	14
Cuadro 1.3 Porcentaje de precisión del modelo con variables independientes forzadas a ser constantes.....	21
Cuadro 1.4 Evaluación de la precisión del modelo de predicción para el año 2018 .....	22
Cuadro 1.5 Matriz de probabilidad de transición para el año 2018 calculada a partir de los mapas de uso de suelo y tipos de vegetación de 1999 y 2009.....	24
Cuadro 1.6 Tendencias en los cambios de superficie de 1999 a 2018 en la REST.....	25

### Capítulo III

Cuadro 3.1 Factores que impulsan la Vulnerabilidad al cambio en la REST .....	47
Cuadro 3.2 Valores de las variables agropecuarias, demográficas y político – Institucionales analizadas en 43 localidades de la REST .....	49
Cuadro 3.3 Valores de autocorrelación espacial en la Reserva Estatal Sierra del Tentzo.....	51
Cuadro 3.4 Valores del Índice de Moran Global Bivariado de siete variables socioeconómicas en la Reserva Estatal Sierra del Tentzo .....	53

## LISTA DE FIGURAS

### Capítulo I

Figura 1.1 Ciclos adaptativos de la Panarquía.....	8
Figura 1.2 Ubicación del Área Natural Protegida Sierra del Tentzo.....	10
Figura 1.3 Mejoramiento de imagen por el método “ <i>Convolution &amp; 3 x 3 edge enhance</i> ”.....	13
Figura 1.4 Mapas de clasificación del uso de suelo y tipos de vegetación.....	15
Figura 1.5 Variables que determinan el cambio (Drivers of change). ....	17
Figura 1.6 Diagrama y matriz de transición.....	20
Figura 1.7 Comparación entre el mapa de clasificación de los ciclos adaptativos de la reserva para 2018.....	22
Figura 1.8 Tendencias de cambio de superficie en la REST para el periodo 1999 – 2018.....	26
Figura 1.9 Escenarios proyectados de acuerdo a las tendencias de cambio espacial en la REST para 2030, 2050 y 2100. ....	27
Figura 1.10 Mapa de vulnerabilidad al cambio que identifica los sitios con mayor probabilidad de transitar de bosque de encino.....	28

### Capítulo II

Figura 2.1 Distribución espacial de la Vulnerabilidad al Cambio (VC) de cobertura en la Reserva Estatal Sierra del Tentzo.....	32
Figura 2.2 Diagrama de dispersión del Índice de Moran y su clasificación por cuadrantes.....	35
Figura 2.3 Mapa y gráfico de caja basados en los valores de VC.....	36
Figura 2.4 A) Valor del Índice de Moran con autocorrelación positiva (0.464).....	37
Figura 2.5 Agrupación espacial basada en la autocorrelación espacial de valores de VC. ....	39

### Capítulo III

Figura 3.1 Ubicación de la Reserva, división ejidal y mapa de vulnerabilidad al cambio.....	46
Figura 3.2 Distribución espacial de cada variable explicativa (x) a nivel ejidal en la REST.....	52
Figura 3.3 Correlación espacial entre cada variable explicativa (x) y la vulnerabilidad al cambio (y) a nivel ejidal en la REST.....	57

## INTRODUCCIÓN GENERAL

En nuestro país la conservación es un tema de gran interés, debido a que México se ubica en el grupo de los países denominados megadiversos que juntos poseen cerca del 70% de la diversidad de flora y fauna (Fuller *et al.*, 2007). Ante esta condición, se ha optado por utilizar diferentes instrumentos de conservación *in situ*. Uno de los más utilizados y con reconocimiento legal, tanto a nivel nacional como internacional, son las Áreas Naturales Protegidas (ANP). Sin embargo, el establecimiento de ANP no ha sido del todo exitoso, aunque los datos oficiales indican que más del 17% de la superficie terrestre en México está decretada como ANP (CONANP, 2022), hay serias dudas de que cumplan con el objetivo de conservación. Algunos estudios revelan que nuestro país se encuentra en la lista de países con alto grado de fragmentación, por tener una elevada concentración de especies endémicas y un alto grado de pérdida del hábitat (Myers *et al.*, 2000). Así mismo, Figueroa y Sánchez-Cordero (2008) reportaron que en México solo el 54% de 69 ANP fueron efectivas para prevenir la pérdida de cobertura vegetal, lo que hace evidente que la efectividad en la conservación de la mayoría de las ANP no se está logrando.

El éxito o fracaso de un ANP dependerá del proceso de decreto, establecimiento del plan de manejo, pero, sobre todo, de la participación de los pobladores locales en el aprovechamiento y conservación de los recursos naturales presentes. Sin embargo, en la mayoría de los casos este proceso carece de la participación de la población local, lo cual influye de forma negativa en el éxito de un ANP (Pretty y Pimbert 1995; Fraser *et al.*, 2006). Estas experiencias indican que el establecimiento de un ANP tiene una alta probabilidad de fracasar (Mascia *et al.*, 2003). A pesar de esta incertidumbre en el éxito de las ANP como esquemas de conservación, se espera que el establecimiento de ANP en México y en el mundo seguirá en aumento, ya que su correcto establecimiento y funcionamiento se ha reconocido como una estrategia clave para asegurar la producción de servicios ambientales y mitigar los efectos del cambio climático (Lopoukhine *et al.*, 2012). Asimismo, los conflictos socioambientales respecto a las estrategias de conservación seguirán en aumento si no se tiene un panorama claro sobre las condiciones socioecológicas del territorio y sus recursos naturales que se pretenden conservar. Estos conflictos, entre los habitantes y los tomadores de

decisiones, suelen surgir cuando los segundos no perciben a los primeros como los principales usuarios y propietarios del ambiente natural que los rodea (Castillo *et al.*, 2009). Es por ello que el establecimiento de los objetivos de uso, manejo y conservación de las áreas naturales protegidas deben ser compatibles con las actividades de los habitantes locales, para ello deberá haber un proceso de planeación, cooperación y aceptación entre los manejadores del ANP y los habitantes locales.

En un primer estudio se modeló el cambio de cobertura utilizando como marco conceptual la teoría de la Panarquía (Allen et al., 2014), la cual es utilizada para explicar y predecir los cambios espacio-temporales de los ecosistemas de la Reserva Estatal Sierra del Tentzo (REST). Esta teoría es útil para describir los procesos de cambios socio-ecológicos en cuatro ciclos adaptativos: crecimiento ( $r$ ), conservación ( $k$ ), liberación ( $\Omega$ ) y reorganización ( $\alpha$ ). Se encontró que las áreas de vegetación secundaria ( $r$ ) tienen la mayor probabilidad de transición a un régimen antrópico ( $\Omega$ ), asociado a la cercanía a los asentamientos urbanos y zonas agrícolas.

En un segundo estudio se ubicaron áreas vulnerables dentro de la REST. Se utilizó el Índice de Moran para demostrar si la distribución espacial de la vulnerabilidad al cambio en la REST no es producto del azar. El objetivo de este análisis es determinar si la vulnerabilidad se encuentra agrupada en forma de clústeres dentro de la Reserva.

Posteriormente, en un tercer estudio se tuvo como objetivo medir el grado de correlación entre factores de origen económico, demográfico y político – institucional y la Vulnerabilidad al Cambio (VC) en 43 localidades de la Reserva. Para cumplir este objetivo, se calculó la correlación espacial con el Índice de Moran Local Bivariante, el cual ayuda a determinar el grado de correlación espacial que existe entre factores que impulsan el cambio y la VC.

### **Problema de investigación**

En la Reserva Estatal del Tentzo se desconoce cuál es la condición de su cobertura vegetal y es necesario generar una línea base a partir de la cual darle seguimiento. Tampoco, se conoce que procesos y componentes sociales, políticos y ecológicos tienen mayor influencia sobre la conservación de sus recursos naturales. Así mismo, se

desconoce la percepción de los habitantes locales de la región de la Sierra del Tentzo con respecto al decreto de la ANP, ya que la mayoría de los decretos se dirigen como una política totalmente vertical (*Top-Down*, por sus siglas en inglés) donde la población local no tiene participación y no es consultada como parte de las estrategias de conservación que se desarrollaran en el ANP. Es por este aspecto, que se ha reportado que uno de los principales problemas que presentan las personas que habitan dentro del territorio de ANP es la disputa de los recursos naturales *in situ* entre usuarios (pobladores locales), conservacionistas y administradores de las ANP, debido a que los pobladores locales no son tomados en cuenta sobre las estrategias de manejo y conservación de los recursos naturales (Aguilar Cordero *et al.*, 2012).

En esta investigación se estudió los componentes y procesos del sistema socioecológico de la Reserva Estatal Sierra del Tentzo que influyen en la dinámica de cambio respecto al aprovechamiento y conservación de sus recursos naturales. Este análisis permitió entender la dinámica que ocurre en su territorio, así como generar modelos de predicción de escenarios para pronosticar los posibles cambios que sufrirá y proponer estrategias de conservación.

La perspectiva de los sistemas socioecológicos permite comprender las interacciones entre las dimensiones sociales, políticas y ecológicas que influyen en la conservación de los recursos naturales. Además, la teoría de la Panarquía contribuye al entendimiento de los cambios en el sistema, ya que su naturaleza jerárquica y bidireccional permite estudiar los procesos de conservación y liberación que ocurren en la reserva.

Utilizando esta teoría, se han realizado estudios de procesos sociales y naturales como la migración y el cambio ambiental (Warner, 2011), la deforestación y la agricultura (Downey, 2010). Otros estudios se han enfocado en la relación entre la destrucción, cambios de régimen institucionales y la sociedad (Carreiro & Zipperer, 2011). Incluso, esta teoría se ha aplicado en el estudio del crecimiento urbano (García, Garmestani, & Karunanithi, 2011). Sin embargo, se ha utilizado en menor medida para el estudio de Áreas Naturales Protegidas (ANP).

La presente investigación pretende describir y estudiar el sistema socioecológico de la Reserva del Tentzo, así como determinar la probabilidad de cambio de una fase de conservación ( $k$ ) a liberación ( $\Omega$ ) de sus ecosistemas naturales, afectados tanto por la dinámica natural como por las actividades antrópicas.

### **Objetivos**

- Cuantificar la dinámica de cambio de régimen de las fases de la Panarquía y cuantificar sus cambios en términos de probabilidad
- Identificar los factores ecológicos, sociales y económicos que determinan el cambio de régimen de los ciclos adaptativos en la REST.
- Analizar la correlación espacial que existe entre los factores impulsores al cambio y la vulnerabilidad al cambio

### **Hipótesis**

- La cobertura vegetal, como indicadora de la dinámica de los ecosistemas de la REST, tiene mayor probabilidad de cambio al régimen de liberación ( $\Omega$ ) y reorganización ( $\alpha$ ) de acuerdo a la teoría de la Panarquía.
- El cambio de fase de los ciclos adaptativos de la REST está relacionado con la agricultura, pastoreo, extracción de madera y el crecimiento urbano.
- Existe correlación espacial entre la vulnerabilidad y los factores que impulsan el cambio y que tienen origen en la dimensión económica, demográfica y político – institucional.

# **CAPÍTULO I. ANÁLISIS DE VULNERABILIDAD CON ENFOQUE DE PANARQUÍA EN LA RESERVA ESTATAL SIERRA DEL TENTZO**

## **1.1 RESUMEN**

Se aplicó la teoría de la Panarquía para explicar y predecir los cambios en los ecosistemas de la Reserva Estatal de la Sierra del Tentzo (REST). Con un modelo estadístico se hace la predicción de cambios de un estado de conservación (K) a liberación (omega) en la REST y se identificaron sitios con mayor probabilidad de cambio: La información es útil para la identificación de áreas prioritarias que requieren el diseño y ejecución de estrategias de conservación y aprovechamiento de ecosistemas por parte de los usuarios y tomadores de decisiones.

**Palabras clave:** ciclos adaptativos, cadenas de Markov, ecosistemas, estado de conservación, Áreas Naturales Protegidas

## **1.2 ABSTRACT**

The Panarchy theory was applied to explain and predict changes in the ecosystems of the Sierra del Tentzo State Reserve (REST). With a statistical model, the prediction of changes from a state of conservation (K) to release (omega) in the REST was made and sites with a greater probability of change were identified: The information is useful for the identification of priority areas that require the design and implementation of strategies for conservation and use of ecosystems by users and decision makers.

**Keywords:** adaptive cycle, Markov chains, ecosystems, conservation status, Protected Natural Areas

## **1.3 INTRODUCCIÓN**

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) en México se conciben en las políticas gubernamentales como las guardianas de la biodiversidad y de otros servicios del ecosistema. Estas se localizan principalmente en regiones rurales, donde la población depende en gran medida de ellas para obtener parte de sus medios de subsistencia. El análisis principal de los problemas y el énfasis de los objetivos y metas de los programas de manejo de estas áreas considera al hombre como un agente externo de los cambios en el ecosistema. Como consecuencia, se abordan con intervenciones



sectoriales, sin lograr una relación o compatibilidad entre los objetivos de conservación de los ecosistemas y el desarrollo de las comunidades locales, quienes generalmente son comunidades rurales y con altos índices de pobreza y marginación.

La mayoría de las ANP de México son sistemas socioecológicos complejos, tanto por la diversidad biológica y procesos ecosistémicos que albergan, como por la diversidad étnica, cultural y de procesos sociales presentes en las comunidades ubicadas dentro o en la vecindad de las ANP (Mas, 2005; Figueroa y Sánchez-Cordero, 2008; Neri et al., 2015). La relación entre los habitantes locales y los ecosistemas de las ANP forman un sistema hombre-naturaleza acoplado, por lo que el entendimiento de la dinámica de los procesos ecosistémicos requiere necesariamente no solo entender el sistema físico-biológico, sino también los procesos relacionados con las actividades y toma de decisiones de los lugareños.

Una alternativa para abordar su análisis es el enfoque de sistemas complejos (Folke, 2006), lo que permite considerar estructuras y procesos del ecosistema así como sus interrelaciones. El concepto mismo de ecosistema conlleva este enfoque, aunque aísla al hombre como agente rector de muchos procesos de los ecosistemas. Esto fue útil mientras en México, como en el resto del mundo, se tenían áreas extensas de ecosistemas muy poco intervenidas por el hombre. En la actualidad, los efectos directos o indirectos de la actividad humana están presentes en la mayoría de las ANP. Por esto, es más conveniente conceptualizar a las ANP como sistemas socioecológicos, reconociendo que en ellas se da una dinámica ecológica, social y económica íntimamente interrelacionada (Cumming & Allen, 2017).

Un marco para su análisis requiere adoptar un enfoque de sistemas complejos. Dos marcos de análisis actuales son utilizados: a) el de sistemas socioecológicos y b) el marco de sistemas mundiales (Gotts, 2007). El primero se ha utilizado en mayor medida para sistemas biológicos, tomando la resiliencia y Panarquía como conceptos centrales. El segundo se ha utilizado para analizar relaciones jerárquicas entre sociedades.

La Reserva Estatal Sierra del Tentzo fue decretada en el año 2011 como Área Natural Protegida (ANP) en el estado de Puebla, México, por su importancia de biodiversidad y provisión del servicio ambiental hídrico, así como por la fuerte presión antropogénica sobre sus ecosistemas. La Reserva tiene una superficie relativamente pequeña, de solamente 578 km<sup>2</sup>, pero contiene un mosaico importante de diversidad biológica y cultural. Dentro de su límite poligonal se localizan 7 municipios y 43 localidades. Su cercanía con la ciudad de Puebla, capital del estado y con una población de varios millones de habitantes, le confiere a la Reserva una complejidad económica y social que dificulta la ejecución de estrategias de manejo y conservación desvinculadas de la problemática social de las poblaciones humanas locales. Debido a esto, es necesario identificar las áreas vulnerables al cambio, sobre todo aquellas destinadas a la conservación, para posteriormente entender la estructura socioecológica y sus interacciones que lo determinan. El presente estudio responde a esta problemática, con el objetivo de desarrollar una propuesta de análisis de vulnerabilidad de la Reserva desde la perspectiva teórica de la Panarquía, como un elemento de soporte previo a una etapa de intervención en la misma.

### 1.3.1 La Panarquía como base del marco de análisis

Históricamente la humanidad ha generado teorías en un intento por comprender la naturaleza y las leyes que la dominan. En este esfuerzo, cada rama de la ciencia desarrolla nuevas explicaciones que se concretan en teorías que tratan de explicar con mayor precisión nuestro entorno. En este sentido, la teoría de la Panarquía fue propuesta por Gunderson y Holling (2002) para describir procesos de desarrollo, crecimiento y decadencia en sistemas naturales. Estos procesos se identifican como ciclos adaptativos e incluyen cuatro estados discretos bien definidos y secuenciados, con elementos estructurales y procesos que operan en diferentes escalas de tiempo y espacio. Además, contribuyen en la descripción y entendimiento de sistemas complejos y se identifican como: crecimiento ( $r$ ), conservación ( $k$ ), liberación o destrucción ( $\Omega$ ) y reorganización ( $\alpha$ ), con una secuencia tal como se muestra en la Figura 1.1.

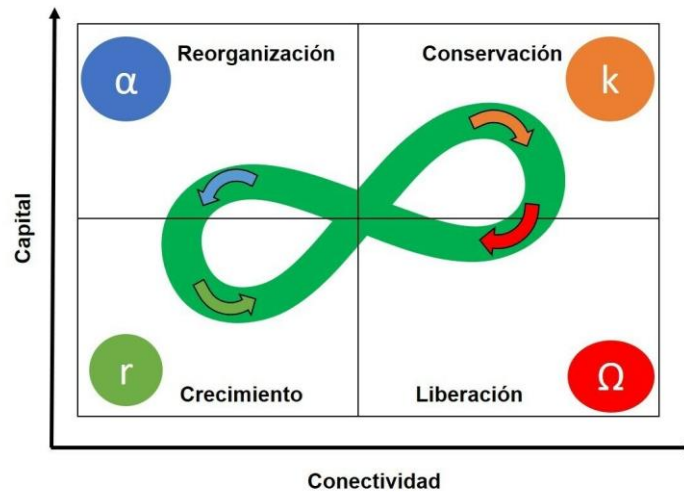


Figura 1.1 Ciclos adaptativos de la Panarquía (elaboración propia a partir de Allen et al, 2014).

El cambio de fase o etapa es la transición de un ciclo adaptativo a otro. Para describir y entender estos cambios, la Panarquía utiliza los conceptos centrales de resiliencia y sistemas socioecológicos. La resiliencia se relaciona intrínsecamente con cada uno de los procesos que ocurren en un ciclo adaptativo y determina la cantidad de cambio que un ecosistema puede absorber antes de pasar de una fase a otra (Holling, 1973). Por tanto, cuando un ecosistema supera sus fronteras de resiliencia se vuelve vulnerable a un cambio de régimen.

Los cambios se ven afectados por la influencia de condiciones políticas, sociales, económicas y naturales que están organizadas jerárquicamente a diferentes escalas. Además tienen repercusiones en dos vías: ascendentes y descendentes e influye directamente en los cambios ambientales de los sistemas socioecológicos (Chapin et al., 2009), y se reflejan en la aceleración o disminución de las transiciones de las fases dentro de un ciclo adaptativo. La razón por la cual el enfoque de sistema socioecológico se considera importante para entender y describir los cambios dentro de los ciclos adaptativos en la Reserva, deriva de la interacción similar a un sistema abierto, donde la dimensión ecológica y social interactúan a diferentes escalas de tiempo y espacio (Virapongse et al., 2016). En este sentido, la descripción de un sistema socioecológico permite comprender con cada una de sus dimensiones las

dinámicas de cambio de fases, tomando como principal indicador la dinámica espacio-temporales de la cobertura vegetal y antropogénica en un ANP. La Reserva Estatal Sierra del Tentzo se concibe como un sistema complejo, con componentes y procesos ecológicos que están en estrecha relación con componentes humano.

El uso de la teoría de la Panarquía se ha enfocado para describir la evolución de procesos sociales, naturales y económicos. Se han realizado estudios de procesos sociales y naturales como la migración y el cambio ambiental (Warner, 2011), la deforestación y la agricultura (Downey, 2010). Otros estudios se han enfocado en la relación entre la destrucción, cambios de régimen institucionales y la sociedad (Carreiro and Zipperer, 2011). Incluso, esta teoría se ha aplicado en el estudio del crecimiento urbano (García et al., 2011). Sin embargo, se ha utilizado en menor medida para el estudio de cambios de las fases de los ciclos adaptativos en Áreas Naturales Protegidas.

La conceptualización de un Área Natural Protegida como un sistema socioecológico en un contexto de Panarquía, en conjunto con técnicas de análisis geoespaciales, proporcionan una gran oportunidad para contribuir al conocimiento y comprensión de la interacción entre las personas y ecosistemas, así como su influencia en la dinámica de cambio de la superficie destinada a la conservación en Áreas Naturales Protegidas.

## **1.4 MATERIALES Y MÉTODOS**

### **1.4.1 Área de estudio**

El estado de Puebla, debido a su ubicación geográfica, diversidad de climas y gradientes altitudinales presenta diversos ecosistemas en los cuales se alberga una importante biodiversidad de flora y fauna. A nivel nacional ocupa el quinto lugar nacional en cuanto a la diversidad de la herpetofauna (Urbina-Cardona y Flores-Villela 2010). De igual manera, es importante para la conectividad ecológica entre la Sierra Madre Oriental y la Sierra del Norte de Oaxaca-Mixe (Rodríguez-Soto *et al.*, 2013); ambas regiones tienen una alta incidencia de organismos endémicos. En el estado de Puebla se tienen 19 ANP, de las cuales siete ANP son de competencia federal y 12 estatal (Neri et al., 2015) . En el caso de la Reserva Estatal Sierra del Tentzo, fue

decretada en 2011 con el objetivo principal de conservar y aprovechar de forma sustentable los recursos naturales y sus servicios ambientales incluidos en la región por parte de los pobladores locales. Su superficie dentro de los límites del polígono es de 578 km<sup>2</sup> y dentro de sus límites se encuentran 7 municipios (SDRSO, 2011) (Figura 1.2).

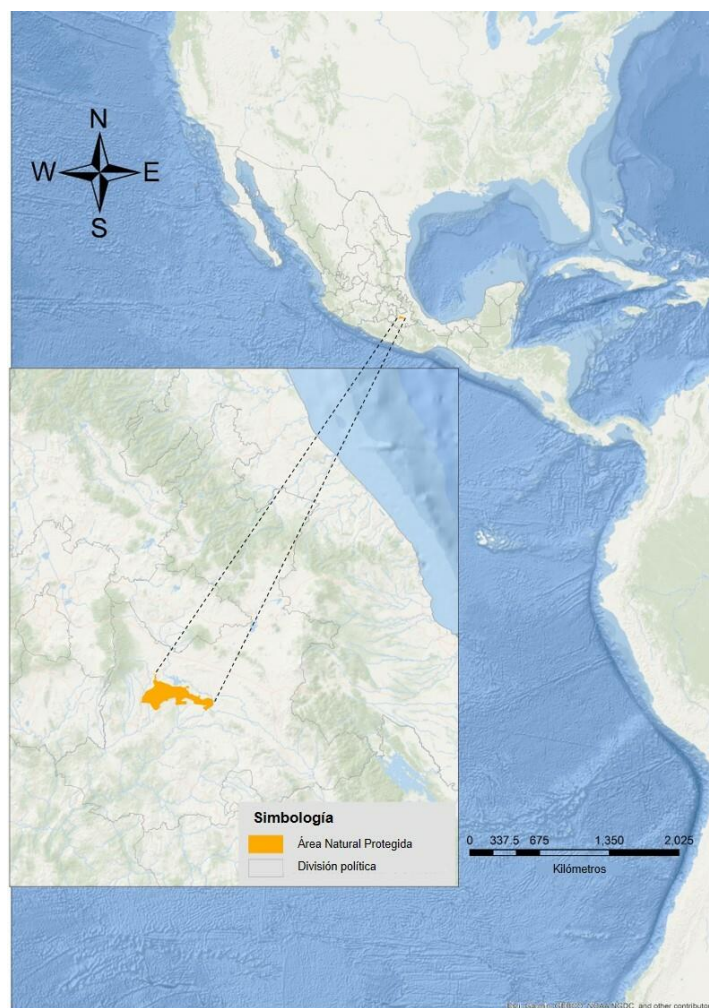


Figura 1.2 Ubicación del Área Natural Protegida Sierra del Tentzo. Elaboración propia a partir de datos de SDRSO (2011).

La Reserva tiene una variación en altitud que va de los 950 a 2688 msnm, ecosistemas con seis tipos de vegetación y diversas zonas agrícolas. En las comunidades humanas de la Reserva predominan actividades del sector primario (agricultura y ganadería) y aún es alto el uso extractivo de recursos naturales, como la fauna y flora silvestre, leña y minerales. El decreto de la Reserva como ANP intensificó la relación de las instituciones gubernamentales, estatales y federales, principalmente, con las comunidades locales y sus recursos, con una orientación de supervisión y control, impositivo, carente de una visión participativa y de búsqueda de alternativas para un desarrollo sustentable real de estas comunidades. Adicionalmente, la información disponible sobre los componentes y procesos, tanto ecológicos como sociales, es muy limitada. La falta de entendimiento del sistema de la Reserva como un sistema socioecológico limita la generación de programas y proyectos aceptados por la población local y, por lo tanto, un efectivo manejo de la Reserva.

En el planteamiento de manejo de la Reserva es fundamental su zonificación territorial en una zona núcleo, donde se tiene la mejor cobertura vegetal y mayor biodiversidad. Las áreas de aprovechamiento corresponden a tierras con condiciones de hábitat alterados por las actividades humanas, principalmente agropecuarias, en un grado que aún mantiene una productividad importante. Las tierras altamente degradadas son delimitadas como zonas de restauración ecológica. Mientras que las tierras con asentamientos humanos ocupan superficies pequeñas dentro de la Reserva, debido a que la mayoría son comunidades con menos de 1,000 habitantes.

Uno de los principales problemas de la reserva es que, a partir de su declaratoria, los programas y proyectos que el gobierno estatal ha establecido para regular el manejo de la reserva son sido limitados. Esto se asocia a la falta de personal, limitados recursos económicos y a la falta de participación de los pobladores locales.

#### 1.4.2 Adquisición y mejoramiento de imágenes de satélite

Para el análisis de los cambios espacio-temporales de la REST se utilizaron imágenes de satélite *Landsat* 4-5 de 1999, 2009 y 2018 (Cuadro 1.1).

Cuadro 1.1 Imágenes de satélite utilizadas

<b>Data sets</b>	<b>Resolución (m)</b>	<b>Path</b>	<b>Row</b>	<b>Calidad</b>	<b>Fecha</b>
Landsat 4-5 TM C1 Level - 1	30 x 30	25	47	9	30-oct-99
Landsat 4-5 TM C1 Level - 1	30 x 30	25	47	9	26-nov-09
Landsat 8 OLI/TIRS C1 Level -1	30 x 30	25	47	9	19-nov-18

Fuente: Elaborado a partir de <https://earthexplorer.usgs.gov>

La mejora de la calidad visual en los bordes de una imagen permite una mayor comprensión del contenido de la misma (Paranjape, 2009), ya que de esta forma es posible hacer una mejor discriminación de los diferentes usos del suelo y tipos de vegetación el territorio de la REST. Para lograr esta mejora se realizó un proceso de mejoramiento de borde de pixel con un filtro de matriz de convolución 3 x 3 en el programa ERDAS IMAGINE (versión 14), para las imágenes de 1999, 2009 y 2018 (Figura 1.3).

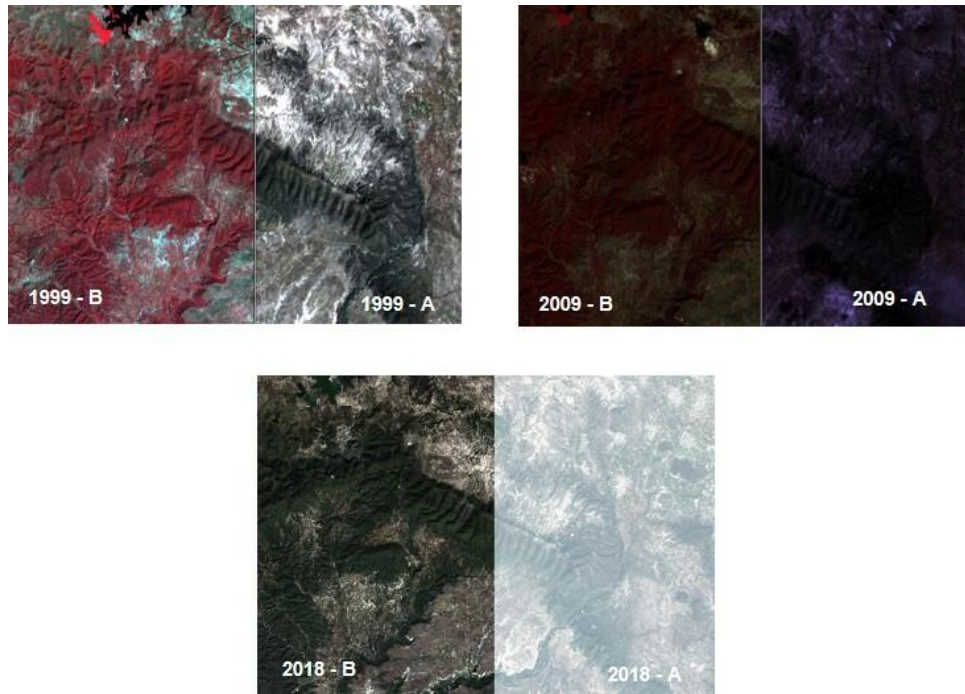


Figura 1.3 Mejoramiento de imagen por el método “Convolution & 3 x 3 edge enhance”. La imagen con la letra “B” representa a la imagen original y “A” la imagen mejorada.

#### 1.4.3 Identificación y clasificación de los regímenes de la Panarquía

Con la mejora en la calidad de imágenes correspondiente a 1999, 2009 y 2018 se procedió a identificar el uso del suelo y tipos de vegetación con el programa ERDAS IMAGINE (versión 14). En primera instancia se aplicó una clasificación no supervisada de 50 clases agrupadas por su similitud espectral relativa para cada imagen. Posteriormente, se realizó una clasificación supervisada de las tres imágenes y se cotejó con las series I, IV y VI de uso de suelo y vegetación (INEGI, 1997, 2009, 2016). Se realizó una clasificación basada en la correspondencia de cada tipo de vegetación y uso de suelo, identificados previamente en las imágenes de satélite *Landsat* 4-5, con las características principales de los regímenes cada ciclo adaptativo de la Panarquía descritos por Allen et al. (2014) (Cuadro 1.2 y Figura 1.4).



**Cuadro 1.2 Clasificación del uso del suelo de acuerdo a las fases de la Panarquía**

Tipo de vegetación y uso de suelo	Fases
Bosque de encino	
Matorral desértico rosetófilo	<i>k</i> - Conservación
Palmar inducido	
Selva baja caducifolia	
Vegetación secundaria arbórea de bosque de encino	
Vegetación secundaria arbórea de selva baja caducifolia	
Vegetación secundaria arbustiva de bosque de encino	<i>r</i> - Crecimiento
Vegetación secundaria arbustiva de bosque de táscate	
Vegetación secundaria arbustiva de selva baja caducifolia	
Pastizal inducido	
Agricultura de riego anual y semipermanente	$\alpha$ - Reorganización
Agricultura de temporal anual	
Urbano construido	$\Omega$ - Liberación

Basado en las cartas de uso de suelo y vegetación de INEGI (1997, 2009 y 2016)

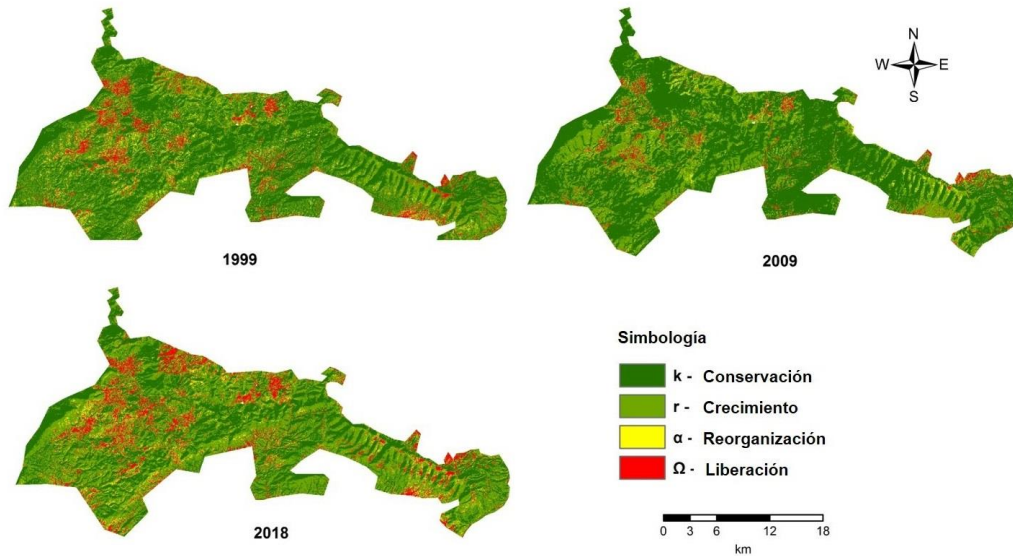


Figura 1.4 Mapas de clasificación del uso de suelo y tipos de vegetación de acuerdo con los ciclos adaptativos de la Panarquía para los años 1999, 2009 y 2018.

La fase de crecimiento ( $r$ ) correspondió a los ecosistemas con vegetación secundaria, que se encuentran donde se presentó un proceso de perturbación pero que no superó el umbral de resiliencia y está en la transición para regresar a su estado inicial. La fase de conservación ( $k$ ) incluyó ecosistemas que presentan un estado clímax en su vegetación y acumulación importante de biomasa; son sitios identificados por vegetación primaria de bosque de encino, matorral desértico rosetófilo, palmar inducido o selva baja caducifolia, y son susceptibles de ser aprovechados por los pobladores locales. La fase de liberación ( $\Omega$ ) consideró a las zonas agrícolas y urbanas y contiene sitios con numerosas actividades productivas y de extracción de madera, incidencia de incendios y un notable cambio de uso de suelo y de cobertura. La fase de reorganización ( $\alpha$ ) ocurre cuando se presenta una perturbación en un ecosistema y en el área de estudio correspondió a tierras con pastizal inducido, desarrollado en sitios donde se ha eliminado cualquier tipo de vegetación, en áreas agrícolas abandonadas o en áreas que se incendian frecuentemente; en otras ocasiones el pastizal inducido no es parte de una sucesión de comunidades, ya que perdura por efecto de un intenso y prolongado disturbio derivado de la tala, incendios, pastoreo o por algún factor natural.

#### 1.4.4 Variables que influyen en el cambio (*Drivers of change*)

Se elaboraron mapas de uso de suelo y tipos de vegetación de la REST para el periodo 1999 a 2018. Se seleccionaron variables físicas de la reserva que tienen influencia en el modelo sobre la dinámica de cambio sobre el uso de suelo y tipos de vegetación: modelo digital de elevación, distancia a caminos, zonas agrícolas y urbanas. También, se utilizó una capa de tendencias de cambio espacial, con ajuste polinómico, que identificó las zonas con mayor cambio entre 1999 y 2018. Las cinco variables de cambio se ingresaron al módulo “*Land Change Modeler*” del programa *TerrSet*, en formato *raster* (tamaño de celda de 30,30) y fueron procesadas con la función de distancia euclidiana (Figura 1.5).

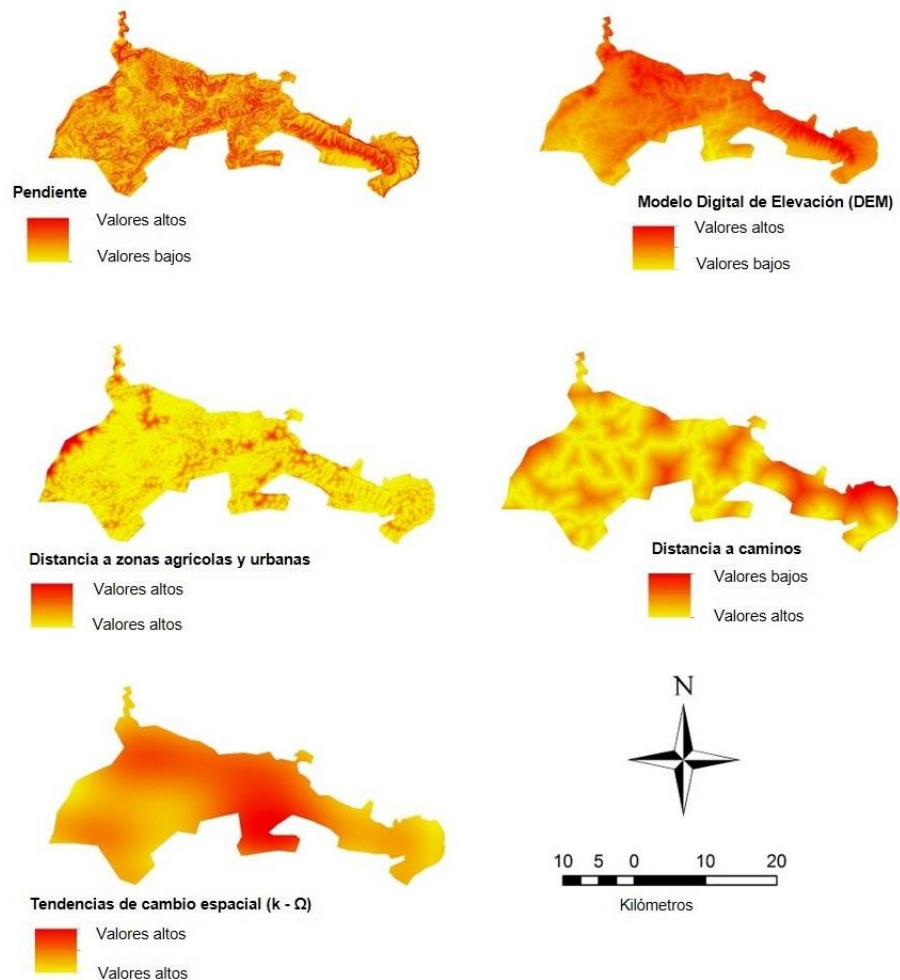


Figura 1.5. Variables que determinan el cambio (Drivers of change) utilizados para modelar el cambio de cobertura y uso de suelo en la REST.

#### 1.4.5 Análisis de detección y tendencias de cambio en las fases de la Panarquía

Para obtener los resultados de predicción, proyectados para los años 2030, 2050 y 2100, se utiliza una red neuronal como algoritmo de aprendizaje automático, la cual identifica la superficie con mayor probabilidad de cambio de cobertura (Eastman, 2016). Además, cuantifica las pérdidas y ganancias espacio – temporales de superficie de la Reserva. Esta cuantificación se expresa en términos de la superficie promedio que cambia de una fase a otra en el número de años del periodo analizado. Esta estimación se obtiene con la ecuación utilizada por (Halefom et al., 2018) (ecuación 1).

$$\text{Tasa de cambio } \left( \frac{\text{km}^2}{\text{año}} \right) = \frac{X-Y}{z} \quad (\text{Ecuación 1})$$

*dónde:*

*x = área reciente*

*y = área previa*

*z = intervalo de tiempo entre X y Y en años*

#### 1.4.6 Cadenas de Markov (*Change Demand Modeling Panel*)

Para estimar la probabilidad del cambio de superficie entre el año 2009 y 2018 se calculó la matriz de probabilidad de transición en el módulo MARKOV del programa *TerrSet*.

La dinámica de cambio de uso de suelo y tipos de vegetación en la REST se rige por variables aleatorias que se pueden cuantificar en términos probabilísticos, y se aborda como un proceso estocástico (Bell, 1974). Desde este enfoque resulta de gran utilidad el modelo Cadenas de Markov que describe procesos estocásticos, y asigna probabilidades de cambio basadas en eventos inmediatamente anteriores para proyectar cambios futuros. Con este modelo, además de cuantificar la superficie modificada, se obtienen las probabilidades de que una categoría de uso de suelo o tipo de vegetación se mantenga o cambie a otra en el futuro.

Cuando se aplica este modelo para el análisis del cambio de uso de suelo se trabaja bajo dos supuestos. En el primero se establece que el estado de la tierra en cualquier momento dado del futuro ( $t + 1$ ) es un estado discreto y es una función de su estado anterior inmediato ( $t$ ). Como resultado se obtiene una matriz de transición derivada de dos conjuntos de datos ( $t$  y  $t_n$ ). A partir de esta matriz de transición se obtienen las

probabilidades de cambio para para un tercer punto en el futuro. Un segundo supuesto se relaciona con la matriz de transición, la cual supone que es estacionaria en el tiempo y puede usarse para predecir futuras distribuciones de uso de la tierra a partir de los datos actuales (Baker, 1989; Iacono et al., 2015; Mohamed and El-Raey, 2018). En un contexto de análisis de cambio de uso de suelo, la matriz de transición se representa matemáticamente de la siguiente forma (Subedi et al., 2013) (ecuación. 2):

$$L_{(t+1)} = P_{ij} * L_{(t)} \quad (\text{Ecuación 2})$$

y

$$P_{ij} = \begin{bmatrix} P_{11} & P_{12} & \dots & P_{1m} \\ P_{21} & P_{22} & \dots & P_{2m} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ P_{m1} & P_{m2} & \dots & P_{mm} \end{bmatrix}$$

Donde,  $L_{(t+1)}$  y  $L_{(t)}$  corresponden a la categoría de uso de suelo para el tiempo  $t+1$  y  $t$

respectivamente.  $(0 \leq P_{ij} < 1$  y  $\sum_{j=1}^m P_{ij} = 1, (i, j = 1, 2, \dots, m))$  es la matriz de

probabilidad de transición para un estado. Para su creación se utilizaron los mapas de uso de suelo y tipos de vegetación de 1999, equivalente a  $t$ , y el año 2009 como  $t+1$  para proyectar el uso de suelo y tipos de vegetación para el año 2018. Para adaptar la matriz de transición a los ciclos adaptativos de la Panarquía, se asignó a las categorías de  $P_{ij}$  en una matriz de 4 x 4, donde se asume para cada estado a las fases de la

Panarquía: crecimiento ( $r$ ), conservación ( $k$ ), liberación ( $\Omega$ ) y reorganización ( $\alpha$ ). Por lo tanto, la matriz y diagrama de transición (Figura 1.6 y Ec. 3) cuantifica la probabilidad de cambio de un ciclo adaptativo a otro y de mantenerse en el mismo estado.

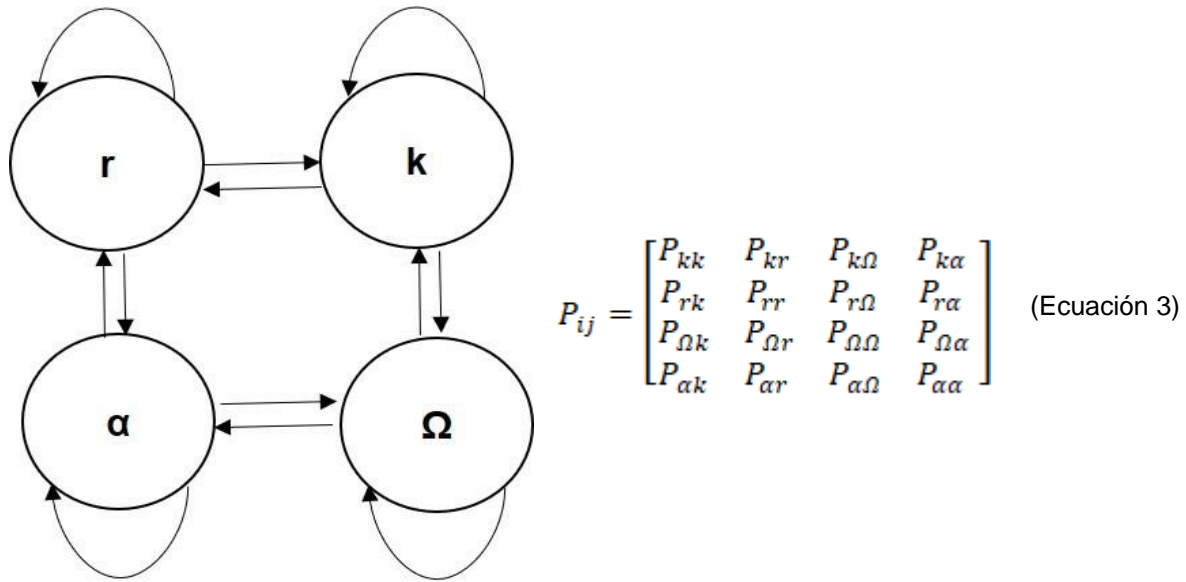


Figura 1.6 Diagrama y matriz de transición

## 1.5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 1.5.1 Sensibilidad del modelo

Se realizó un análisis de sensibilidad para las variables que influyen en el cambio, las cuales se ingresaron al modelo como variables estáticas, que expresan aspectos de idoneidad básica para las transiciones de los cuatro ciclos adaptativos y no cambian con el tiempo. El modelo mide la influencia de cada variable sobre el potencial de transición de los usos de suelo con el algoritmo de Red Neuronal de Perceptrón Multicapa (MLP) (Eastman, 2016). Este algoritmo fuerza a que cada variable independiente (Figura 1.6) sea constante y es capaz de identificar relaciones de naturaleza no lineal. El resultado muestra que la variable con mayor influencia sobre los cambios de uso de suelo en la REST es el mapeo de la tendencia de transición  $k - \Omega$  de noveno orden, mientras que la de menor influencia es la distancia a zonas agrícolas y urbanas (Cuadro 1.3).

Cuadro 1.3 Porcentaje de precisión del modelo con variables independientes forzadas a ser constantes.

Modelo	Precisión (%)	Medida de habilidad	Orden de influencia
Todas las variables	82.11	0.6422	N/A
Var. 1 Distancia a caminos ( <i>constant</i> )	82.11	0.6422	4
Var. 2 Pendiente ( <i>constant</i> )	82.10	0.6419	3
Var. 3 Modelo digital de elevación ( <i>constant</i> )	81.10	0.6220	2
Var. 4 Distancia a zonas agrícolas y urbanas ( <i>constant</i> )	82.11	0.6422	5*
Var. 5 Transición $K$ a $\Omega$ de 9 <sup>no</sup> orden polinomial ( <i>constant</i> )	79.75	0.5949	1**

Datos obtenidos del módulo *Land Change Modeler* de *TerrSet*

\*Variable menos influyente, \*\* Variable más influyente

### 1.5.2 Evaluación de precisión del modelo de predicción

La precisión del modelo de predicción se calculó en términos de superficie y ubicación espacial para cada categoría. Esta estimación se realizó a partir de una comparación entre la imagen *Landsat* de 2018 y el mapa generado por el modelo de predicción para este mismo año. Para el primer caso, se realizó la comparación de la superficie de las clases de uso de suelo del mapa de clasificación de 2018 contra la superficie del mapa generado por el modelo de predicción para el mismo año (Figura 1.7).



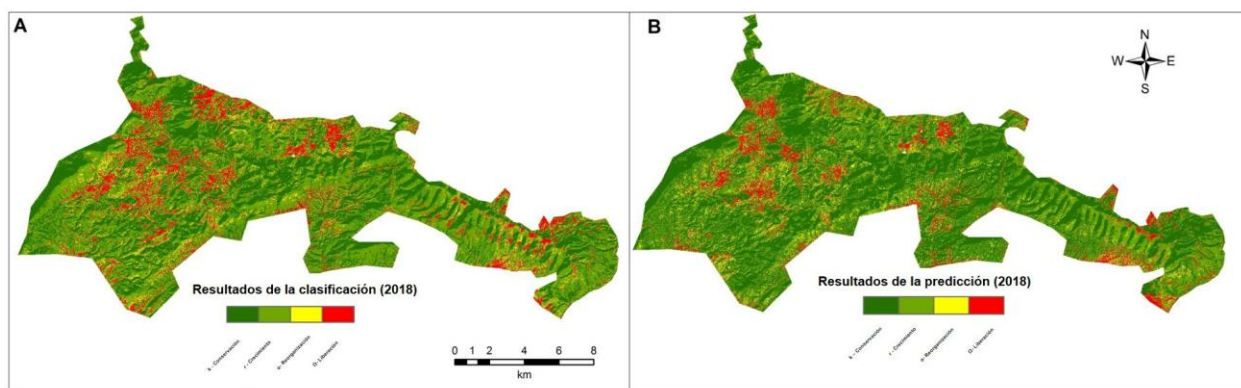


Figura 1.7. Comparación entre el mapa de clasificación de los ciclos adaptativos de la reserva para 2018 (a) y el mapa generado por el modelo de predicción (b). Fuente: elaboración propia basado en el resultado del módulo *Land Change Modeller de TerrSet*

Para cada clase de uso suelo se obtuvieron valores superiores al 60% de precisión, siendo la fase Alfa (pastizal inducido) la que mayor porcentaje de precisión obtuvo. En cambio, los sitios *K* tuvieron la menor precisión. El valor del análisis global para el modelo de precisión fue del 73.9 % (Cuadro 1.4).

Cuadro 1.4 Evaluación de la precisión del modelo de predicción para el año 2018

Clases de uso de suelo	2018 Actual (km <sup>2</sup> )	2018 Estimado (km <sup>2</sup> )	Diferencia (km <sup>2</sup> )	Diferencia (%)	Precisión (%)
k-conservación	213.289	288.5436	75.2546	35.28	64.7
r - crecimiento	269.329	218.1672	-51.1618	-19.00	81.0
$\alpha$ - reorganización	35.5995	32.4468	-3.1527	-8.86	91.1
$\Omega$ - Destrucción	62.4564	41.5008	-20.9556	-33.55	66.4
Total	580.6739	580.6584	-0.0155	-26.12	73.9

Fuente: elaboración propia

Con respecto a la precisión de la ubicación espacial de cada categoría, se utilizó el módulo *VALIDATE* del programa *TerrSet* para obtener el estadístico Kappa de localización ( $K_{\text{location}}$ ). El resultado fue de 0.7940, que, de acuerdo a Viera y Garrett (2005) se interpreta como una concordancia sustancial entre los dos mapas con respecto de la ubicación de los pixeles por categoría en el paisaje.

### 1.5.3. Matriz de transición de los ciclos adaptativos

El modelo estimó una probabilidad de 0.70 de que las áreas clasificadas en la fase  $k$  no cambien a otro en este periodo de tiempo (Cuadro 1.5). Esta probabilidad es relativamente alta en comparación con las transiciones de las otras tres fases y favorece al mantenimiento y conservación de los ecosistemas con vegetación primaria. De acuerdo al modelo, la desaparición de la cobertura de conservación por vegetación secundaria tiene una probabilidad de 0.27. Este resultado indica la posibilidad de que el ecosistema se encuentre en un proceso de restauración (fase  $r$ ) después de un impacto, ya sea natural o antropogénico. La mayor probabilidad de ganancia de superficie de conservación en la reserva se presenta en la transición  $r - k$ , la cual sucede cuando con el desarrollo de la vegetación secundaria alcanza su estado clímax (Gotts, 2007). Esta transición tiene una probabilidad de ocurrencia de 0.19. Esto es una probabilidad baja, ya que, tratándose de vegetación secundaria, es posible que no transite a una fase  $k$  debido a las actividades antropogénicas. Contrariamente a lo esperado, las áreas de conservación ( $k$ ) tienen una menor probabilidad de transformarse a zonas agrícolas o urbanas ( $\Omega$ ) y pastizal ( $\alpha$ ) respectivamente. Siendo las áreas de vegetación secundaria las de mayor probabilidad de transición a un régimen antrópico ( $\Omega$ ). Quizá por su cercanía a los asentamientos urbanos y zonas agrícolas.

Para los procesos de restauración de la reserva, los sitios clasificados con la fase reorganización ( $\alpha$ ) son clave porque presentan estructuras físicas de vegetación residual y potencial de crecimiento, acumulación de recursos y almacenamiento posterior (Holling, 2001). Sin embargo, esta fase puede presentar dos escenarios: uno predecible y otro impredecible. El primero, ocurre cuando el sistema mantiene su estructura y condiciones originales, por lo tanto, el régimen original prevalecerá y

seguirá una trayectoria predecible (Clements, 1916), es decir, transitará de pastizal a vegetación secundaria y después a primaria, con una probabilidad de 0.18 y 0.02 respectivamente. El segundo escenario, se presenta cuando se incorporan nuevos procesos, estructuras y especies entonces el sistema será diferente del original. En este caso, la trayectoria sería bastante impredecible (Allen et al., 2014), dando oportunidad al surgimiento de ecosistemas nuevos (Hobbs et al., 2006). La probabilidad estimada para la reserva para este escenario fue de 0.06.

Las condiciones socio ecológicas de la Reserva condicionan el cambio de estado. La probabilidad de cambio de ecosistema conservado a zona agrícola o urbana se mantiene relativamente bajo, sin embargo, dependerá de las mismas restricciones que en el plan de manejo del ANP se hayan establecido. En este sentido, las probabilidades de transición contribuyen a identificar los sitios más vulnerables al cambio, donde se deberá tener especial atención para identificar los componentes y procesos socioecológicos que influyen en la conservación de sus recursos naturales y servicios ambientales asociados.

Cuadro 1.5 Matriz de probabilidad de transición para el año 2018 calculada a partir de los mapas de uso de suelo y tipos de vegetación de 1999 y 2009

<b>Clases de uso de suelo</b>	<b>k</b>	<b>r</b>	<b>Ω</b>	<b>A</b>
<b>k</b>	0.7075	0.2788	0.0111	0.0025
<b>r</b>	0.1962	0.5671	0.1293	0.1073
<b>Ω</b>	0.0686	0.5532	0.1660	0.2121
<b>α</b>	0.0215	0.1851	0.0653	0.7281

Fuente: Módulo de *Land Change Modeling* (LCM) en TerrSet.

#### 1.5.4. Análisis de detección y tendencias de cambio

La estimación de la cantidad superficie transformada en la reserva expresa la dinámica de cambio para el periodo observado de 1999 a 2018 y proyectada para el año 2030, 2050 y 2100. De acuerdo al cálculo de la tasa de cambio, se observa una disminución en el área de conservación de la REST, ya que se tuvo una tasa de cambio negativa. A

excepción del periodo 2018 – 2030, donde el modelo pronostica un aumento de 61 km<sup>2</sup>, para los años posteriores se pronostican tasas de cambio negativas. Mientras que, para el área clasificada como crecimiento (vegetación secundaria), reorganización (pastizal) y omega (zona agrícola y urbana) se estimó un aumento en su superficie (Cuadro 1.6). Lo anterior, revela la presión que existe en las zonas de conservación a causa de la expansión de la frontera agrícola y el desarrollo urbano en la región.

Cuadro 1.6 Tendencias en los cambios de superficie de 1999 a 2018 en la REST

Fases del ciclo adaptativo	Año y superficie (km <sup>2</sup> )						Tasa de cambio				
	1999	2009	2018	2030	2050	2100	1999 - 2009	2009 - 2018	2018- 2030	2030 - 2050	2050 - 2100
<b>k</b> - conservación	364.47	289.27	213.3	275.25	251.62	224.79	-7.52	-7.6	6.2	-2.36	-2.68
<b>r</b> - crecimiento	176.89	218.18	269.3	218.17	218.17	218.17	4.13	5.12	-5.12	0.00	0.00
<b>α</b> - reorganización	19.67	32.45	35.6	24.08	24.35	25.21	1.28	0.32	-1.15	0.03	0.09
<b>Ω</b> - Destrucción	19.63	40.78	62.46	63.17	86.53	112.49	2.11	2.17	0.07	2.34	2.6

Fuente: elaboración propia con datos de INEGI (2015, 2009, 2005) y el módulo LCM

En el análisis de tendencias de cambio de superficie, se presenta una correlación negativa ( $r = -0.9983$ ) entre la superficie de conservación (k) y crecimiento (r), para el periodo 1999 a 2018 (figura 1.6). Los patrones de cambio para las áreas donde se presenta la fase de reorganización (r) y liberación (Ω) indican una correlación positiva ( $r = 0.9418$ ) con las variables, lo que indica que el impacto antropogénico que se muestra en la REST se representa en mayor medida por las actividades antropogénicas. Esta tendencia de crecimiento de la superficie de actividades agrícolas y pastizales está correlacionada, ya que en la REST predomina la agricultura de temporal donde se tienen ciclos agrícolas que permiten el descanso de la tierra, y es en este estado cuando el proceso de reorganización del ecosistema se presenta en forma de pastizal. Si las condiciones y patrones de cambio prevalecen, se espera que la vegetación primaria se recupere en 2030. Sin embargo, después de esta fecha tendrá una tendencia a la baja a consecuencia del crecimiento urbano y la expansión de la agricultura (Figura 1.8 y 1.9).

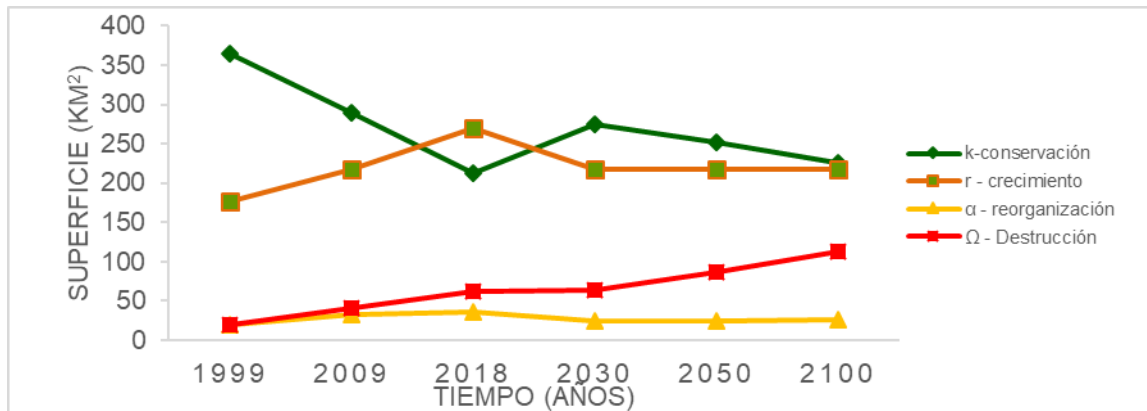


Figura 1.8 Tendencias de cambio de superficie en la REST para el periodo 1999 – 2018 y proyección para 2030, 2050 y 2100. Fuente: elaboración propia

Algunos antecedentes para predecir cambios de fase en los ciclos adaptativos de un ecosistema se han dirigido hacia la identificación de indicadores estadísticos. La varianza se ha utilizado como principal indicador de cambio inminente en un ecosistema. Este método consiste en detectar cambios abruptos en series de tiempo (Angeler et al., 2011; Dakos et al., 2008; Scheffer et al., 2009). El incremento de la varianza se asocia a un inminente cambio de régimen también conocido como “*shift*”. Por ejemplo, en el estudio de Carpenter & Brock (2006), se utilizó un modelo de eutrofización para un lago, y en las simulaciones se encontró que el aumento de la desviación estándar (DE) podría indicar cambios inminentes con una década de anticipación. Esto a pesar de utilizar un modelo simple de series de tiempo, y no obedecía precisamente al conocimiento detallado de la dinámica real del ecosistema. Otros estudios sobre extinción de especies se basan en la detección de discontinuidades en las distribuciones de medidas corporales de invertebrados en un amplio rango de escalas espaciales y temporales (Leaper et al., 2001).

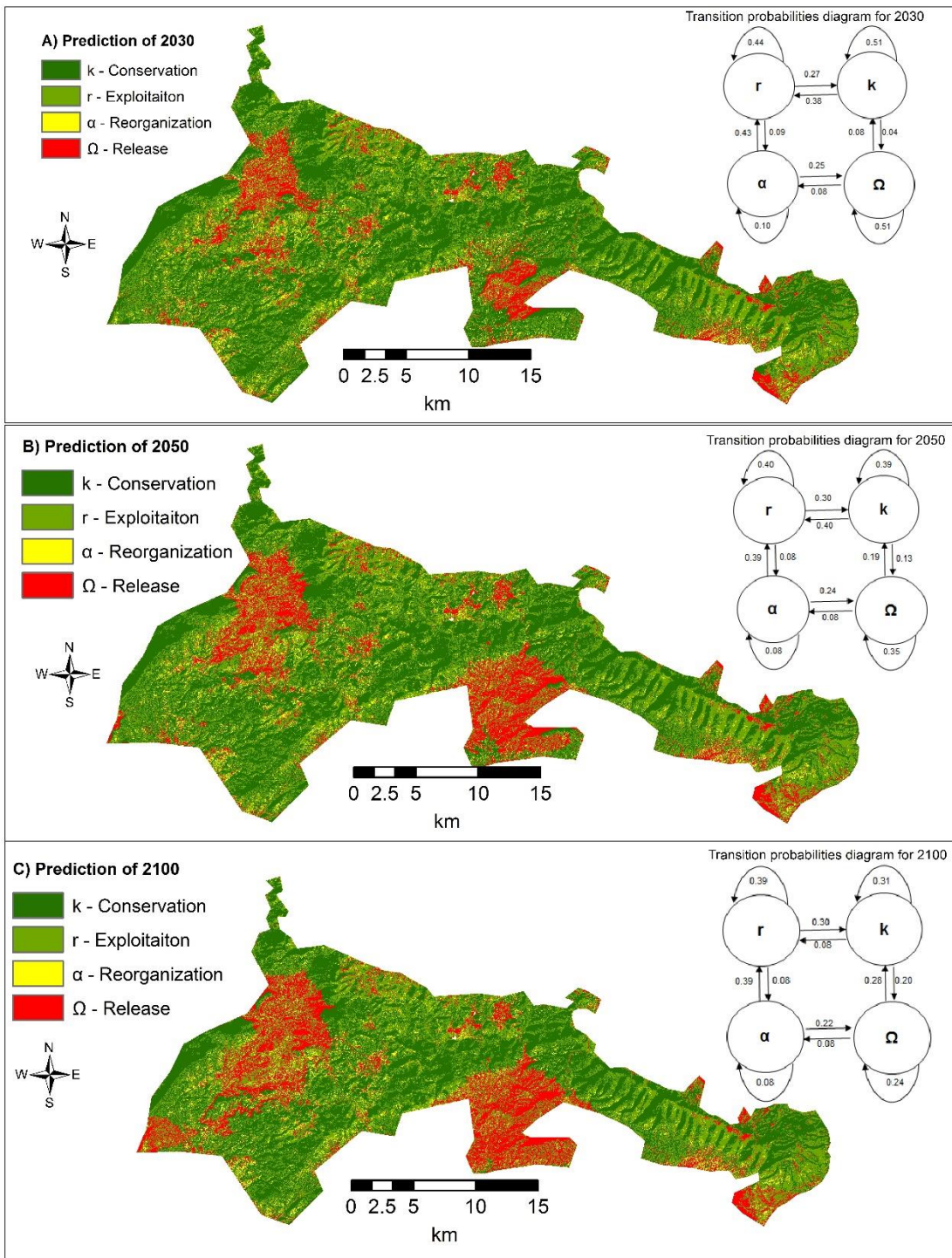


Figura 1.9 Escenarios proyectados de acuerdo a las tendencias de cambio espacial en la REST para 2030, 2050 y 2100. Fuente: elaboración propia.

### 1.5.5 Vulnerabilidad

A partir de los mapas de tendencia de cambio proyectados (Figura 1.10) y el análisis de cadenas de Markov, se modelaron las transiciones que van de la fase de conservación (k) al de destrucción ( $\Omega$ ). Esta modelación realiza una evaluación integral del potencial de cambio del periodo analizado (Eastman, 2016), y da como resultado el mapa de vulnerabilidad al cambio en el que se expresa la probabilidad de que un píxel cambie de un régimen a otro. Estos valores de píxeles van desde de 0 a 0.97. Las áreas donde se presentan mayor probabilidad de cambio de fase representan un riesgo para conservación del hábitat y la biodiversidad. Estos sitios se ubican al oeste, centro y este de la reserva, y se relaciona con la ubicación de los asentamientos humanos en la reserva (Figura 1.10).

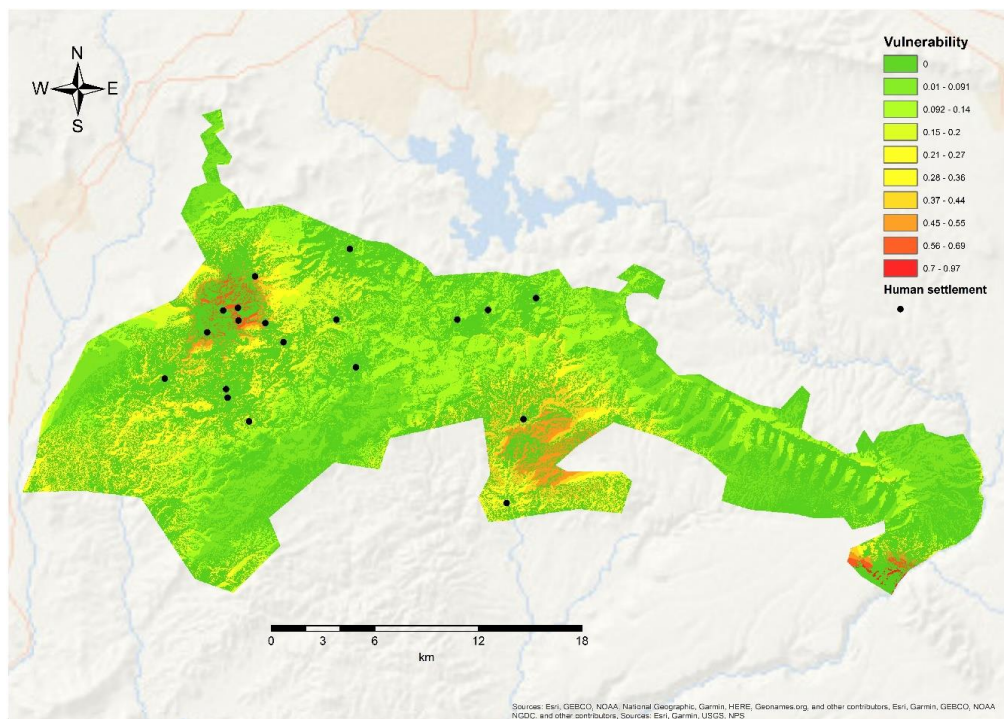


Figura 1.10 Mapa de vulnerabilidad al cambio que identifica los sitios con mayor probabilidad de transitar de bosque de encino, matorral desértico, palmar y selva baja caducifolia a zonas urbanas y agrícolas. Fuente: elaboración propia.

## 1.6 CONCLUSIONES

La conceptualización de la Reserva Sierra del Tentzo como un sistema socioecológico en conjunto con la teoría de la Panarquía, y las técnicas de análisis geoespaciales contribuyen al entendimiento de la dinámica espacio-temporal de la cobertura vegetal e indica su estado actual y futuro de conservación. Por medio del modelo estadístico Cadenas de Markov se calcularon las probabilidades de transición de un ciclo adaptativo a otro. La transición de fase  $k - r$  presenta la mayor probabilidad de ocurrir. Estas áreas contienen la mayor cantidad y calidad de recursos forestales y faunísticos que la población local y externa desea aprovechar, lo cual aumenta la probabilidad de que ocurra un cambio de régimen.

De esta forma, el modelo contribuyó a identificar zonas de la reserva vulnerables al cambio basándose en las tendencias de uso y aprovechamiento de los usuarios en los ecosistemas. Este resultado, generó escenarios de cambio los cuales pueden favorecer al establecimiento de estrategias de conservación y aprovechamiento de ecosistemas por parte de los usuarios y tomadores de decisiones.

Por último, este estudio puede ser utilizado como una fase previa de intervención en Áreas Naturales Protegidas, sobre todo en un contexto de falta de información y recursos económicos para la operación de estrategias de aprovechamiento y conservación sustentable de sus recursos naturales.



## **CAPÍTULO II. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA VULNERABILIDAD AL CAMBIO EN LA RESERVA ESTATAL SIERRA DEL TENTZO**

### **2.1 RESUMEN**

En este estudio se identificaron y clasificaron espacialmente las áreas vulnerables al cambio dentro de la Reserva Sierra del Tentzo. Se utilizó el Índice de Moran para demostrar estadísticamente que la distribución espacial de la vulnerabilidad al cambio en la REST no es producto del azar, ya que tiende a formar clústeres en las áreas habitadas. El 80% de las áreas con valores más altos de vulnerabilidad se ubican en 16 localidades con régimen ejidal. Por el contrario, las áreas con menor vulnerabilidad se ubican en áreas con régimen no ejidal. Estos resultados sugieren focalizar las estrategias de conservación en las localidades que tienen mayor vulnerabilidad al cambio.

**Palabras clave:** Áreas Naturales Protegidas (ANP), conservación, geoestadística, índice de Moran.

### **2.2. ABSTRACT**

In this study, the areas vulnerable to change within the Sierra del Tentzo State Reserve (REST) were spatially identified and classified. The Moran Index was used to statistically demonstrate that the spatial distribution of vulnerability to change in REST is not a product of chance, since it tends to form clusters in inhabited areas. 80% of the areas with the highest vulnerability values are located in 16 localities with ejido regime. On the contrary, the areas with less vulnerability are located in areas with a non-ejidal regime. These results suggest targeting conservation strategies in localities that are most vulnerable to change.

**Keywords:** Natural Protected Areas (ANP), conservation, geostatistics, Moran Index

## **2.3 INTRODUCCIÓN**

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) son ecosistemas que incluyen dentro de sus límites flora y fauna relevantes para la conservación. Su correcto funcionamiento se ha asociado a indicadores que tienen que ver con el diseño, procesos de manejo e integridad ecológica (Ervin, 2003). Algunos estudios se han enfocado en evaluar la integridad ecológica, a nivel de paisaje, utilizando como principal métrica el cambio de uso de suelo (Evans, 2017; Rahman & Islam, 2021). En teoría el territorio delimitado por una ANP debería mantener su integridad ecológica o incluso mejorarla. Sin embargo, la evidencia sugiere que, en zonas tropicales, las ANP no tienen el desempeño esperado, ya que la conversión de tierras de cultivo ha aumentado dentro de sus límites más que fuera (Geldmann et al., 2019; Wolf et al., 2021). La detección de estos cambios es posible a través de un enfoque geográfico, ya que permite identificar áreas dentro de un ANP que han mantenido, disminuido o eliminado la vegetación natural contenida en su paisaje (Pressey et al., 1996; Brum et al., 2019). La probabilidad de que ocurran eventos que generan pérdida de un área relevante para la conservación de la biodiversidad, se denominan Vulnerabilidad al Cambio (VC). Pueden tener un origen natural o antropogénico (Dang & Kawasaki, 2017; Wu et al., 2018).

El uso de imágenes de satélite y programas especializados facilita el análisis de los cambios de uso de suelo en amplias extensiones cubiertas por Áreas Naturales Protegidas. En este estudio se identifican y clasifican espacialmente las áreas vulnerables al cambio dentro de la Reserva Estatal Sierra del Tentzo, con el objetivo de contribuir a generar estrategias que eviten que las áreas con cobertura vegetal importante para la conservación sufran pérdidas en el futuro.

## **2.4 MATERIALES Y MÉTODOS**

### **2.4.1 Vulnerabilidad al cambio en la Reserva Estatal Sierra del Tentzo**

La generación del mapa de Vulnerabilidad al Cambio (VC) se realizó con variables que predisponen el área hacia la afectación de una amenaza. Estas variables son: las pendientes y el modelo digital de elevación; la distancia a caminos, zonas agrícolas y urbanas. Además de una capa de tendencias de cambio espacial, con ajuste

polinómico, que identifica unidades espaciales con mayor cambio entre 1999 y 2018 (Figura 2.1).

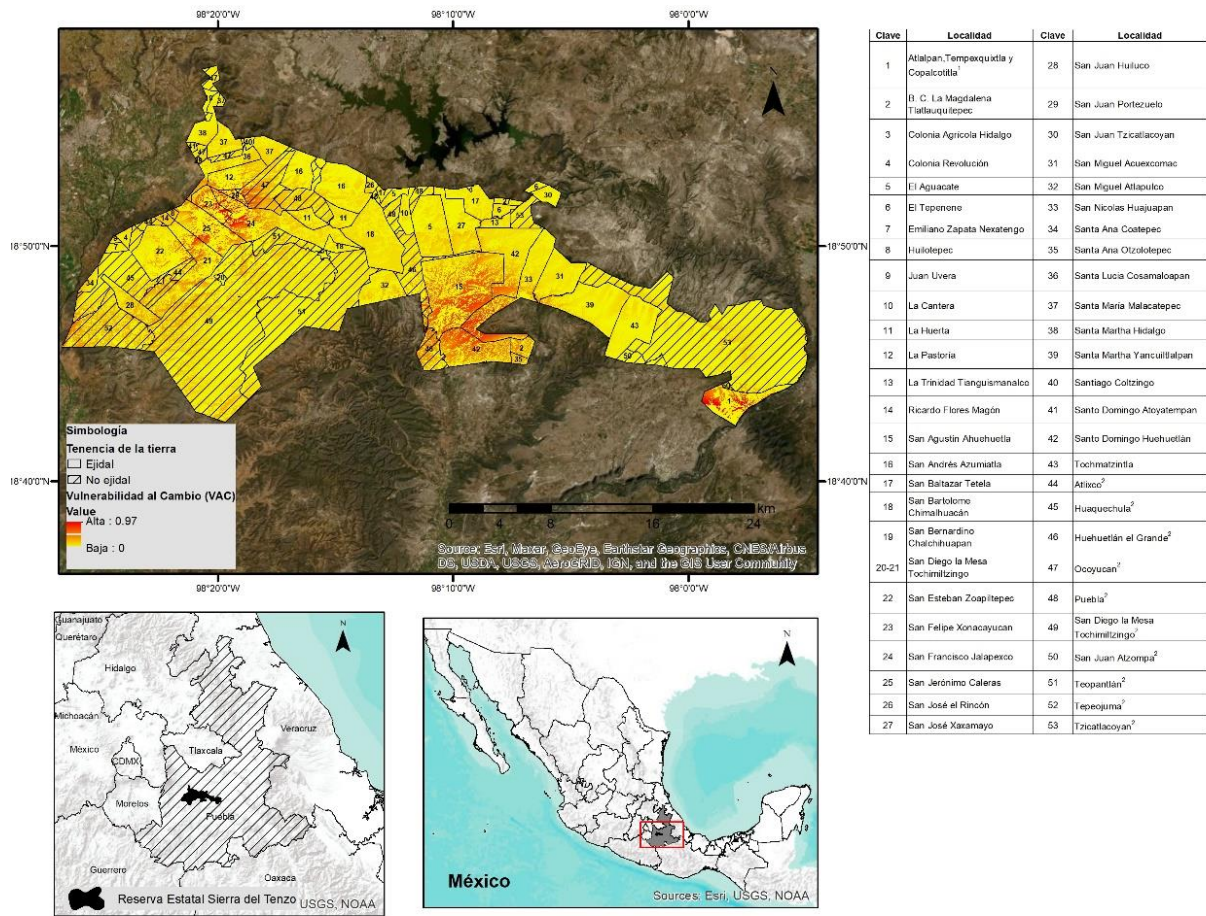


Figura 2.1 Distribución espacial de la Vulnerabilidad al Cambio (VC) de cobertura en la Reserva Estatal Sierra del Tenzo. Las unidades espaciales se representan en un gradiente que va de 0 a 0.97 de probabilidad al cambio. Se identifican áreas ejidales y no ejidal

#### 2.4.2 Análisis de los patrones de distribución espacial de la vulnerabilidad al cambio

La expresión espacial de los valores de VC puede ser producto del azar o presentarse en agrupaciones basadas en el valor de vulnerabilidad (Figura 2.1). Además, este efecto de agrupación puede ser potencializado por las actividades socioeconómicas propias de cada sitio y sus alrededores.

Para determinar si la distribución espacial de la superficie de VC es producto del azar o se presenta autocorrelación, se aplicó el Índice de Moran Global. Este índice mide el

grado de correlación entre los valores de superficie vulnerable de la Reserva. Se estima a partir de la siguiente ecuación:

$$I = \frac{n}{\sum_i \sum_j w_{ij}} \frac{\sum_i \sum_j w_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_i (x_i - \bar{x})^2}$$

Donde,  $w$  corresponde los valores de la matriz de ponderaciones espaciales y  $\bar{x}$  la media de la variable  $x$  (Anselin et al., 2006). El resultado se presenta en un rango que va de -1 a 1. Su interpretación es similar a la de un coeficiente de correlación de Pearson, donde un valor negativo indica que existe una dispersión aleatoria de los valores de VC y un valor positivo indica que existe una agrupación de valores similares. Para la validación estadística del índice, se plantea la hipótesis nula que indica que no existe autocorrelación espacial, con una significancia de  $\alpha = 0.05$ . Esta validación se obtiene con una simulación de Monte Carlo de 999 permutaciones.

#### 2.4.3 Indicadores Locales de Asociación Espacial de la Vulnerabilidad (LISA)

La distribución de unidades espaciales y sus valores de vulnerabilidad pueden presentarse en forma de conglomerados (clústeres) o de forma dispersa en el territorio. Con el indicador local (LISA) es posible identificar áreas donde se agrupan o dispersan los valores de vulnerabilidad. Este indicador considera los valores estandarizados de las unidades espaciales y sus vecinos para compararlos entre sí. De este modo, cuando se presenta un conglomerado espacial en el territorio de valores similares de VC, se asume que este resultado es producto de la influencia de sus valores propios de vulnerabilidad y sus vecinos próximos de cada unidad espacial. Los resultados se presentan en un gráfico de dispersión con cuatro cuadrantes. La recta de regresión es el valor del Índice de Moran y cada cuadrante identifica agrupaciones de unidades espaciales que estén por encima o por debajo del valor promedio de VC de la REST.

En el cuadrante I (superior derecho) se ubican las unidades espaciales que tienen valores de vulnerabilidad al cambio y que están rodeadas por unidades espaciales con valores altos de vulnerabilidad. Estas áreas que se identifican con valores alto – alto

son las más propensas a sufrir un cambio en su cobertura. Por el contrario, en el cuadrante III (inferior izquierdo), se encuentran las áreas de la reserva con valores bajos de vulnerabilidad al cambio rodeados de valores similares. Estas áreas se identifican como bajo – bajo y son unidades espaciales con menor probabilidad de sufrir una alteración en su superficie. Para el cuadrante II (superior izquierdo) se ubican las unidades espaciales con valores bajos de vulnerabilidad, pero rodeados de unidades con valores altos. Estas áreas con clasificación bajo – alto se consideran de transición, pues es posible que la influencia de las áreas vecinas afecte la conservación de los ecosistemas. En cuadrante IV (inferior derecho) están las áreas con valores de vulnerabilidad altos rodeadas de áreas con vulnerabilidad baja. Estas áreas se identifican como alto – bajo y al igual que el cuadrante II, se consideran como zonas de transición (Figura 2.2).

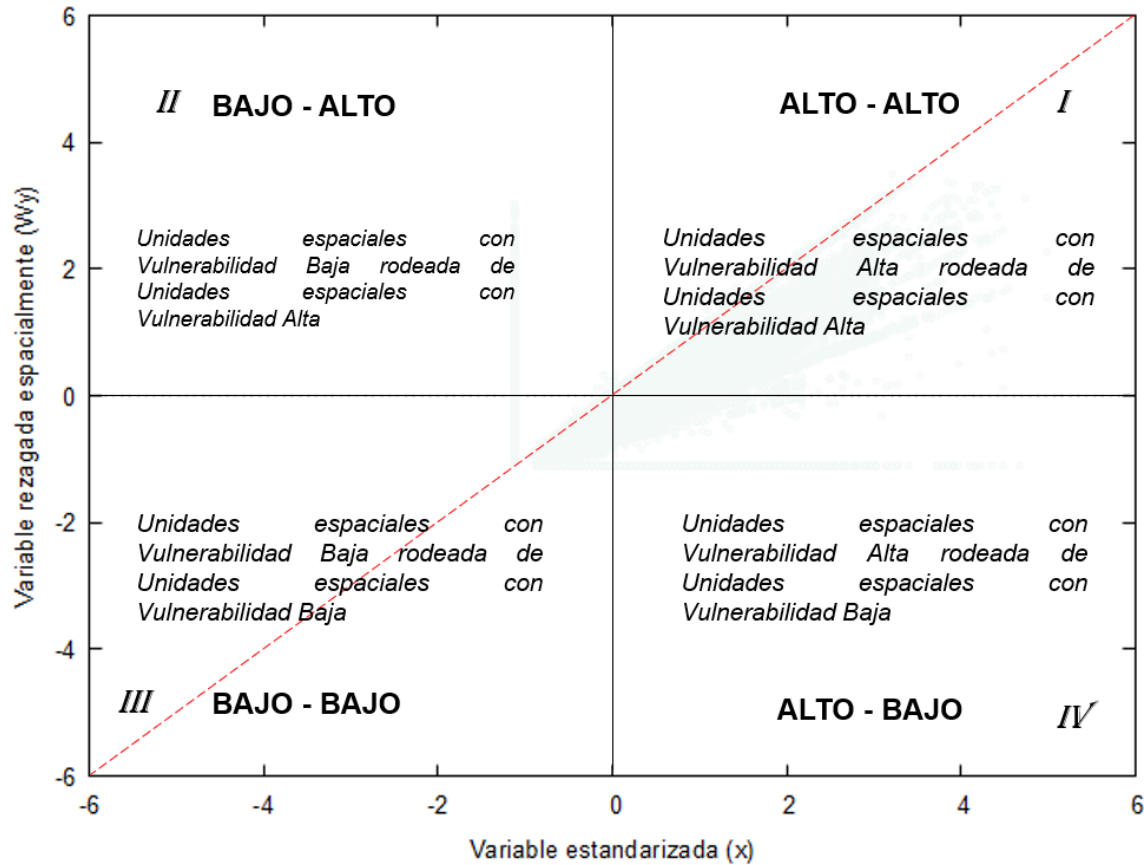


Figura 2.2 Diagrama de dispersión del Índice de Moran y su clasificación por cuadrantes. La línea roja representa la recta de regresión entre la variable analizada y su rezago espacial. Elaboración propia a partir de Anselin & Rey (2014)

## 2.5. RESULTADOS

### 2.5.1 Distribución espacial de la vulnerabilidad en la Reserva

A partir de los valores de VC identificados en la Reserva (Figura 2.1), se contabilizaron 68,727 unidades espaciales que en total suman 57,806 ha. Para tener una clasificación más clara sobre la distribución espacial de estos valores, se generó un mapa de cuartiles. Consistió en agrupar seis categorías: cuatro basadas en una división de cuatro cuartiles y dos que identifican valores atípicos por arriba del 75% e inferiores al 25% (Anselin, 1995). Esta clasificación permitió identificar 1,290 unidades espaciales con valores de VC atípicos superiores que se ubican agrupados al noroeste y sureste de la reserva. Valores atípicos inferiores no fueron identificados (Figura 2.3).

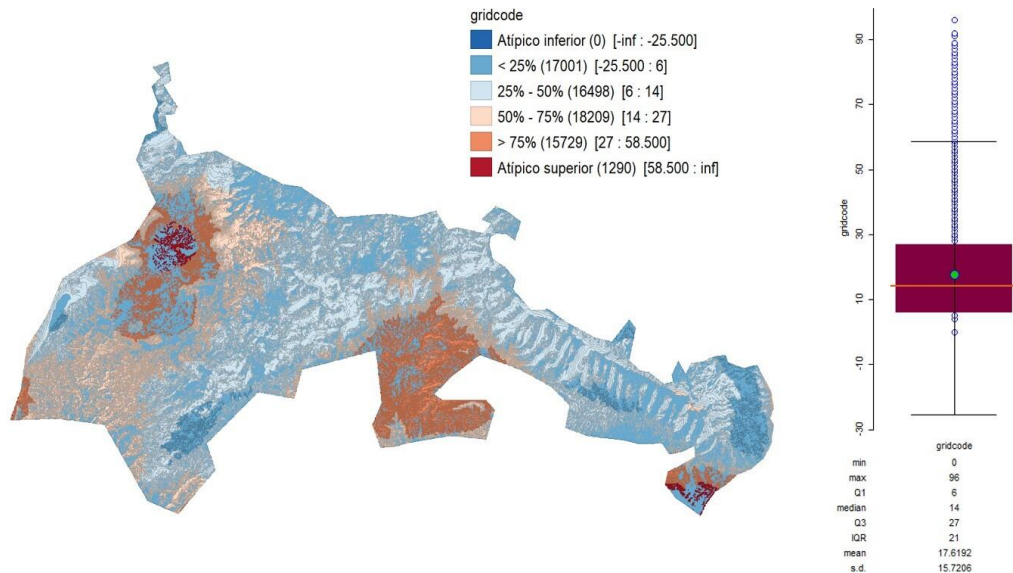


Figura 2.3 Mapa y gráfico de caja basados en los valores de VC. Se destacan 1290 unidades espaciales con valores superiores atípicos de color marrón

### 2.5.2 Análisis de patrones globales de agrupación espacial de la vulnerabilidad

De acuerdo a la clasificación del mapa de cuartiles (Figura 2.3) se identifican patrones de agrupación de los valores de VC, los cuales pueden estar originados por el azar o no. Para comprobar la hipótesis de agrupación aleatoria de valores en el espacio se procedió a calcular el Índice de Moran Global (IMG). El resultado del IMG es de 0.464 el cual indica que existe autocorrelación espacial positiva (Figura 2.4-A). Además, se sugiere que los patrones de distribución espacial de la vulnerabilidad en la Reserva no son producto del azar. Para su comprobación se validó estadísticamente con un nivel de confianza del 95%, obteniendo un valor  $Z = 173.65$ . Esta evidencia estadística sugiere rechazar la hipótesis nula de no autocorrelación espacial (Figura 2.4-B). Por tanto, la distribución espacial de la vulnerabilidad en la REST es estadísticamente significativa y las áreas vulnerables tienden a estar agrupadas en el espacio.

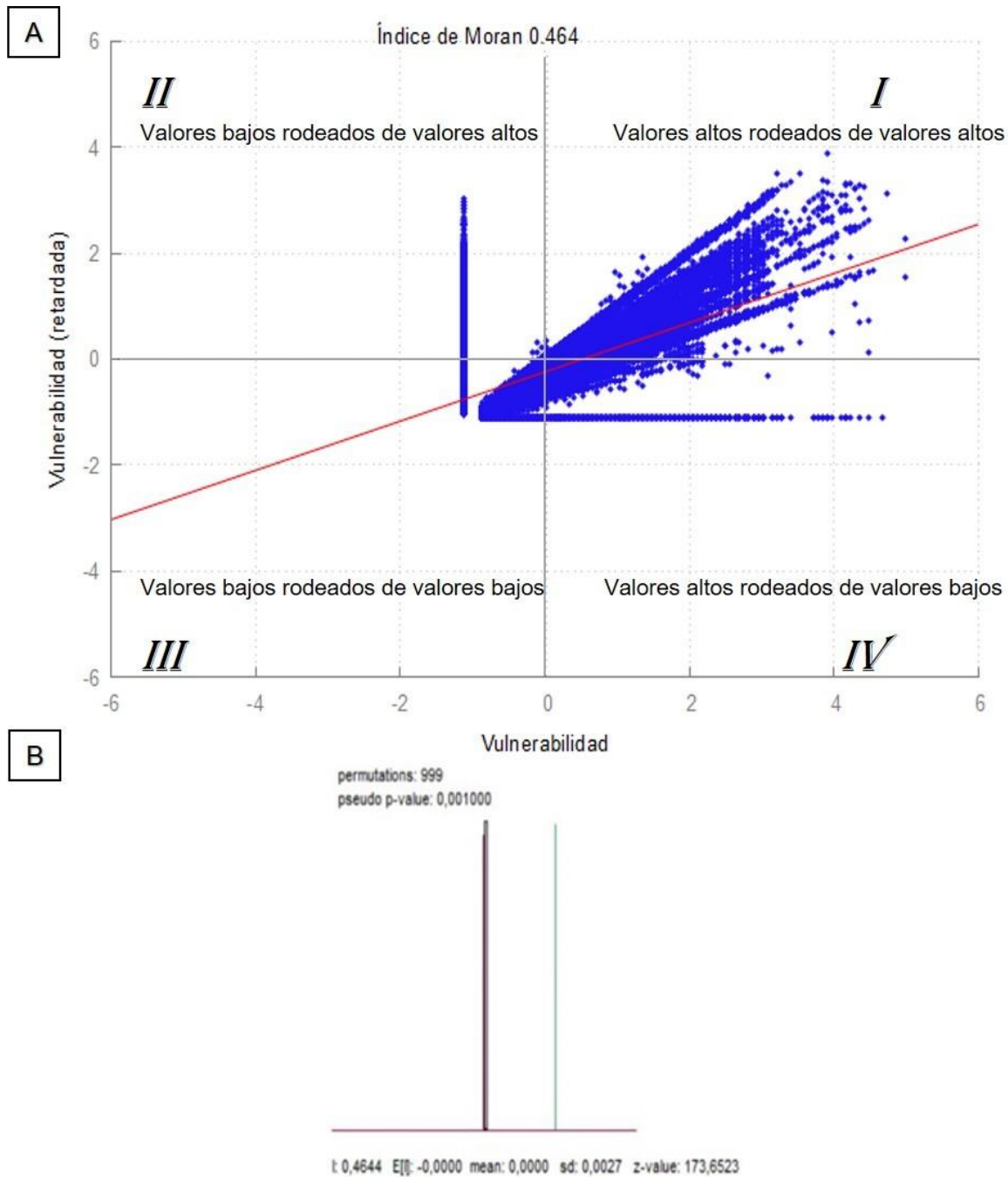


Figura 2.4 A) Valor del Índice de Moran con autocorrelación positiva (0.464). B) Comprobación de la significancia estadística ( $\alpha = 0.05$ ) con una simulación de Monte Carlo y valor positivo de  $z = 173.65$



### 2.5.3 Mapa de indicadores locales de asociación espacial de la vulnerabilidad (LISA)

El patrón de distribución espacial identificado con el IMG es un valor general que no especifica geográficamente la agrupación de las unidades espaciales (Anselin, 1995). Ante esta situación, se obtuvo el mapa LISA univariado que ayuda a resolver este problema. Se ubicaron las áreas en la reserva de acuerdo a la clasificación de los cuatro cuadrantes del diagrama de dispersión de Moran (Figura 2.4-A).

### 2.5.4 Áreas con mayor vulnerabilidad

La organización de la propiedad de la tierra dentro de la Reserva corresponde al 50.06% a zonas ejidales y el 49.83% zona no ejidal. En la zona ejidal se tienen 43 localidades de las cuales 16 presentan superficie con valores Alto – Alto (Figura 2.5-I). En la zona no ejidal la mayor superficie con valores Alto – Alto corresponde al municipio de Ocoyucan. En menor medida esta superficie también se distribuye en Huehuetlán el Grande, Tepeojuma y Atlixco. En total los sitios con valores de VC altos rodeados por sitios con el mismo valor suman 1 573 ha, que representa el 2.7% de la superficie de la reserva. Estos sitios requieren especial atención pues tienen alta probabilidad de sufrir cambios en el corto plazo.

### 2.5.6 Áreas con menor vulnerabilidad

Por el contrario, los sitios con baja vulnerabilidad rodeados por valores similares se identifican como Bajo – Bajo (Figura 2.5-III) y representan el 15.43% de la superficie de toda la reserva. A su vez, esta superficie se divide en 47% en zona ejidal y 53% no ejidal. Estos sitios principalmente son zonas serranas, sin asentamientos humanos, infraestructura cercana con difícil acceso, lo cual genera un efecto de protección ante la vulnerabilidad al cambio.

### 2.5.7 Zonas en transición

Las áreas de la reserva con la clasificación Bajo – Alto corresponde a sitios donde los valores de vulnerabilidad son bajos y se encuentran rodeados por vecinos con alta vulnerabilidad. Esta área tiene una superficie de 13 333 ha, donde 52% se distribuye en 18 localidades (ejidos) y el 48% en área no ejidal (Figura 2.5-II). La identificación de áreas de transición es de especial atención, ya que aún presentan ecosistemas

relevantes para la conservación, sin embargo, existen procesos en su entorno que impulsan su deterioro. Las áreas identificadas como alto – bajo, corresponden a sitios con vulnerabilidad alta y que a su vez están rodeados por unidades espaciales con valores de vulnerabilidad baja. Cuentan con una superficie que representa el 1.4% de la superficie de la reserva y es menor que las anteriores categorías. Se presenta con una superficie de 255 ha en cuatro ejidos y en área no ejidal con 574 ha (Figura 2.5-IV).

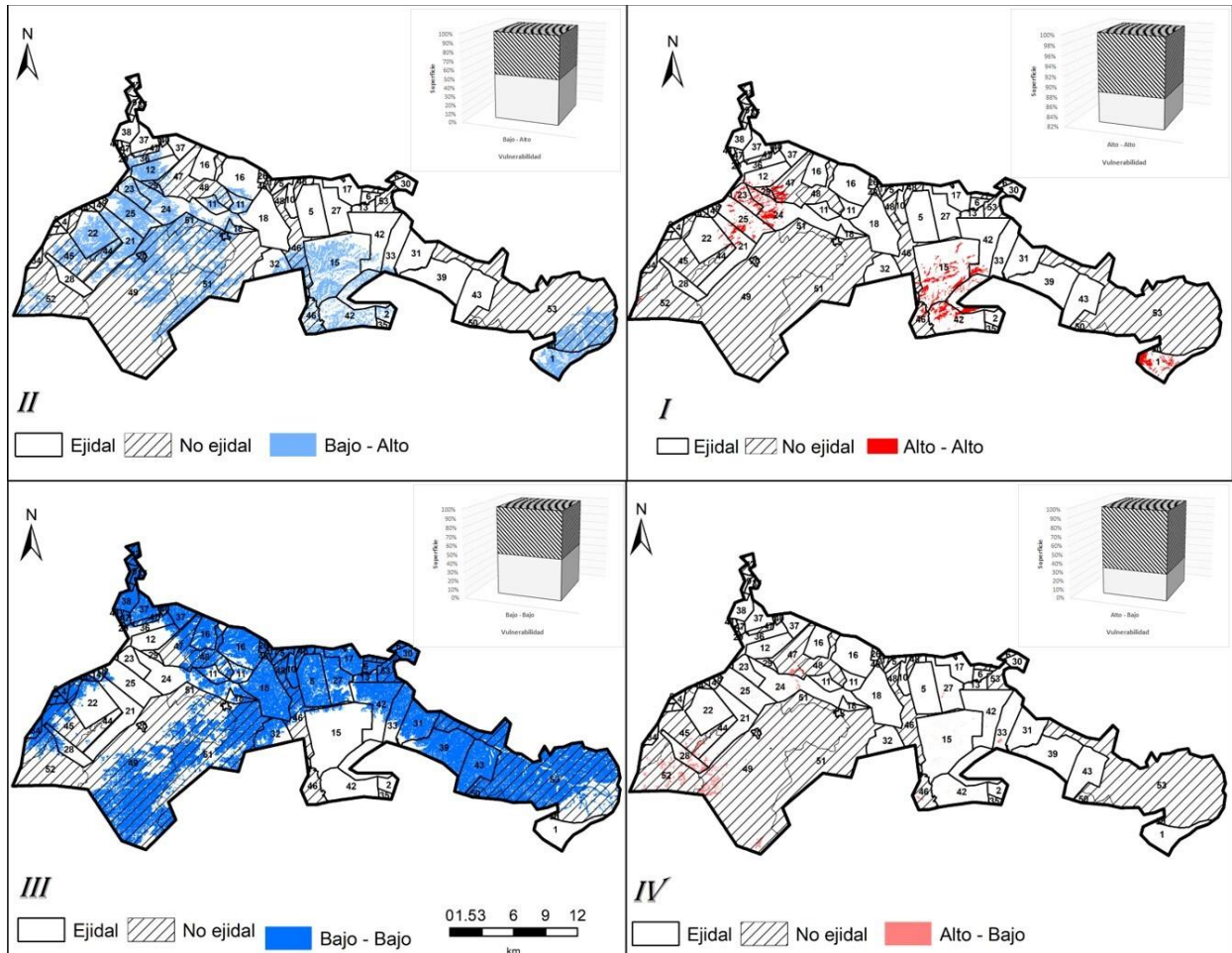


Figura 2.5 Agrupación espacial basada en la autocorrelación espacial de valores de VC, con un nivel de significancia de  $\alpha = 0.05$ .

## 2.6 DISCUSIÓN

En la Reserva Estatal Sierra del Tentzo se ha presentado una dinámica de cambio de ecosistemas naturales a zonas agrícolas y urbanas en el periodo de 1999 a 2018. A pesar de su decreto como Área Natural Protegida en el 2011, se mantiene la tendencia

a la baja de la superficie de la cobertura vegetal. En el análisis realizado, se han identificado las áreas de mayor VC, con valores que van del 0.75 al 0.97 de probabilidad de cambio se consideran altos (Figura 2.1). Estos sitios aún presentan una cobertura vegetal relevante para la conservación, pero con mayor probabilidad de sufrir alteraciones en el futuro (Cuadro 2.1).

La Vulnerabilidad al Cambio en la REST se presenta como un fenómeno de eliminación de la cobertura vegetal. La evidencia sugiere que la principal consecuencia de este cambio es la expansión de la frontera agrícola, que en los últimos 20 años se ha incrementado en un 50%. Estos patrones son similares a los reportados en ANPs a nivel mundial, donde en los últimos 15 años se ha incrementado la superficie cultivada en ANPs (Geldmann et al., 2019).

Estudios sobre el funcionamiento de ANP en el sur de México se ha encontrado que los bosques comunitarios están mejor conservados que las áreas protegidas con un manejo deficiente. Incluso comunidades con tradición de actividades extractivas tienen niveles de conservación equiparables a los de ANP con manejo estricto y sin habitantes (Bray et al., 2003). Este resultado puede estar asociado con lo descrito por Umemiya et al., (2010), donde indica que la mala calidad de la gobernanza está correlacionada con una alta tasa de deforestación.

Así mismo, los factores indirectos que influyen positivamente en la conservación de ANP son la ausencia de intereses económicos importantes, instituciones gubernamentales más fuertes y su ubicación en zonas de difícil acceso (Vester et al., 2007). Para el caso de la REST se aprecia que son las zonas de difícil acceso, por su topografía, las cuales tienen menor vulnerabilidad al cambio (Figura 2.4).

## **2.7 CONCLUSIÓN**

En este estudio se demostró estadísticamente que la distribución espacial de la vulnerabilidad al cambio en la REST no es producto del azar, ya que tiende a formar clústeres en las áreas habitadas. La presencia de los valores altos de VC en 16 localidades pueden estar asociados a problemas en la administración, acceso y extracción ilegal de los recursos naturales. Se tendrá que poner especial énfasis en el análisis de las causas subyacentes que incrementan la vulnerabilidad en las 16 localidades identificadas.

## **CAPÍTULO III. ANÁLISIS DE CAUSAS Y FACTORES QUE INFLUYEN EN LA VULNERABILIDAD AL CAMBIO EN LA RESERVA DEL TENTZO**

### **3.1 RESUMEN**

La Reserva del Tentzo es un área destinada para la conservación de la biodiversidad de sus ecosistemas contenidos en su delimitación. Sin embargo, existen factores que impulsan el deterioro de los ecosistemas y que tienen su origen en dimensiones económica, demográfica y político – institucional. A este proceso se le denomina Vulnerabilidad al Cambio (VC). El presente trabajo analiza la correlación espacial que existe entre los factores impulsores al cambio y la VC en 43 localidades de la Reserva. Para este fin, se calculó el índice de Moran Local Bivariante para identificar el grado de correlación espacial que existe entre factores que impulsan el cambio y la VC. Se encontró que la distribución espacial de la vulnerabilidad en la reserva está correlacionada positivamente con la superficie con régimen comunal, régimen privado, superficie cultivada y cabezas de ganado por ejido. Las variables correlacionadas negativamente son superficie con régimen ejidal, número de personas con subsidio agrícola y número de habitantes por ejido. Todos los valores de correlación bivariada son estadísticamente significativos y tienden a estar agrupados en el espacio. Se concluye que las áreas con régimen comunal tienen mayor influencia sobre la degradación de los ecosistemas. Por el contrario, las tierras con régimen ejidal tienen una menor vulnerabilidad al cambio.

**Palabras clave:** ANP, conservación, ecosistemas, geoestadística.

### **3.2 ABSTRACT**

The Tentzo Reserve is an area destined for the conservation of the biodiversity of its ecosystems contained in its delimitation. However, there are factors that drive the deterioration of ecosystems and their origin is in economic, demographic and political - institutional dimensions. This process is called Vulnerability to Change (VC). The present work analyzes the spatial correlation between the drivers of change and the VC in 43 localities of the Reserve. For this purpose, the Bivariate Local Moran index was calculated to identify the degree of spatial correlation between factors that drive change and the VC. It was found that the spatial distribution of vulnerability in the reserve is

positively correlated with the area with communal regime, private regime, cultivated area and cattle population per ejido. The negatively correlated variables are area with ejido regime, number of people with agricultural subsidies and number of inhabitants per ejido. All bivariate correlation values are statistically significant and tend to be clustered in space. It is concluded that areas with a communal regime have a greater influence on the degradation of ecosystems. On the contrary, lands with an ejido regime are less vulnerable to change.

**Keywords:** ANP, conservation, ecosystems, geostatistics.

### 3.3 INTRODUCCIÓN

A partir de la década de 1970, el aumento de la superficie de Áreas Naturales Protegidas (ANP) en México y el mundo se ha presentado de forma exponencial derivado de los acuerdos internacionales que así lo han sugerido. En 2010 los integrantes del Convenio sobre la Biodiversidad Biológica (CBD, 2010) establecieron como meta que para el 2020 el 17% de la superficie terrestre del planeta estuviera protegida, la cual ha sido alcanzada (Sayre et al., 2020). Sin embargo, algunos estudios revelan que el establecimiento de las áreas protegidas ha carecido de un diseño eficiente que sea capaz de incluir elementos relevantes para la conservación de la biodiversidad (Cantu et al., 2003; Neri et al., 2015; Wiersma & Nudds, 2009). También revelan que no han sido del todo efectivas conservando los ecosistemas, flora y fauna incluidos en sus límites (Clerici et al., 2020; Coad et al., 2019). Otros estudios se han centrado en analizar el papel que tienen las ANP en la conservación de la cobertura vegetal dentro y fuera de sus límites poligonales (Evans, 2017; Figueroa & Sánchez-Cordero, 2008; Rahman & Islam, 2021). En menor medida se centran al uso de métodos geoestadísticos para identificar la relación de aspectos socioeconómicos con la eficacia de las áreas protegidas (Negret et al., 2020; Sykora-Bodie et al., 2021). Por tal motivo, se desconoce gran parte de los aspectos socioeconómicos de la población que habita áreas protegidas y su relación con la conservación.

El cambio de cobertura y uso de suelo es un indicador práctico para estimar la efectividad de un ANP. Es un fenómeno físico que se presenta como resultado de la interacción entre factores naturales y humanos (Hockings, 2003, Serra et al., 2008; Wang et al., 2012; Van Asselen & Verburg, 2013). La evidencia en estudios previos ha demostrado que los principales factores naturales que potencializan el cambio de cobertura y uso del suelo son la pendiente, la topografía, la temperatura y la precipitación (Dang & Kawasaki, 2017). Por otra parte, los factores humanos que impulsan el cambio de uso de suelo son el crecimiento poblacional, el desarrollo económico, la urbanización y las políticas de uso y gestión de la tierra (Liu et al., 2010; Wang et al., 2012; Wu et al., 2018).

En este estudio se utiliza el concepto de Vulnerabilidad al Cambio (VC), el cual se relaciona estrechamente con el cambio de cobertura y uso del suelo. Se define como la inminente pérdida de un área relevante para la conservación de la biodiversidad. Se utiliza como principal indicador de conservación de la cobertura de la vegetación natural y se mide en términos de probabilidad de ocurrencia (Pressey et al., 1996; Wilson et al., 2005). Este concepto representa la probabilidad que tiene un área al deterioro en caso de que ocurra un fenómeno desestabilizador de origen natural y/o antropogénico (Cardona, 2013).

En un contexto de conservación de ecosistemas en Áreas Naturales Protegidas (ANP), y desde un enfoque espacial, se prioriza el estudio de la VC en la identificación de áreas con la probabilidad de disminuir o eliminar la vegetación natural contenida en un paisaje (Pressey et al., 1996). Este enfoque es uno de los más utilizados en el ámbito de la planeación sistemática de la conservación en ANP (Andam et al., 2008; Figueroa & Sánchez-Cordero, 2008; Brum et al., 2019). Desde esta perspectiva, se considera que los procesos amenazantes directos e inmediatos del paisaje analizado se expresan físicamente en actividades como la tala, la expansión agrícola, la urbanización, el pastoreo, la expansión de infraestructura, la minería entre otros.

Esta investigación desarrolla un análisis desde un enfoque geográfico en la Reserva Estatal Sierra del Tentzo (REST) en la que se muestra un primer diagnóstico a nivel regional, que permite ubicar las localidades donde se está presentando una alta

probabilidad de perder superficie relevante para la conservación. El principal objetivo es identificar la influencia espacial de factores agropecuarios, demográficos y político-institucionales sobre la Vulnerabilidad al Cambio de uso de suelo (VC) en cada localidad de la Reserva Estatal Sierra del Tentzo (REST).

### **3.4 MATERIALES Y MÉTODOS**

#### **3.4.1 Zona de estudio**

La Reserva Estatal Sierra del Tentzo (REST) se ubica en la parte central del estado de Puebla, se decretó como área de protección en 2011, cuenta con una superficie de 578 000 hectáreas que incluye dentro de su límite poligonal 43 localidades pertenecientes a 13 municipios (Figura 3.1). La información geográfica de vulnerabilidad al cambio de cobertura de la REST se generó a partir de variables físicas que influyen directamente sobre la dinámica de cambio de uso de suelo y tipos de vegetación en la reserva, que son: las pendientes, el modelo digital de elevación, distancia a caminos, zonas agrícolas y urbanas.

Es un estudio previo (en proceso de publicación) se identificó la superficie con mayor probabilidad de cambio de cobertura. Mediante el programa TerrSET (Eastman, 2016), que usa un proceso de análisis de redes neuronales y un algoritmo de aprendizaje automático, se generó el mapa de vulnerabilidad al cambio, que despliega valores de probabilidad al cambio en la reserva que van de 0 a 0.97 (Figura 3.1).



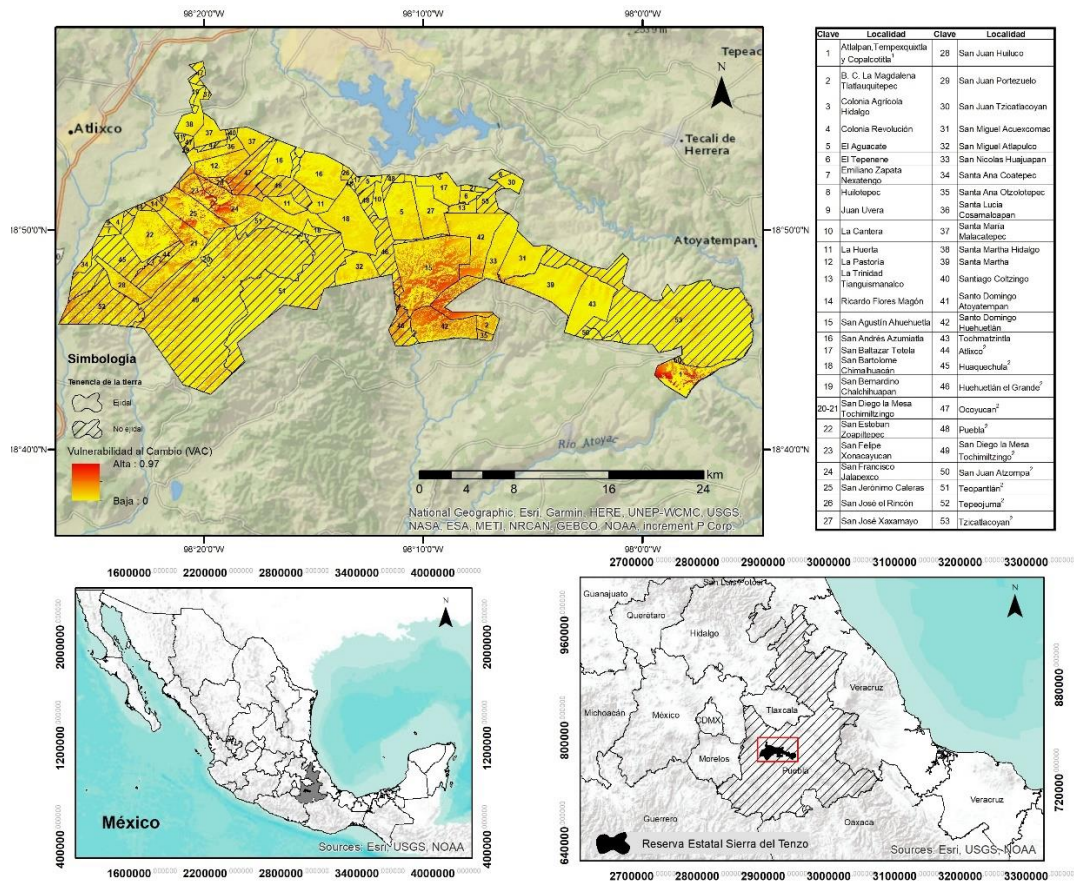


Figura 3.1 Ubicación de la Reserva, división ejidal y mapa de vulnerabilidad al cambio que identifica los sitios con mayor probabilidad de transitar de vegetación natural a zonas urbanas y agrícolas. Fuente: elaboración propia.

### 3.4.2 Análisis Geoestadístico

Se utilizó el Índice de Moran Global para medir la autocorrelación espacial de siete variables que se relacionan con factores agropecuarios, demográficos y político-institucionales para cada ejido ubicado dentro de la Reserva (Cuadro 3.1). La identificación de agrupaciones espaciales se llevó a cabo con el Índice de Moran Local, que consiste en realizar agrupaciones de valores de las variables por encima de la media (alto – alto) y por debajo de la media (bajo – bajo). Siguiendo el mismo método se ubican agrupaciones atípicas con valores alto – bajo y bajo-alto con un nivel de significancia  $p < 0.05$  (Anselin & Rey, 2014).

Para medir la correlación espacial de cada variable sobre la vulnerabilidad al cambio presente en la reserva, se utilizó el Índice de Moran Bivariado Global (Anselin, 1995);

donde la variable explicativa (x) es cada factor que impulsa el cambio de uso del suelo y la variable explicada (y) es la vulnerabilidad al cambio. Posteriormente, para identificar cómo se agrupan o dispersan las variables en el espacio de la REST se utilizó el Índice de Moran Bivariado Local, con un nivel de significancia de  $p < 0.05$ . La información sobre cada factor se obtuvo del censo agropecuario de 2007 (INEGI, 2007) y del censo de población y vivienda 2010 (INEGI, 2010). En este análisis espacial se parte de la hipótesis de investigación que establece que las variables se distribuyen aleatoriamente en el espacio. La significancia estadística se estima a partir del valor  $p < 0.05$ , que cuando es significativo, se asume que la variable analizada tiende a presentar agrupación espacial (Anselin & Rey, 2014).

Cuadro 3.1 Factores que impulsan la Vulnerabilidad al cambio en la REST

<b>Factor</b>	<b>Variable independiente</b>
<i>Agropecuaria</i>	
Superficie de producción	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Superficie cultivada (hectáreas)<sup>1</sup></li> <li>• Cantidad de bovinos y porcinos por ejido<sup>1</sup></li> </ul>
<i>Demográficos</i>	
Población	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Número de habitantes por ejido (2010)<sup>2</sup></li> </ul>
<i>Político – Institucional</i>	
Tenencia de la tierra	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Superficie de la tierra con régimen ejidal<sup>1</sup></li> <li>• Superficie de la tierra con régimen comunal<sup>1</sup></li> <li>• Superficie de la tierra con régimen privado<sup>1</sup></li> </ul>
Subsidio	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Número de personas con subsidio agrícola<sup>1</sup> (PROCAMPO)</li> </ul>

Fuentes de consulta: Censo ejidal (INEGI, 2007)<sup>1</sup>; Censo de población y vivienda (2010)<sup>2</sup>.

### 3.5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 3.5.1 Distribución espacial de los factores indirectos

La superficie de la REST se divide en 50.1 % ejidal y 49.9 % no ejidal. Para el área que incluye las localidades con división ejidal se obtuvo el valor de las siete variables socioeconómicas. En el área no ejidal no existen asentamientos humanos, en parte por su topografía accidentada, falta de caminos y circunstancias inadecuadas para actividades agropecuarias. Estas características se utilizan como criterios comunes para el decreto de ANPs en México y el mundo, ya que al ser territorios que no tienen valor para el desarrollo urbano o agrícola son decretados como solución *ad hoc* para alcanzar las metas de superficie conservada (Brandon et al., 2005; Mas, 2005; Pressey, 1994). Por tanto, la superficie no ejidal de la reserva es un territorio en el que no se puede asociar variables socioeconómicas a nivel de agregación ejidal.

Se contabilizó un total de 36 850 pobladores distribuidos en los 43 ejidos de la reserva, que van desde 10 habitantes en la Colonia Revolución hasta 8 509 en San Andrés Azumiatla. Así mismo, este último tiene la mayor cantidad de personas con subsidio agrícola, mayor superficie con régimen ejidal y mayor producción agropecuaria. En tanto, Atlalpan, Tempexquixtla y Copalcotitla es el núcleo agrario que tiene mayor superficie de tierra con régimen comunal. Para el régimen privado en la Reserva, se tienen 1 990 ha que se distribuyen en 32 ejidos (Cuadro 3.2).

Cuadro 3.2 Valores de las variables agropecuarias, demográficas y político – Institucionales analizadas en 43 localidades de la REST

Clave	Localidad	Número de habitantes por ejido	Cantidad de bovinos y porcinos por ejido	Superficie cultivada	Hectáreas de superficie de la tierra con régimen ejidal	Hectáreas de superficie de la tierra con régimen comunal	Hectáreas superficie de la tierra con régimen privado	Número de personas con subsidio agrícola
1	Atlalpan, Tempexquixtla y Copalcotitla*	967	336	1045	88	1778	199	107
2	B. C. La Magdalena Tlatlauquitepec	484	7	84	0	329	4	4
3	Colonia Agrícola Hidalgo	159	0	79	82	12	0	27
4	Colonia Revolución	10	16	18	4	0	10	2
5	San José el Aguacate	386	72	155	191	0	1	31
6	San Bernandino El Tepenene	814	187	353	404	2	25	152
7	Emiliano Zapata Nexatengo	819	46	5	2	0	14	1
8	San Isidro Huilotepec	1408	2	294	285	7	9	57
9	Juan Uvera	586	49	74	69	0	0	0
10	Santa Martha Tzocuilac la Cantera	426	36	87	92	0	0	45
11	El Rosario la Huerta	162	129	60	73	0	0	25
12	La Pastoría	162	92	86	85	0	1	22
13	La Trinidad Tianguismanalco	162	191	677	124	35	683	72
14	Ricardo Flores Magón	115	4	7	0	0	9	0
15	San Agustín Ahuehuetla	861	53	161	40	132	5	32
16	San Andrés Azumiatla	8509	1176	1418	1421	0	9	520
17	San Baltazar Tetela	3683	62	159	169	0	16	41
18	San Bartolome Chimalhuacán	234	7	10	7	2	0	2
19	San Bernardino Chalchihuapan	104	0	0	84	0	0	0
20-21	San Diego la Mesa Tochimiltzingo	26	0	0	1	0	0	0
22	San Esteban Zoapiltepec	477	151	74	57	0	0	28
23	San Felipe Xonacayucan	175	94	60	0	0	2	13
24	San Francisco Jalapexco	568	284	206	599	112	6	48
25	San Jerónimo Caleras	617	425	203	205	2	0	82
26	San José el Rincón	929	209	351	387	0	3	63
27	San José Xaxamayo	827	149	119	109	0	2	46
28	San Juan Huiluco	1358	88	152	592	0	3	15
29	San Juan Portezuelo	618	133	83	72	0	6	15
30	San Juan Tzicatlacoyan	124	17	82	0	0	168	5
31	San Miguel Acuexcomac	913	31	572	563	109	59	156
32	San Miguel Atlapulco	1391	252	16	328	10	21	61
33	San Nicolas	448	109	244	1	192	5	47

Cuadro 2. Continuación...

Clave	Localidad	Número de habitantes por ejido	Cantidad de bovinos y porcinos por ejido	Superficie cultivada	Hectáreas de superficie de la tierra con régimen ejidal	Hectáreas de superficie de la tierra con régimen comunal	Hectáreas superficie de la tierra con régimen privado	Número de personas con subsidio agrícola
	Huajuapán							
34	Santa Ana Coatepec	1147	228	2	414	3	178	38
35	Santa Ana Oztolotepec	264	148	154	33	112	59	37
36	Santa Lucía Cosamaloapan	1617	696	268	296	3	19	71
37	Santa María Malacatepec	34	0	2	0	0	2	0
38	Santa Martha Cruz Hidalgo	1646	88	76	82	0	0	12
39	Santa Martha Yancuilitalpan	152	55	78	0	113	3	26
40	Santiago Coltezingo	323	70	148	95	1	49	27
41	Santo Domingo Atoyatempan	1400	619	306	272	1	4	56
42	Santo Domingo Huehuetlán	1400	290	500	220	346	204	57
43	Tochmatzintla	319	95	105	0	41	212	8

Fuente: INEGI (2007).

El Índice de Moran Global permitió conocer cómo se distribuyen en el territorio los factores económicos, demográficos y políticos institucionales en los ejidos de la reserva. El resultado de este análisis muestra valores con autocorrelación positiva y significativa estadísticamente, con valores del Índice de Moran Global por arriba de 0.90. En la identificación de los patrones espaciales de agrupación, con el Índice de Moran Local (IML), se obtuvieron mapas que señalan en color rojo los valores altos de la variable rodeada por valores altos de la misma. Así mismo, se identifican áreas con valores bajo – bajo de color azul (Figura 3.2). Por ejemplo, las tierras con régimen comunal y las áreas de producción agropecuaria, se encuentran agrupadas en zonas específicas de la Reserva, ya sea por el tipo de propiedad o la topografía del terreno (Figura 3.2 y Cuadro 3.3).

Cuadro 3.3 Valores de autocorrelación espacial en la Reserva Estatal Sierra del Tentzo

<b>Variable</b>	<b>Índice de Moran Local (IML)</b>	<b>Valor Z (p≤0.05)</b>
Hectáreas de superficie de la tierra con régimen comunal	0.9990	307.0100
Superficie cultivada	0.9780	300.3500
Hectáreas superficie de la tierra con régimen privado	0.9774	295.2000
Cantidad de bovinos y porcinos por ejido	0.9770	285.9800
Hectáreas de superficie de la tierra con régimen ejidal	0.9760	300.8500
Número de personas con subsidio agrícola	0.9640	297.7300
Número de habitantes por ejido	0.9720	295.2500

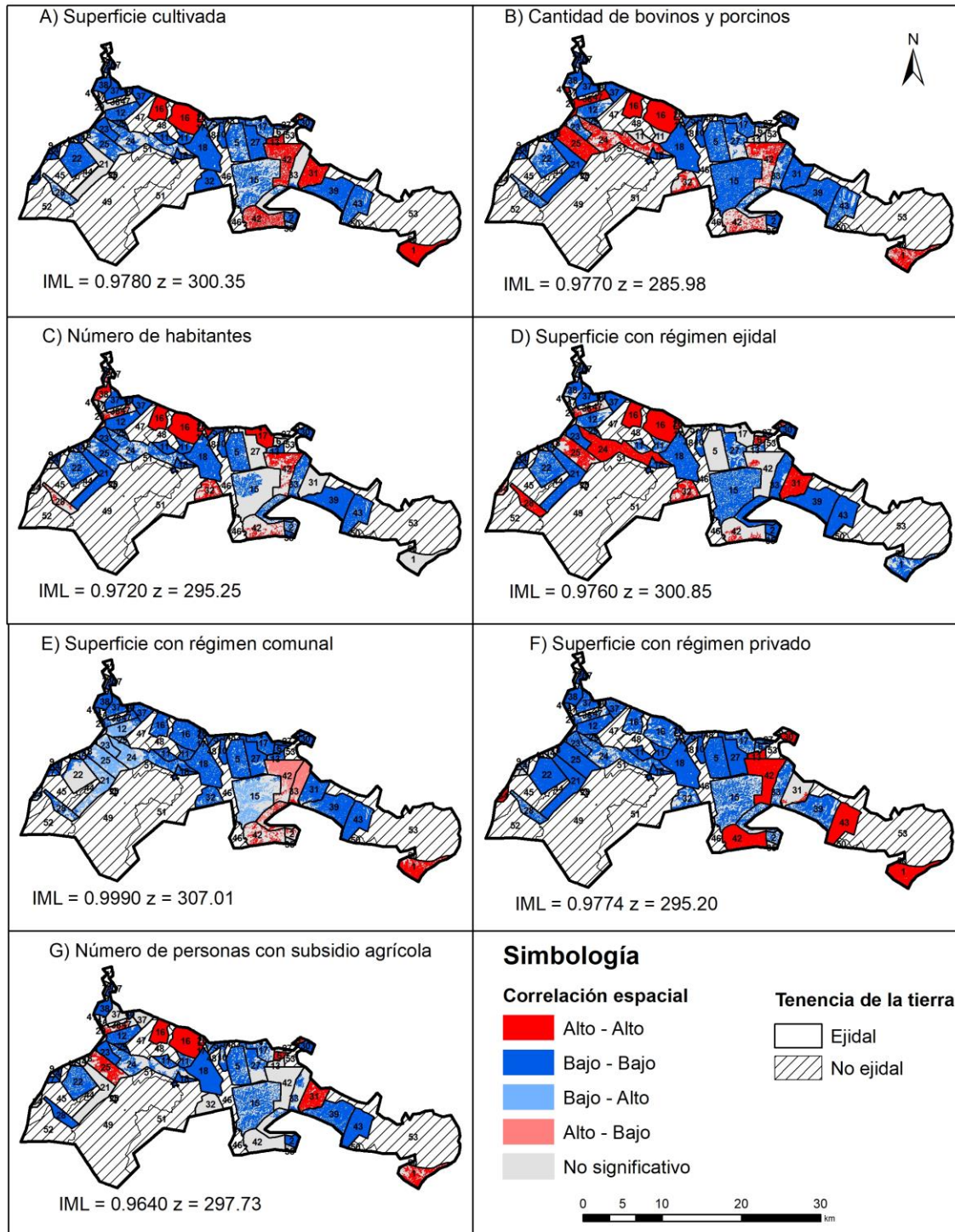


Figura 3.2 Distribución espacial de cada variable explicativa (x) a nivel ejidal en la REST. Se identifica con diferentes tonalidades el grado de autocorrelación espacial de cada variable.

### 3.5.2 Correlación espacial bivariada

En este análisis se identificó la correlación espacial que existe entre la Vulnerabilidad al Cambio de uso de suelo y cada variable socioeconómica. En la Figura 3.3 se destaca en tonalidad rojo las localidades con prioridad de atención de acuerdo a su alto nivel de vulnerabilidad correlacionado con valores altos de cada una de las variables socioeconómicas.

Los resultados bivariados del Índice de Moran Global indican que cuatro variables socioeconómicas se correlacionaron positivamente con la VC y tres negativamente (Cuadro 3.4). Todas fueron estadísticamente significativas ( $p < 0.05$ ). Para el caso de las tierras comunales y privadas; la agricultura y la ganadería tienen un Índice de Moran Global Bivariado positivo y significativo. Esto indica que se encuentran espacialmente agrupadas e influyen en la vulnerabilidad en la reserva. Tres variables tienen un Índice negativo y significativo, lo que indica que en general las tierras con régimen ejidal, los subsidios agrícolas y número de habitantes por ejido no tienen influencia sobre la vulnerabilidad en la REST.

Cuadro 3.4 Valores del Índice de Moran Global Bivariado de siete variables socioeconómicas en la Reserva Estatal Sierra del Tentzo

<b>Variable</b>	<b>Índice de Moran Bivariado</b>	<b>Valor Z (<math>p \leq 0.05</math>)</b>
Hectáreas de superficie de la tierra con régimen comunal	0.2410	87.8800
Superficie cultivada	0.1100	39.800
Hectáreas superficie de la tierra con régimen privado	0.0480	18.0400
Cantidad de bovinos y porcinos por ejido	0.0430	16.2054
Hectáreas de superficie de la tierra con régimen ejidal	-0.0370	-13.947
Número de personas con subsidio agrícola	-0.0460	-16.0002
Número de habitantes por ejido	-0.0900	-33.3000

La variable explicativa con mayor influencia sobre el cambio de uso de suelo en la Reserva son las áreas que tienen un tipo de régimen comunal en su delimitación territorial (Figura 3.3-E). Este resultado indica que los valores altos de superficie comunal tienden a agruparse con valores altos de vulnerabilidad en el núcleo agrario de Atlalpan, Tempexquixtla y Copalcotitla; B.C. La Magdalena Tlatlauquitepec; San Nicolas Huajuapan y Santo Domingo Huehuetlán. En esta área se presentan



condiciones que pueden favorecer la VC, como la cercanía a localidades urbanas y disponibilidad de caminos que facilita el acceso a áreas de uso común, donde se presentan reglas, sanciones o vigilancia laxas que no limitan el aprovechamiento de recursos naturales. Wilson et al. (2005) describe que este tipo de factores influyen de forma directa en la degradación de áreas de conservación y operan en escalas espaciales a nivel local o regional. Así mismo, la probabilidad de transformarse o desaparecer de un área de conservación se da en función de la distancia entre áreas naturales y centros urbanos (Lambin et al., 2001; Serneels & Lambin, 2001). Si están próximos, y no hay obstáculos entre ellos, la exposición es alta y, por lo tanto, la probabilidad de conversión a zona urbana o agrícola también sería alta, al igual que la intensidad con la que se desarrolle la infraestructura urbana durante un periodo específico en la región (Theobald et al., 1997).

Por el contrario, en zonas de la REST donde se presentan valores bajos de vulnerabilidad y bajos de superficie comunal, se presenta por la dificultad para acceder por su topografía accidentada, por tanto, tienen menor exposición a factores de deterioro (identificados en tono azul fuerte en la Figura 3.3-E). Esta situación de relación inversa sucede cuando, por ejemplo, un área boscosa tiene alta exposición a la tala por su cercanía a un aserradero de madera, pero la topografía del terreno podría limitar la intensidad de extracción de madera (Möller, 2003). Este caso ejemplifica una alta exposición y baja intensidad a la tala. Esta situación podría cambiar solamente si se logra acceder a esta área, con nuevos caminos e infraestructura, de tal forma que se tendría una tasa de extracción intensa.

En segundo lugar, se encuentra la agricultura, representada por la superficie cultivada, donde dos localidades presentan una agrupación espacial de valores altos entre vulnerabilidad y superficie cultivada (Figura 3.3-A). En este caso la exposición de áreas naturales a la agricultura incrementa la predisposición o sensibilidad hacia una amenaza de transformación. Estudios previos han demostrado que la agricultura es uno de los principales impulsores de la pérdida de bosques dentro y fuera de áreas naturales protegidas (Vu et al., 2014, Razaai et al., 2020). Sin embargo, en las 43 localidades restantes presentan asociación de valores bajos para ambas variables

(Figura 3.3-A). Esta tendencia de baja producción agrícola ocurre en otras ANP de México, donde sus habitantes practican agricultura de temporal con baja productividad y relaciones frágiles con los mercados regionales y nacionales (Figueroa et al., 2009).

Las hectáreas de superficie de la tierra con régimen privado y la cantidad de bovinos y porcinos existentes por ejido tiene valores similares en cuanto al IMB. La superficie privada en la reserva representa solamente el 3%. Se destaca el núcleo agrario (Atlalpan, Tempexquixtla y Copalcotitla) y Santo Domingo Atoyatempan con valores de superficie con régimen privado alto y VC alto. Por el contrario, se identificaron cinco localidades con valores altos de superficie privada rodeada de valores bajos de vulnerabilidad (Figura 3.3-F).

La cantidad de ganado bovino y porcino producidos por ejido en mayor cantidad y los valores altos de VC dentro de la reserva están espacialmente agrupados en cuatro localidades. Mientras que los valores altos de producción ganadera que está rodeada por valores bajos de vulnerabilidad se presentan en nueve localidades (Figura 3.3-B). El pastoreo influye de forma negativa en la conservación de áreas naturales cuando su magnitud, frecuencia y duración inciden intensamente sobre el área de interés (Harwood, 2000). Por ejemplo, la intensidad del pastoreo del ganado está directamente relacionada con la distancia a los bebederos, distancia a los centros de población, el momento de introducción del hato, las tradiciones y el estado socioeconómico de las localidades (Geist & Lambin, 2001; James et al., 1999).

Las variables con IMG negativo indican que existe una relación espacial inversa, es decir, que los valores altos tienden a agruparse en el espacio con valores bajos. Este fenómeno se presenta con tres variables socioeconómicas: la superficie de tierra con régimen ejidal, número de personas con subsidio agrícola y el número de habitantes por ejido. En el sureste de México se ha reportado una tendencia similar en cuanto a la relación con el régimen ejidal y el grado de deforestación. Se ha encontrado que bosques comunitarios organizados para la extracción de tala comunitaria son tan efectivos como las ANP estrictas para inhibir la deforestación (Bray et al., 2008). Lo anterior sugiere que la organización comunitaria, basada en reglas y sanciones para el uso de los recursos, son efectivas para disminuir la vulnerabilidad. Solamente en tres

localidades se presenta una asociación de valores altos con respecto de la superficie con régimen ejidal y la VC, que son: San Francisco Jalapexco, San Jerónimo Caleras y Santo Domingo Huehuetlán (Figura 3.3-D).

El Programa de Apoyo Directo al Campo (PROCAMPO), es un subsidio del gobierno que consistió en otorgar un apoyo económico por hectárea a los agricultores de cultivos básicos durante uno o varios ciclos agrícolas. En la REST se utiliza principalmente para el cultivo de maíz, frijol, sorgo y cebolla. En la relación entre el subsidio y la VC se obtuvo una correlación espacial negativa. En 36 localidades de la REST se tienen agrupaciones espaciales con valores bajo – bajo y valores alto – alto en ocho localidades (Figura 3.3-G). Este resultado es similar a lo que señala Grima & Singh (2019), que indican que se ha presentado un incremento en la deforestación en países subdesarrollados debido a los incentivos agrícolas del gobierno y las inversiones privadas. Así mismo, en el sureste de México se ha reportado que PROCAMPO ha tenido un efecto en el aumento de la deforestación (Klepeis & Vance, 2003).

Por último, el número de habitantes en cada localidad representa agrupación de valores altos en el núcleo agrario, así como en la localidad de Santo Domingo Huehuetlán (Figura 3.3-C). En 42 localidades el número de habitantes no resulta significativo, ya que en su mayoría las localidades no están densamente pobladas. Este resultado coincide con lo reportado por Figueroa et al. (2009), donde encontró que la presión demográfica en las ANP de México es baja y se encuentra dispersa, en gran medida debido a la migración de la población rural a Estados Unidos.

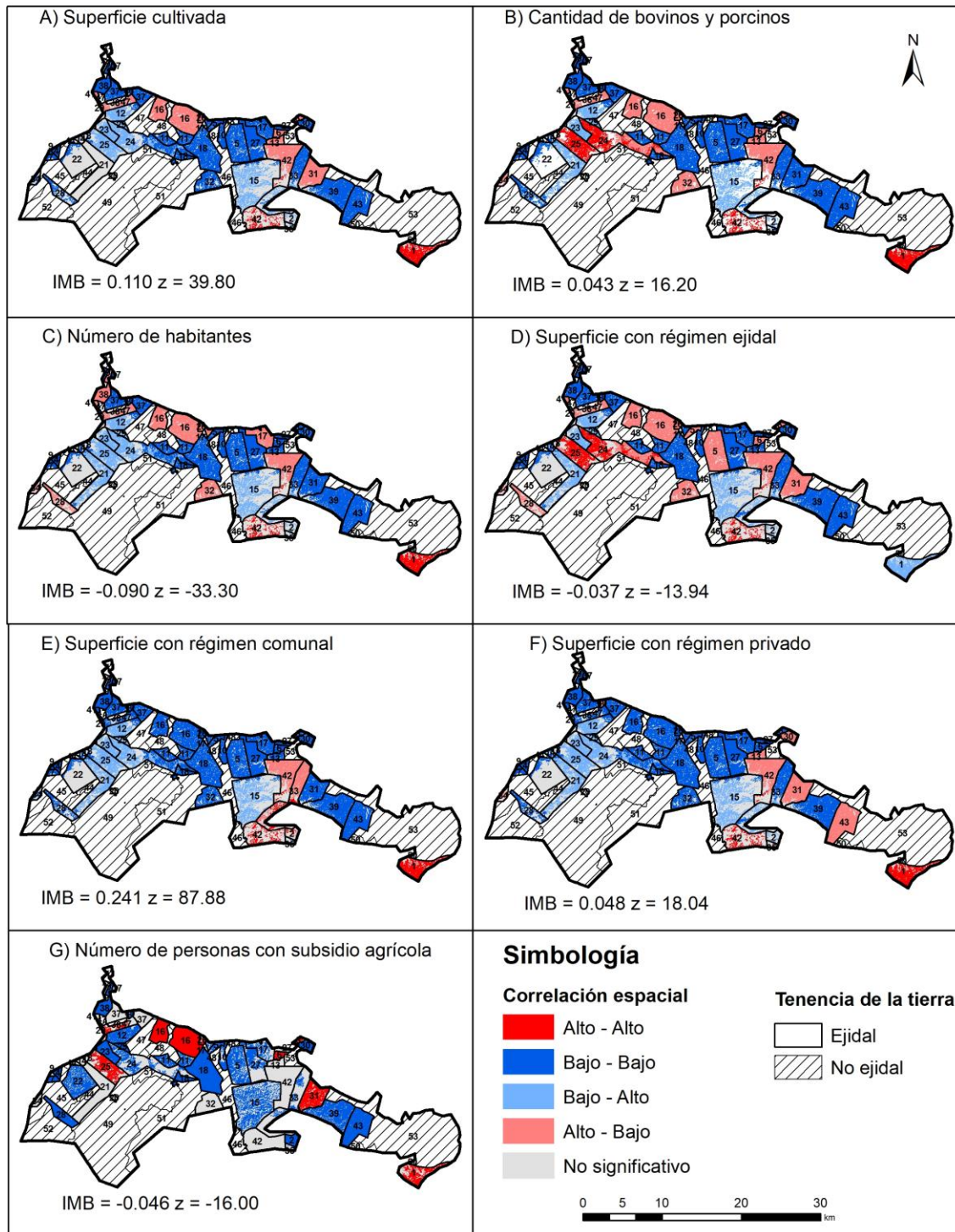


Figura 3.3 Correlación espacial entre cada variable explicativa (x) y la vulnerabilidad al cambio (y) a nivel ejidal en la REST. Se identifica con diferentes tonalidades el grado de asociación espacial entre variables.

### **3.6 CONCLUSIÓN**

En este estudio se exploró la relación espacial entre siete factores socioeconómicos y la vulnerabilidad al cambio de la REST desde una perspectiva geográfica. Se encontró que en la Reserva se presentan conglomerados espaciales donde se agrupan valores similares en cuanto a los factores socioeconómicos analizados.

Así mismo, se logró identificar que los factores que tienen una contribución importante a la vulnerabilidad al cambio son: las tierras con régimen comunal, privada; así como la superficie agrícola y la ganadería. Por el contrario, los factores que presentaron una relación inversa con la vulnerabilidad fueron las tierras con régimen ejidal, el número de habitantes por ejido y el número de personas que recibieron el PROCAMPO por ejido.

Los métodos geoestadísticos empleados en este estudio contribuyeron a una rápida identificación de 11 localidades que tienen alta probabilidad de que los ecosistemas sean transformados en otros usos de suelo, y que, además, se asocian a factores político-institucionales y agropecuarios.

## CONCLUSIONES GENERALES

El estudio de la conservación de recursos naturales mediante el uso de herramientas de percepción remota y modelos geoestadísticos permitió obtener un diagnóstico, a nivel regional, sobre su estado de conservación en la Reserva Estatal Sierra del Tentzo (REST). Así mismo, estas herramientas permitieron realizar proyecciones a futuro sobre la dinámica de cambio de los ecosistemas. Las proyecciones mostraron que, si la tendencia actual se mantiene, las zonas urbanas y agrícolas expandirán sus fronteras, siendo esta la principal causa de degradación de los ecosistemas.

Los resultados presentados en este trabajo demuestran que la efectividad de la Reserva como estrategia de conservación de ecosistemas y recursos naturales es prácticamente nula, ya que se cuantificaron tasas de cambio negativas durante 19 años para la superficie con vegetación. Asimismo, se contabilizó que el 78% de la superficie de la Reserva presenta un nivel de vulnerabilidad al cambio, es decir, que presenta una probabilidad de experimentar cambios en los próximos años. Las áreas con mayor grado de vulnerabilidad están ubicadas en 16 localidades dentro de la reserva. En estas áreas se forman clústeres espaciales, lo que indica que los factores que impulsan la vulnerabilidad siguen un patrón espacial de agrupamiento. Estos factores que dirigen la vulnerabilidad tienen un origen biofísico o antropogénico. Los primeros se expresan como atributos naturales del terreno como: la pendiente, precipitación, temperatura entre otros. Por otro lado, los de origen humano se relacionan con aspectos socioeconómicos, culturales, político-institucionales y tecnológicos. En la Reserva se identificó que las tierras con régimen comunal tienen mayor influencia sobre la vulnerabilidad. Por el contrario, la densidad poblacional, las personas con subsidio agrícola y la superficie de tierra con régimen ejidal tienen una relación inversa con la vulnerabilidad.

Por último, se destaca que el presente análisis exploratorio contribuye a identificar sitios vulnerables a nivel regional de forma eficiente y económica. Sobre todo, si se considera que las instituciones encargadas de gestionar y conservar los recursos naturales carecen de recursos humanos y económicos. Resultará benéfico utilizar el método propuesto para identificar procesos de degradación y sus causas subyacentes.

De tal manera que se podrán dirigir los escasos esfuerzos de conservación de forma más eficiente.

## LITERATURA CITADA

- Aguilar Cordero, W. D. J., Alonzo Parra, David E, C., Rosado, D., & Cerón Gómez, J. (2012). Percepción social sobre los beneficios de estar viviendo en un área natural protegida: Otoch Ma'ax Yetel Kooh. *Teoría y Praxis*, 12, 34–51. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=456145106003>
- Allen, C. R., Angeler, D. G., Garmestani, A. S., Gunderson, L. H., & Holling, C. S. (2014). Panarchy: Theory and Application. *Ecosystems*, 17(4), 578–589. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9744-2>
- Andam, K. S., Ferraro, P. J., Pfaff, A., Sanchez-Azofeifa, G. A., & Robalino, J. A. (2008). Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(42), 16089–16094. <https://doi.org/10.1073/pnas.0800437105>
- Angeler, D. G., Drakare, S., & Johnson, R. K. (2011). Revealing the organization of complex adaptive systems through multivariate time series modeling. *Ecology and Society*, 16(3), 1-15. <https://doi.org/10.5751/ES-04175-160305>
- Anselin, L. (1995). Local Indicators of Spatial Association—LISA. *Geographical Analysis*, 27(2), 93–115. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1995.tb00338.x>
- Anselin, L., & Rey, S. J. (2014). *Modern Spatial Econometrics in Practice: A Guide to GeoDa, GeoDaSpace and PySAL*. GeoDa Press LLC.
- Anselin, L., Syabri, I., & Kho, Y. (2006). GeoDa: An introduction to spatial data analysis. *Geographical Analysis*, 38,(1). <https://doi.org/10.1111/j.0016-7363.2005.00671.x>
- Baker, W. L. (1989). A review of models of landscape change. *Landscape Ecology*, 2(2), 111-133. <https://doi.org/10.1007/BF00137155>
- Bell, E. J. (1974). Markov analysis of land use change—an application of stochastic processes to remotely sensed data. *Socio-Economic Planning Sciences*, 8(6), 311–316. [https://doi.org/10.1016/0038-0121\(74\)90034-2](https://doi.org/10.1016/0038-0121(74)90034-2)
- Brandon, K., Gorenflo, L. J., Rodrigues, A. S. L., & Waller, R. W. (2005). Reconciling biodiversity conservation, people, protected areas, and agricultural suitability in Mexico. *World Development*, 33(9), 1403–1418. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2004.10.005>
- Bray, D. B., Duran, E., Ramos, V. H., Mas, J.-F., Velazquez, A., McNab, R. B., Barry, D., & Radachowsky, J. (2008). Tropical Deforestation, Community Forests, and Protected Areas in the Maya Forest. *Ecology and Society*, 13(2), 1-18. <http://www.jstor.org/stable/26267987>



- Bray, D. B., Merino-Pérez, L., Negreros-Castillo, P., Segura-Warnholtz, G., Torres-Rojo, J. M., & Vester, H. F. M. (2003). Mexico's community-managed forests as a global model for sustainable landscapes. *Conservation Biology*, 17(3), 672-677. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01639.x>
- Brum, F. T., Pressey, R. L., Bini, L. M., & Loyola, R. (2019). Forecasting conservation impact to pinpoint spatial priorities in the Brazilian Cerrado. *Biological Conservation*, 240(108283), 1-8. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2019.108283>
- Cantu, C., Wright, R. G., Scott, J. M., & Strand, E. (2003). Conservation assessment of current and proposed nature reserves of Tamaulipas state, Mexico. *Natural Areas Journal*, 23(3), 220–228. <https://pubs.er.usgs.gov/publication/70025855>
- Cardona, O. D. (2013). The need for rethinking the concepts of vulnerability and risk from a holistic perspective: A necessary review and criticism for effective risk management. *Mapping Vulnerability: Disasters, Development and People*, 17(1), 37-51. <https://doi.org/10.4324/9781849771924>
- Carpenter, S. R., & Brock, W. A. (2006). Rising variance: A leading indicator of ecological transition. *Ecology Letters*, 9(3), 308–315. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00877.x>
- Carreiro, M. M., & Zipperer, W. C. (2011). Co-adapting societal and ecological interactions following large disturbances in urban park woodlands. *Austral Ecology*, 36(8), 904–915. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2010.02237.x>
- Castillo, A., Corral, V., González, E., Paré, L., Paz, M. F., Reyes, J., & Schteingart, M. (2009). Conservación y sociedad. *Capital natural de México*, 2(1), 761–801. <https://www.uv.mx/mie/files/2012/10/SESION-11-18NOV-Conservacion-y-sociedad-Castillo-Et-Al.pdf>
- Chapin, F. S., Folke, C., & Kofinas, G. P. (2009). A Framework for Understanding Change. En *Principles of Ecosystem Stewardship: Resilience-Based Natural Resource Management in a Changing World* (pp. 3–28). Springer New York. [https://doi.org/10.1007/978-0-387-73033-2\\_1](https://doi.org/10.1007/978-0-387-73033-2_1)
- Clements, F. E. (1916). Preface to plant succession: an analysis of the development of vegetation. En *Plant Succession: An Analysis of the Development of Vegetation* (pp. 36–41). <https://doi.org/10.1126/science.45.1162.339>
- Clerici, N., Armenteras, D., Kareiva, P., Botero, R., Ramírez-Delgado, J. P., Forero-Medina, G., Ochoa, J., Pedraza, C., Schneider, L., Lora, C., Gómez, C., Linares, M., Hirashiki, C., & Biggs, D. (2020). Deforestation in Colombian protected areas increased during post-conflict periods. *Scientific Reports*, 10(1), 4971. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61861-y>

- Coad, L., Watson, J. E. M., Geldmann, J., Burgess, N. D., Leverington, F., Hockings, M., Knights, K., & Di Marco, M. (2019). Widespread shortfalls in protected area resourcing undermine efforts to conserve biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(5), 259–264. <https://doi.org/10.1002/fee.2042>
- CONANP. (2022). Cobertura de las Áreas Naturales Protegidas Federales de México. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas <http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/listanp/>
- Convention on Biological Diversity, CBD. (2010). Aichi Biodiversity Targets. *Aichi Biodiversity Targets*, 9–10. <http://www.cbd.int/doc/strategic-plan/2011-2020/Aichi-Targets-EN.pdf>
- Cumming, G. S., & Allen, C. R. (2017). Protected areas as social-ecological systems: Perspectives from resilience and social-ecological systems theory. *Ecological Applications*, 27(6), 1709-1717. <https://doi.org/10.1002/eap.1584>
- Dakos, V., Scheffer, M., van Nes, E. H., Brovkin, V., Petoukhov, V., & Held, H. (2008). Slowing down as an early warning signal for abrupt climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(38), 14308–14312. <https://doi.org/10.1073/pnas.0802430105>
- Dang, A. N., & Kawasaki, A. (2017). Integrating biophysical and socio-economic factors for land-use and land-cover change projection in agricultural economic regions. *Ecological Modelling*, 344(1), 29–37. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2016.11.004>
- Downey, S. S. (2010). Can properties of labor-exchange networks explain the resilience of swidden agriculture? *Ecology and Society*, 15(4), 1-15. <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art15/>
- Eastman, J. R. (2016). TerrSet. Geospatial Monitoring and Modelling System. *Clark University: Worcester, MA, USA*, 345-389. <https://clarklabs.org/wp-content/uploads/2016/10/TerrSet-Tutorial.pdf>
- Ervin, J. (2003). Protected area assessments in perspective. *Bioscience*, 53(9), 819–822. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0819:PAAIP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0819:PAAIP]2.0.CO;2)
- Evans, S. W. (2017). An assessment of land cover change as a source of information for conservation planning in the Vhembe Biosphere Reserve. *Applied Geography*, 82(1), 35-47. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.02.014>
- Figuroa, F., & 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>

- Figueroa, F., Sánchez-Cordero, V., Meave, J. A., & Trejo, I. (2009). Socioeconomic context of land use and land cover change in Mexican biosphere reserves. *Environmental Conservation*, 36(3), 180–191. <https://doi.org/10.1017/S0376892909990221>
- Folke, C. (2006). Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Environmental Change: Human and Policy Dimensions*, 16(3), 253–267. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.04.002>
- Fraser, E. D. G., Dougill, A. J., Mabee, W. E., Reed, M., & McAlpine, P. (2006). Bottom up and top down: Analysis of participatory processes for sustainability indicator identification as a pathway to community empowerment and sustainable environmental management. *Journal of Environmental Management*, 78(2), 114–127. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.04.009>
- Fuller, T., Sánchez-Cordero, V., Illoldi-Rangel, P., Linaje, M., & Sarkar, S. (2007). The cost of postponing biodiversity conservation in Mexico. *Biological Conservation*, 134(4), 593-600. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.028>
- García, J. H., Garmestani, A. S., & Karunanithi, A. T. (2011). Threshold transitions in a regional urban system. *Journal of Economic Behavior and Organization*, 78(1–2), 152–159. <https://doi.org/10.1016/j.jebo.2010.12.015>
- Geist, H. J., & Lambin, E. F. (2001). What Drives Tropical Deforestation? A MetaAnalysis of Proximate and Underlying Causes of Deforestation Based on Sub-national Case Study Evidence. *LUCC Report series*, 4, 116.
- Geldmann, J., Manica, A., Burgess, N. D., Coad, L., & Balmford, A. (2019). A global-level assessment of the effectiveness of protected areas at resisting anthropogenic pressures. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116(46), 23209-23215. <https://doi.org/10.1073/pnas.1908221116>
- Gotts, N. M. (2007). Resilience, panarchy, and world-systems analysis. *Ecology and Society: A Journal of Integrative Science for Resilience and Sustainability*, 12(1), 1-14. <https://doi.org/10.5751/es-02017-120124>
- Grima, N., & Singh, S. J. (2019). How the end of armed conflicts influence forest cover and subsequently ecosystem services provision? An analysis of four case studies in biodiversity hotspots. *Land Use Policy*, 81(1), 267–275. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2018.10.056>
- Gunderson, C. S. H. &. (2002). Resilience and adaptative cycles. In C. S. H. &. Gunderson (Ed.), *Panarchy understanding transformations in human and natural systems* (pp. 25–62). Island Press.

- Halefom, A., Teshome, A., Sisay, E., Khare, D., Dananto, M., Singh, L., & Tadesse, D. (2018). Applications of Remote Sensing and GIS in Land Use/Land Cover Change Detection: A Case Study of Woreta Zuria Watershed, Ethiopia. *Applied Research Journal of Geographic Information System*, 1(1), 1–9. <https://skies.education/journal-arigis/>
- Harwood, J. (2000). Risk assessment and decision analysis in conservation. *Biological Conservation*, 95(2), 219-226. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00036-7](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00036-7)
- Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Bridgewater, P., Cramer, V. A., Epstein, P. R., Ewel, J. J., Klink, C. A., Lugo, A. E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D. M., Sanderson, E. W., Valladares, F., Vilà, M., Zamora, R., & Zobel, M. (2006). Novel ecosystems: Theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15(1), 1–7. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x>
- Hockings, M. (2003). Systems for Assessing the Effectiveness of Management in Protected Areas. *BioScience*, 53(9), 823–832. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0823:SFATEO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0823:SFATEO]2.0.CO;2)
- Holling, C. S. (1973). Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4(1), 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245>
- Holling, C. S. (2001). Understanding the complexity of economic, ecological, and social systems. *Ecosystems*, 4(5), 390-405. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0101-5>
- Iacono, M., D, L., A, E.-G., & Wasfi, R. (2015). A Markov chain model of land use change in the Twin Cities, 1958-2005. *Journal of Land Use, Mobility and Environment*, 8(3), 263–276. <https://doi.org/10.6092/1970-9870/2985>
- INEGI. (1997). Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000, serie I. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. [http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250kcs1agw.xml? httpcache=yes& xsl=/db/metadatos/xsl/fqdc\\_html.xsl& indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250kcs1agw.xml? httpcache=yes& xsl=/db/metadatos/xsl/fqdc_html.xsl& indent=no)
- INEGI. (2007). Censo Agropecuario 2007. Instituto Nacional de Estadística, Geografía Informática, Aguascalientes, México.
- INEGI. (2009). Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000, serie IV. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. [http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250ks4gw.xml? httpcache=yes& xsl=/db/metadatos/xsl/fqdc\\_html.xsl& indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250ks4gw.xml? httpcache=yes& xsl=/db/metadatos/xsl/fqdc_html.xsl& indent=no)

- INEGI. (2010). Censo de Población y Vivienda 2010. Instituto Nacional de Estadística, Geografía Informática, México.
- INEGI. (2016). Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000, serie VI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250s6gw.xml? httpcach e=yes& xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc.html.xsl& indent=no>
- James, C. D., Landsberg, J., & Morton, S. R. (1999). Provision of watering points in the Australian arid zone: A review of effects on biota. *Journal of Arid Environments*, 41(1), 87-121. <https://doi.org/10.1006/jare.1998.0467>
- Klepeis, P., & Vance, C. (2003). Neoliberal Policy and Deforestation in Southeastern Mexico: An Assessment of the PROCAMPO Program. *Economic Geography*, 79(3), 221–240. <http://www.jstor.org/stable/30032931>
- Lambin, E. F., Turner, B. L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Bruce, J. W., Coomes, O. T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P. S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E. F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P. S., Richards, J. F., ... Xu, J. (2001). The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11(4), 261-269. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(01)00007-3)
- Leeper, R., Raffaelli, D., Emes, C., & Manly, B. (2001). Constraints on body-size distributions: An experimental test of the habitat architecture hypothesis. *Journal of Animal Ecology*, 70(2), 248–259. <https://www.jstor.org/stable/2693423>
- Liu, J., Zhang, Z., Xu, X., Kuang, W., Zhou, W., Zhang, S., Li, R., Yan, C., Yu, D., Wu, S., & Jiang, N. (2010). Spatial patterns and driving forces of land use change in China during the early 21st century. *Journal of Geographical Sciences*, 20(4), 483–494. <https://doi.org/10.1007/s11442-010-0483-4>
- Lopoukhine, N., Crawhall, N., Dudley, N., Figgis, P., Karibuhoye, C., Laffoley, D., Londoño, J. M., MacKinnon, K., & Sandwith, T. (2012). Protected areas: providing natural solutions to 21st Century challenges. *Surveys and Perspectives Integrating Environment and Society*, 5(2), 1-16 <https://journals.openedition.org/sapiens/1254>
- Mas, J.-F. (2005). Assessing protected area effectiveness using surrounding (buffer) areas environmentally similar to the target area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 105(1), 69–80. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-3156-5>
- Mascia, M. B., Brosius, J. P., Dobson, T. A., Forbes, B. C., Horowitz, L., McKean, M. A., & Turner, N. J. (2003). Conservation and the social sciences. *Conservation Biology*, 17(3), 649–650. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01738.x>

- Mohamed, S. A., & El-Raey, M. (2018). Assessment, prediction and future simulation of land cover dynamics using remote sensing and GIS techniques. *Assiut University bulletin for Environmental Researches*, 21(2), 37–49. <https://doi.org/10.21608/auber.2018.133172>
- Möller, B. (2003). Least-cost allocation strategies for wood fuel supply for distributed generation in Denmark - A geographical study. *International Journal of Sustainable Energy*, 23(4), 187-197 <https://doi.org/10.1080/01425910412331290751>
- Myers, N., Myers, N., Mittermeier, R. a, Mittermeier, R. a, Fonseca, G. a B., Fonseca, G. a B., Kent, J., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Negret, P. J., Marco, M. Di, Sonter, L. J., Rhodes, J., Possingham, H. P., & Maron, M. (2020). Effects of spatial autocorrelation and sampling design on estimates of protected area effectiveness. *Conservation Biology*, 34(6), 1452–1462. <https://doi.org/10.1111/cobi.13522>
- Neri, M., Bustamante González, A., Vargas López, S., & Guerrero Rodríguez, J. de D. (2015). Representatividad ecológica de las áreas naturales protegidas del Estado de Puebla, México. *Ecología Aplicada*, 14(1), 87–93.
- Paranjape, R. B. (2009). Fundamental enhancement techniques. *Handbook of Medical Image Processing and Analysis*, 1(1), 3-18. <https://doi.org/10.1016/B978-012373904-9.50008-8>
- Pressey, R. L. (1994). Ad hoc reservations - Forward or backward steps in developing representative reserve systems. *Conservation Biology*, 8(3), 662–668. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08030662.x>
- Pressey, R. L., Ferrier, S., Hager, T. C., Woods, C. A., Tully, S. L., & Weinman, K. M. (1996). How well protected are the forests of north-eastern New South Wales? - Analyses of forest environments in relation to formal protection measures, land tenure, and vulnerability to clearing. *Forest Ecology and Management*, 85(1-3), 311-333. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03766-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03766-8)
- Pretty, J. N., & Pimbert, M. P. (1995). Beyond conservation ideology and the wilderness. *Natural Resources Forum*, 19(1), 5–14. <https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.1995.tb00588.x>
- Rafaai, N. H., Abdullah, S. A., & Hasan Reza, M. I. (2020). Identifying factors and predicting the future land-use change of protected area in the agricultural landscape of Malaysian peninsula for conservation planning. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 18(100298), 100298. <https://doi.org/10.1016/J.RSASE.2020.100298>

- Rahman, M. F., & Islam, K. (2021). Effectiveness of protected areas in reducing deforestation and forest fragmentation in Bangladesh. *Journal of Environmental Management*, 280, (111711), 111711. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2020.111711>
- Rodríguez-Soto, C., Monroy-Vilchis, O., & Zarco-González, M. M. (2013). Corridors for jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: Conservation strategies. *Journal for Nature Conservation*, 21(6), 438–443. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2013.07.002>
- Sayre, R., Karagulle, D., Frye, C., Boucher, T., Wolff, N. H., Breyer, S., Wright, D., Martin, M., Butler, K., Van Graafeiland, K., Touval, J., Sotomayor, L., McGowan, J., Game, E. T., & Possingham, H. (2020). An assessment of the representation of ecosystems in global protected areas using new maps of World Climate Regions and World Ecosystems. *Global Ecology and Conservation*, 21(e00860), e00860. <https://doi.org/10.1016/J.GECCO.2019.E00860>
- Scheffer, M., Bascompte, J., Brock, W. A., Brovkin, V., Carpenter, S. R., Dakos, V., Held, H., Van Nes, E. H., Rietkerk, M., & Sugihara, G. (2009). Early-warning signals for critical transitions. *Nature*, 461(7260), 53-59. <https://doi.org/10.1038/nature08227>
- SDRSO. (2011). Polígono del Área Natural Protegida “Parque Estatal Sierra del Tentzo”. *Secretaría de Desarrollo Rural, Sustentabilidad y Ordenamiento Territorial*. [https://www.conacyt.gob.mx/cibiogem/images/cibiogem/sistema\\_nacional/documentos/ANPL/Pue/ANP-Sierra-del-Tentzo.pdf](https://www.conacyt.gob.mx/cibiogem/images/cibiogem/sistema_nacional/documentos/ANPL/Pue/ANP-Sierra-del-Tentzo.pdf)
- Serneels, S., & Lambin, E. F. (2001). Proximate causes of land-use change in Narok district, Kenya: A spatial statistical model. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85(1-3), 65-81. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00188-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00188-8)
- Serra, P., Pons, X., & Saurí, D. (2008). Land-cover and land-use change in a Mediterranean landscape: A spatial analysis of driving forces integrating biophysical and human factors. *Applied Geography*, 28(3), 189–209. <https://doi.org/10.1016/J.APGEOG.2008.02.001>
- Subedi, P., Subedi, K., & Thapa, B. (2013). Application of a Hybrid Cellular Automaton – Markov (CA-Markov) Model in Land-Use Change Prediction: A Case Study of Saddle Creek Drainage Basin, Florida. *Applied Ecology and Environmental Sciences*, 1(6), 126-132. <https://doi.org/10.12691/aees-1-6-5>
- Sykora-Bodie, S. T., Álvarez-Romero, J. G., Adams, V. M., Gurney, G. G., Cleary, J., Pressey, R. L., & Ban, N. C. (2021). Methods for identifying spatially referenced conservation needs and opportunities. *Biological Conservation*, 260(109138), 109138. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2021.109138>

- Theobald, D. M., Miller, J. R., & Hobbs, N. T. (1997). Estimating the cumulative effects of development on wildlife habitat. *Landscape and Urban Planning*, 39(1), 25-36. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(97\)00041-8](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(97)00041-8)
- Umemiya, C., Rametsteiner, E., & Kraxner, F. (2010). Quantifying the impacts of the quality of governance on deforestation. *Environmental Science and Policy*, 13(8), 695-701. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.07.002>
- Urbina-Cardona, J. N., & Flores-Villela, O. (2010). Ecological-niche modeling and prioritization of conservation-area networks for Mexican herpetofauna. *Conservation Biology*, 24(4), 1031–1041. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01432.x>
- Van Asselen, S., & Verburg, P. H. (2013). Land cover change or land-use intensification: simulating land system change with a global-scale land change model. *Global Change Biology*, 19(12), 3648–3667. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.12331>
- Vester, H. F. M., Lawrence, D., Eastman, J. R., Turner, B. L., Calmé, S., Dickson, R., Pozo, C., & Sangermano, F. (2007). Land Change in the Southern Yucatán and Calakmul Biosphere Reserve: Effects on Habitat and Biodiversity. *Ecological Applications*, 17(4), 989–1003. <https://doi.org/10.1890/05-1106>
- Viera, A. J., & Garrett, J. M. (2005). Understanding interobserver agreement: The kappa statistic. *Family Medicine*, 37(5), 360-3. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/15883903/>
- Virapongse, A., Brooks, S., Metcalf, E. C., Zedalis, M., Gosz, J., Kliskey, A., & Alessa, L. (2016). A social-ecological systems approach for environmental management. *Journal of Environmental Management*, 178(1), 83-91. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.028>
- Vu, Q. M., Le, Q. B., Frossard, E., & Vlek, P. L. G. (2014). Socio-economic and biophysical determinants of land degradation in Vietnam: An integrated causal analysis at the national level. *Land Use Policy*, 36(1), 605–617. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2013.10.012>
- Wang, J., Chen, Y., Shao, X., Zhang, Y., & Cao, Y. (2012). Land-use changes and policy dimension driving forces in China: Present, trend and future. *Land Use Policy*, 29(4), 737–749. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2011.11.010>
- Warner, K. (2011). Environmental change and migration: Methodological considerations from ground-breaking global survey. *Population and Environment*, 33(1), 3–27. <https://doi.org/10.1007/s11111-011-0150-4>



- Wiersma, Y. F., & Nudds, T. D. (2009). Efficiency and effectiveness in representative reserve design in Canada: The contribution of existing protected areas. *Biological Conservation*, 142(8), 1639–1646. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.034>
- Wilson, K., Pressey, R. L., Newton, A., Burgman, M., Possingham, H., & Weston, C. (2005). Measuring and incorporating vulnerability into conservation planning. *Environmental Management*, 35(5), 527-543. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0095-9>
- Wolf, C., Levi, T., Ripple, W. J., Zárrate-Charry, D. A., & Betts, M. G. (2021). A forest loss report card for the world's protected areas. *Nature Ecology and Evolution*, 5(4), 520-529. <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01389-0>
- Wu, X., Wang, S., Fu, B., Liu, Y., & Zhu, Y. (2018). Land use optimization based on ecosystem service assessment: A case study in the Yanhe watershed. *Land Use Policy*, 72, 303–312. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2018.01.003>