



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

DIVISIÓN DE CIENCIAS FORESTALES

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN CIENCIAS FORESTALES Y DEL
AMBIENTE

**RIESGO ECOLÓGICO POR CAMBIO DE USO DE SUELO Y
CAMBIO CLIMÁTICO EN BOSQUES DE MÉXICO**

TESIS

Que como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS EN CIENCIAS FORESTALES Y DEL AMBIENTE

Presenta:

CELINA AGUIAR PARRA

Bajo la supervisión de: Dr. ALEJANDRO ISMAEL MONTERROSO RIVAS



Maestría en Ciencias en
**Ciencias Forestales
y del Ambiente**
Universidad Autónoma Chapingo
División de Ciencias Forestales

Chapingo, Estado de México, a 06 febrero de 2026



APROBADA

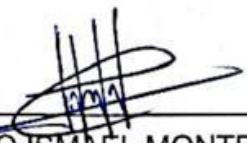


**RIESGO ECOLÓGICO POR CAMBIO DE USO DE SUELO Y CAMBIO
CLIMÁTICO EN BOSQUES DE MÉXICO**

Tesis realizada por **CELINA AGUIAR PARRA** bajo la supervisión del Comité Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS EN CIENCIAS FORESTALES Y DEL AMBIENTE

DIRECTOR



DR. ALEJANDRO ISMAEL MONTERROSO RIVAS

ASESOR



DRA. LETICIA CITLALY LÓPEZ TELOXA

ASESOR



DR. JUAN URIEL AVELAR ROBLERO

Declaración de uso de Inteligencia Artificial

Durante la preparación y escritura de la presente tesis la autora CELINA AGUIAR PARRA reconoce el uso de la herramienta o servicio de Inteligencia Artificial nombrado CHATGPT en orden de verificar que las citas bibliográficas estén debidamente reportadas en formato APA7. La autora revisó y editó el contenido generado según sus necesidades y adquiere la responsabilidad completa por el contenido de la información presentada en la tesis.

CONTENIDO

ÍNDICE DE CUADROS	V
ÍNDICE DE FIGURAS	VI
AGRADECIMIENTOS	VII
DATOS BIOGRÁFICOS	IX
RESUMEN GENERAL	X
GENERAL ABSTRACT	XI
CAPÍTULO I	12
1. INTRODUCCIÓN GENERAL	12
1.1. Introducción	12
1.2. Antecedentes	14
1.3. Justificación	15
1.4. Objetivo general	15
1.5. Objetivos específicos	15
1.6. Preguntas de investigación	16
1.7. Hipótesis	16
1.8. Organización de la tesis	17
1.9. Literatura citada	18
CAPÍTULO II	20
2. REVISIÓN DE LITERATURA	20
2.1. Cambio de uso de suelo y deforestación	20
2.1.1. Deforestación y cambio de uso de suelo en México	21
2.1.2. Causas de la deforestación y del cambio de uso de suelo	23
2.1.3. Consecuencias de la deforestación vinculadas al sector forestal	24
2.2. Cambio climático y ecosistemas forestales	25
2.2.1. Modelos climáticos (GCM) y escenarios socioeconómicos (SSP-RCP)	28
2.3. Riesgo ecológico	31
2.4. Literatura citada	38
CAPÍTULO III	43
3. RIESGO A LA DEFORESTACIÓN Y DEGRADACIÓN DE LA CUBIERTA FORESTAL DE MÉXICO*	43

3.1. Resumen	43
3.2. Abstract	44
3.3. Introducción.....	45
3.4. Diseño metodológico	46
3.4.1 Datos y procesamiento	47
3.4.2. Cambios en el Uso del Suelo	48
3.5. Análisis y discusión de resultados	52
3.5.1. Superficie ocupada y cambios en el uso de suelo	52
3.5.2. Modelación y validación	56
3.5.3. Proyección de escenarios futuros de uso de suelo 2030 y 2060	59
3.5.4. Riesgo a degradación y deforestación	64
3.6. Conclusiones	65
3.7. Anexos	67
3.8. Literatura citada	77
CAPITULO IV	81
4. RIESGO ECOLÓGICO POR CAMBIO DE USO DE SUELO Y CAMBIO CLIMÁTICO EN BOSQUES DE MÉXICO	81
4.1. Abstract	82
4.2. Introducción.....	82
4.3. Metodología	84
4.3.1. Componente de cambio de uso de suelo.....	84
4.3.2. Componente de cambio climático	85
4.3.3. Riesgo ecológico.....	87
4.4. Resultados y discusión	88
4.4.3 Cambios de uso de suelo	88
4.4.4. Cambios en precipitación futura.....	89
4.4.5. Riesgo Ecológico	91
4.5. Conclusiones	98
4.6. Literatura citada	100
CAPÍTULO V	105
5. CONCLUSIONES GENERALES	105

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1: Categorías de uso de suelo forestales, agrícolas y de asentamientos humanos.....	47
Cuadro 2. Superficie ocupada por categoría de uso de suelo para 2009, 2016 y 2018	54
Cuadro 3 Matriz de probabilidad de transición entre usos de suelo a partir de tendencia entre años 2009-2016.	57
Cuadro 4 Comparación de superficie ocupada (km ²) entre mapa con datos oficiales de INEGI y el simulado para el año 2018 por categorías de uso de suelo y exactitud del modelo.....	58
Cuadro 5 Superficies de uso de suelo (km ²) para 2018, 2030, 2060 y tasas de cambio.....	60
Cuadro 6 Valores obtenidos para V de Cramer por impulsor	68
Cuadro 7 Matriz de transición 2018	70
Cuadro 8 Matriz de transición 2030	71
Cuadro 9 : Matriz de transición 2060	72
Cuadro 10 Superficie degradada y deforestada por estado	73
Cuadro 11 Niveles de amenaza por cambio de uso de suelo	84
Cuadro 12: Exposición climática según temperatura y precipitación Futura proyectada.....	86
Cuadro 13. Clasificación de exposición por cambio climático	87
Cuadro 14. Riesgo ecológico por cambio de uso de suelo y cambio climático..	87
Cuadro 15 Componentes que constituyen el riesgo ecológico	99

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Diagrama metodológico seguido para obtener áreas futuras en riesgo de degradación y deforestación	49
Figura 2 Superficies ocupadas por categoría de uso de suelo para los años a) 2009, b) 2016, c) 2018 y d) superficie ocupada por categoría y año.	56
Figura 3 Mapas de uso de suelo serie INEGI 2018 y simulación del uso de suelo 2018.	58
Figura 4 Mapas de proyecciones de uso del suelo y vegetación para 2030 y 2060.	60
Figura 5 Proyección al año 2060 de áreas amenazadas por deforestación y degradación.....	65
Figura 6: Variables impulsoras.....	67
Figura 7 Cambios netos en 2009-2016, 2016-2018 y 2009-2018	69
Figura 8: Dinámica de Cambio en el Uso del Suelo 2018-2060	74
Figura 9: Densidad de deforestación	75
Figura 10 Densidad de degradación	76
Figura 11. Amenazas por cambio de uso de suelo para 2060	89
Figura 12. Cambios en precipitación (arriba) y temperatura (abajo) según modelos de cambio climático para 2100, a=MPI, b=HadGem y c=MIROC	90
Figura 13. Exposición climática según modelo de cambio climático, a=MPI, b=HadGem y c=MIROC.....	91
Figura 14. Riesgo ecológico combinado por cambio de uso de suelo y cambio climático en México, según modelos a=MPI, b=HadGem y c=MIROC.....	92

AGRADECIMIENTOS

Agradezco profundamente al **Pueblo de México**, cuya labor cotidiana y aportación fiscal sostienen los programas públicos que permiten la existencia de becas, instituciones educativas y oportunidades de formación. Esta tesis no habría sido posible sin el trabajo de millones de personas que, desde distintos oficios y realidades, contribuyen colectivamente a financiar la educación pública y a mantener vivo el derecho a estudiar. Reconozco que el conocimiento que aquí se genera es fruto de ese esfuerzo social y del compromiso histórico por construir un país donde la educación sea un bien común y no un privilegio. Mi gratitud se extiende a quienes, con su trabajo y resistencia diaria, hacen posible que estudiantes como yo podamos continuar formándonos y aportando al desarrollo científico, ambiental y social del país.

Al **SECITHI** por el apoyo económico brindado, que me permitió continuar mi formación y dedicarme plenamente a esta investigación. Su respaldo hizo una diferencia real en mi camino académico.

A la **Universidad Autónoma Chapingo** por la formación brindada desde la preparatoria, por ofrecerme una educación integral que ha enriquecido no solo mi desarrollo académico, sino también mi crecimiento social, deportivo y cultural. Las oportunidades, las experiencias y las facilidades que encontré en esta institución han sido fundamentales para mi formación profesional y personal, y han hecho posible la realización de este trabajo.

Al **Posgrado en Ciencias Forestales y del Ambiente** por aceptarme en el programa y brindarme las facilidades necesarias para desarrollar esta investigación. Su apoyo y respaldo hicieron posible no solo la realización de este trabajo, sino también la oportunidad de difundirlo en congresos y espacios académicos que enriquecieron profundamente mi formación.

A mi comité asesor:

Al **Dr. Alejandro Ismael Monterroso Rivas** por su acompañamiento durante todo el proceso, por su orientación constante y por impulsarme a aprender y aplicar el conocimiento. Su guía fue fundamental para dar forma y profundidad a esta investigación.

A la **Dra. Leticia Citlaly López Teloxa** por su acompañamiento y por compartir generosamente su experiencia. Su apoyo, paciencia y claridad al explicarme diversos procesos fueron esenciales para avanzar con seguridad en esta investigación.

Al **Dr. Juan Uriel Avelar Roblero**, por formar parte de mi comité y por su disposición para acompañar este proceso y por sus atinados comentarios durante las sesiones de avances, los cuales contribuyeron a mejorar y fortalecer esta investigación.

Al **Instituto Thünen de Biodiversidad**, en Braunschweig, Alemania, por recibirme durante mi estancia y por brindarme un espacio de aprendizaje y crecimiento académico. La oportunidad de trabajar en un ambiente internacional, rodeada de investigadores comprometidos, enriqueció profundamente mi formación y amplió mi perspectiva sobre la ciencia forestal.

DATOS BIOGRÁFICOS

Datos personales:

Nombre: Celina Aguiar Parra

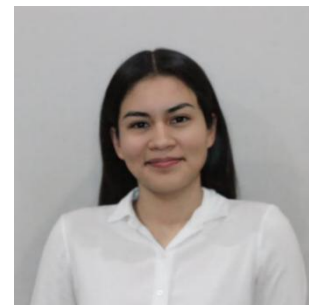
Fecha de nacimiento: 14 de enero de 1998

Lugar de nacimiento: Tepic, Nayarit.

CURP: AUPC980114MNTGRL08

Profesión: Ingeniera en Recursos Naturales Renovables

Cédula profesional: 13732027



Desarrollo académico y profesional

Celina Aguiar Parra cursó el bachillerato y la Ingeniería en Recursos Naturales Renovables en la Universidad Autónoma Chapingo (UACH). Durante su licenciatura realizó el servicio social en colaboración con la UACH, la Fundación Ambientalista Texcoco y el Parque Nacional Molino de Flores, donde participó como autora en un catálogo de fauna silvestre. Asimismo, efectuó una estancia en el Instituto de Ecología Agraria y Urbana de la Universidad Humboldt de Berlín, Alemania, enfocada en sustratos para jardinería urbana.

Ha impartido clases de Ecología a nivel bachillerato. Actualmente cursa el Posgrado en Ciencias Forestales y del Ambiente en la UACH y realizó una estancia de investigación en el Instituto Thünen de Biodiversidad, en Braunschweig, Alemania. Ha participado en congresos nacionales e internacionales.

RESUMEN GENERAL¹

Riesgo ecológico por cambio de uso de suelo y cambio climático en bosques de México

La cobertura forestal de México enfrenta presiones simultáneas derivadas del cambio de uso de suelo y de las alteraciones climáticas. Los efectos combinados intensifican el riesgo ecológico en diversas regiones del país. El objetivo de este estudio fue desarrollar y proponer un sistema de clasificación del riesgo ecológico que evalúe de manera integral el cambio de uso de suelo y el cambio climático en los bosques de México, Lo anterior con el propósito de identificar zonas forestales más expuestas. Para ello, se integraron dos componentes principales: el cambio de uso de suelo (CUS) y el cambio climático (CC). El componente de CUS se modeló mediante el módulo Land Change Modeler (LCM) de TerrSet utilizando información correspondiente a los años 2009, 2016 y 2018. Además, se incluyeron proyecciones a los años 2030 y 2060 generadas mediante cadenas de Márkov y redes neuronales. El componente CC se evaluó mediante la estimación de anomalías de temperatura media anual y precipitación total anual para el periodo 2081–2100, con base en tres modelos climáticos globales (HadGEM, MIROC y MPI) bajo el escenario SSP2-4.5. Ambos componentes fueron integrados en una matriz de clasificación que permitió generar categorías de riesgo ecológico. Los resultados del CUS muestrantendencias continuas de pérdida forestal y expansión antrópica, se estima que más del 30 % de la cobertura forestal podría estar comprometida. Con CC hay coincidencia en los modelos sobre los ecosistemas más vulnerables: bosque mesófilo de montaña y selvas. La caracterización del riesgo ecológico mostró que, de seguir las tendencias, la interacción entre dinámicas antrópicas y climáticas amplifica la posibilidad de pérdida de hasta un 40% de cobertura forestal. Esta aproximación ofrece una base técnica para priorizar áreas de intervención y apoyar la toma de decisiones frente al cambio global.

Palabras Clave: cadenas de Márkov, CUS, proyecciones climáticas, redes neuronales, riesgo ecológico.

¹ Tesis de Maestría en Ciencias, Programa en Ciencias Forestales y del Ambiente, Universidad Autónoma Chapingo.

Autor: Celina Aguiar Parra

Director de Tesis: Alejandro Ismael Monterroso Rivas

GENERAL ABSTRACT²

Ecological risk from land-use change and climate change in Mexico's forests

Mexico's forest cover is under simultaneous pressures resulting from land-use change and climatic alterations. Together, these effects intensify ecological risk across multiple regions of the country. The aim of this study was to develop and propose a risk classification system that jointly evaluates land-use dynamics and climate variability in Mexico's forests. Therefore, to identifying the most exposed forest areas, we integrated two main components: Land-Use Change (LUC) and climate change (CC). The LUC component was modeled using the Land Change Modeler (LCM) module in TerrSet, based on land-cover data from 2009, 2016, and 2018. Additionally, projections for 2030 and 2060, generated using Markov chains and neural networks, were included. The CC component was assessed by estimating mean annual temperature anomalies and total annual precipitation for the 2081–2100 period, based on the HadGEM, MIROC, and MPI global climate models under the SSP2-4.5 scenario. Both components were integrated into a classification matrix that enabled the generation of ecological risk categories. The LUC results indicate that forest loss and anthropogenic expansion follow sustained trends, and it is estimated that more than 30% of Mexico's forest cover could be compromised. For the CC component, the models consistently identify cloud forests and rainforests as the most vulnerable ecosystems. The ecological risk characterization showed that, if current trends continue, the interaction between anthropogenic and climatic dynamics could lead to the loss of up to 40% of forest cover. This approach offers a technical tool to prioritize intervention areas and support decision-making in the context of global change.

Keywords: Markov chains, land-use change, neural networks, climate projections, ecological risk

² Master's Thesis, Forest and Environmental Sciences Program, Chapingo Autonomus University. Author: Celina Aguiar Parra.
Thesis advisor: Alejandro Ismael Monterroso Rivas

CAPÍTULO I.

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. Introducción

La inercia de los sistemas climático, social y económico hace que los cambios que se prevén en el clima en el futuro cercano sean, en gran medida, inevitables. Los esfuerzos internacionales de mitigación por sí solos no lograrán reducir algunos de los riesgos e impactos del cambio climático (CC), independientemente de qué tan importantes sean dichos esfuerzos, aunque sí es posible que estos impactos se puedan reducir mediante la implementación de estrategias de adaptación y de reducción de riesgo (Challenger, 2009). Para hacer más eficiente los esfuerzos y medidas a ejecutar es importante que primero se conozcan los posibles riesgos e impactos..

Actualmente, el medio ambiente global se enfrenta a una serie de amenazas, como que la atmósfera, los océanos, el agua dulce y la tierra están sujetos a enormes presiones ejercidas por los humanos. El cambio climático destaca como la mayor amenaza medioambiental, ya que afecta en cierta medida a casi todas las demás amenazas medioambientales (Fan et al., 2023).

A la luz de estas amenazas y de los compromisos internacionales para reducir las emisiones de carbono derivadas de la deforestación y la degradación (REDD+) en los países en desarrollo, es importante comprender la dinámica del cambio de uso del suelo y predecir qué zonas corren mayor riesgo de pérdida de bosques (Cushman et al., 2017). Los cambios en el uso y la ocupación del suelo (LULC) y el cambio climático son factores interconectados que afectan al entorno ecológico (Guo et al., 2024).

Es crucial tener una comprensión precisa del cambio de LULC y del riesgo ecológico, su acoplamiento y coordinación con diferentes Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (SSP) y Rutas de Concentración Representativas (RCP) para la prevención de riesgos ecológicos y el desarrollo sostenible regional (Guo et al., 2024).

La investigación sobre el riesgo ecológico del paisaje permite comprender su desarrollo histórico, identificar áreas en riesgo y simular el progreso de la seguridad ecológica, lo cual la convierte en una herramienta clave para orientar estrategias de gestión territorial. En este sentido, es vital para lograr el desarrollo sostenible de la economía y la sociedad ecológicas (Shi et al., 2015).

Comprender el cambio de uso/cobertura de la tierra (LULC) y el cambio de riesgo ecológico del paisaje en el contexto del calentamiento climático futuro puede por un lado ayudar a ajustar las políticas de desarrollo socioeconómico, optimizar los patrones de seguridad ecológica regional y promover el desarrollo verde y bajo en carbono. Además, este tipo de análisis proporciona importantes complementos y mejoras para la investigación en campos relacionados (Fan et al., 2023).

El conocimiento de la dinámica de cambio de cobertura, uso del suelo (CUS) y de la degradación forestal es crucial en países en desarrollo para la prevención de la deforestación, así como para la planificación de actividades de restauración y rehabilitación de los bosques. Actualmente no existen estudios regionales acerca de la dinámica de CUS, por ejemplo, de los bosques templados de la Cuenca de México, estos procesos no han sido cartografiados ni cuantificados a esta escala (Santibáñez-Andrade et al., 2023).

Arroyo-Rodríguez et al. (2017) realizaron una investigación en la que pudieron descubrir que en México el 95% de los estudios de este tipo se realizaron después del año 2000, encontraron también que el 78% de esos estudios se realizaron en un solo estado (Veracruz) y que el 90% se enfoca en un solo ecosistema. De lo anterior se puede concluir que es necesario realizar estudios regionales que abarquen distintos estados y diferentes tipos de ecosistemas.

Si bien en México existen diversas investigaciones que se enfocan en el análisis del riesgo ecológico, estas se centran en su mayoría en Veracruz. No existe hasta el momento una investigación que contemple el cambio en la cobertura de la tierra, la deforestación y el impacto del cambio climático en su conjunto, mucho menos una investigación de este tipo a nivel de país contemplando todos los tipos de bosque. Atender esta brecha de conocimiento constituye la motivación central

de esta investigación, orientada entender el riesgo ecológico actual y futuro es como base para actuar a tiempo frente a los desafíos ambientales.

1.2. Antecedentes

A escala global, el cambio de uso y cobertura del suelo (CUS) es uno de los procesos más determinantes en la transformación del paisaje, generando pérdida de vegetación natural, fragmentación de hábitats y deterioro de los servicios ecosistémicos (Abebe et al., 2022). Estas modificaciones están estrechamente vinculadas con la expansión agrícola, la urbanización y la intensificación de actividades humanas, lo que ha provocado cambios profundos en la estructura ecológica de diversas regiones del mundo. Paralelamente, el cambio climático altera los patrones de temperatura y precipitación, incrementa la frecuencia de eventos extremos y afecta directamente la distribución, productividad y resiliencia de los ecosistemas forestales (Lindner et al., 2010). La evidencia internacional muestra que la combinación de CUS y CC aumenta la sensibilidad del paisaje y genera patrones complejos de riesgo ecológico, especialmente en áreas donde las presiones antrópicas son intensas (Wang et al., 2024).

Estudios realizados en Asia, África y Europa demuestran que la interacción entre actividad humana y cambio climático produce escenarios de alta vulnerabilidad ecológica, caracterizados por fragmentación, pérdida de cobertura forestal y disminución de la estabilidad del paisaje (Wang et al., 2021; Li et al., 2023). Estas investigaciones subrayan la necesidad de evaluar el riesgo ecológico integrando tanto la dinámica histórica del uso de suelo como las proyecciones climáticas futuras.

En México, la evidencia confirma tendencias similares. Investigaciones sobre CUS muestran que la degradación forestal se ha intensificado en las últimas décadas debido a la expansión agrícola, la urbanización irregular y el cambio demográfico, provocando pérdidas significativas de cobertura en bosques templados, selvas y ecosistemas de zonas áridas (Franco Maass et al., 2006). Asimismo, la revisión sistemática de De Alba Rosano et al. (2020) revela que, aunque los estudios sobre CUS han aumentado, la mayoría se concentran en

regiones específicas y no cubren adecuadamente la diversidad ecológica del país.

Por otro lado, se ha documentado que las regiones áridas y semiáridas del país presentan una elevada exposición a eventos climáticos extremos como sequías, heladas y lluvias torrenciales, los cuales interactúan con procesos de degradación del suelo y exacerbación del riesgo ambiental (López-Teloxa y Monterroso-Rivas, 2024). Aunque existen análisis aislados de vulnerabilidad climática o de CUS, todavía no se cuenta con una evaluación que integre ambos factores para caracterizar el riesgo ecológico a escala nacional. Esta ausencia constituye una brecha crítica que limita la anticipación de zonas forestales vulnerables y la planeación territorial frente a escenarios futuros de cambio global.

1.3. Justificación

Evaluar el riesgo ecológico bajo un enfoque integrado permite identificar áreas donde los ecosistemas son más vulnerables a transformaciones futuras, proporcionando información clave para priorizar acciones de conservación, restauración y manejo adaptativo. México carece de una herramienta nacional que clasifique el riesgo ecológico combinando la amenaza por cambio de uso de suelo y la vulnerabilidad derivada del cambio climático. Este estudio atiende esta brecha de conocimiento mediante un sistema de clasificación espacial replicable y basado en evidencia.

1.4. Objetivo general

Desarrollar un sistema de clasificación de riesgo ecológico que evalúe de manera integral el cambio de uso de suelo y el cambio climático en los bosques de México, con el propósito de identificar las zonas forestales más expuestas a la pérdida de cobertura.

1.5. Objetivos específicos

1. Clasificar el uso de suelo en México de 2009 a 2018 y proyectar su dinámica a 2060, con redes neuronales y aprendizaje automático, con el

fin de identificar los cambios y las transiciones potenciales a través del tiempo.

2. Clasificar el impacto potencial del cambio climático sobre los bosques de México, a partir de las variables climáticas (temperatura y precipitación), proyectadas bajo los modelos MPI, HadGEM y MIROC con el fin de cuantificar categorías de vulnerabilidad.
3. Construir un sistema de clasificación de riesgo ecológico que integre las amenazas derivadas del cambio de uso de suelo y la exposición de los ecosistemas al cambio climático, para identificar las áreas forestales con mayor riesgo de pérdida de cobertura en México.

.

1.6. Preguntas de investigación

¿Cómo han cambiado las principales categorías de uso y cobertura del suelo en México entre 2009 y 2018, y cuáles son las tendencias proyectadas hacia 2030 y 2060?

¿Cuáles son las anomalías de temperatura y precipitación proyectadas para el periodo 2081–2100 por los modelos climáticos seleccionados, y qué implicaciones tienen para los ecosistemas forestales?

¿Cómo interactúan las amenazas derivadas del cambio de uso de suelo y la vulnerabilidad por cambio climático para modificar las tendencias de pérdida futura de la cobertura forestal en México?

¿De qué manera puede integrarse la información espacial de ambos componentes para construir un sistema de clasificación del riesgo ecológico a escala nacional?

¿Cuáles son las zonas forestales que presentan los niveles más altos de riesgo ecológico bajo un enfoque integrado de cambio de uso de suelo y variabilidad climática?

1.7. Hipótesis

La integración del cambio de uso de suelo y del cambio climático permite identificar mayores niveles de riesgo ecológico en los ecosistemas forestales de México bajo escenarios futuros.

1.8. Organización de la tesis

La presente tesis se estructura en cuatro capítulos, además de los apartados introductorios y complementarios.

El Capítulo I, Introducción General, presenta el contexto del problema, los antecedentes teóricos, la justificación, las preguntas de investigación, la hipótesis y los objetivos del estudio.

El Capítulo II, Revisión de literatura, integra los fundamentos conceptuales relacionados con el cambio de uso de suelo, el cambio climático, la dinámica del paisaje y las aproximaciones utilizadas para evaluar el riesgo ecológico. Este capítulo establece el marco científico que sustenta la metodología y los análisis desarrollados en los capítulos posteriores.

El Capítulo III corresponde al primer artículo científico, enfocado en el análisis y modelación espacial del cambio de uso de suelo en México. En este capítulo se describen los procedimientos utilizados para obtener las tendencias de cambio entre 2009 y 2018, así como las proyecciones territoriales a 2030 y 2060 generadas mediante el Land Change Modeler, cadenas de Márkov y redes neuronales. Se presentan y discuten los resultados asociados a la dinámica de cambio, la permanencia y las transiciones entre categorías de cobertura.

El Capítulo IV corresponde al segundo artículo científico, en el cual se desarrolla y aplica un sistema de clasificación del riesgo ecológico basado en la integración del cambio de uso de suelo y del cambio climático. Este capítulo incluye la estimación de anomalías climáticas, la construcción de la matriz de riesgo ecológico y la identificación de zonas forestales con mayor nivel de riesgo bajo escenarios futuros. Asimismo, discute las implicaciones ecológicas y de manejo derivadas de los resultados.

Finalmente, se presentan las Conclusiones generales, que sintetizan los principales aportes de la investigación y formulan recomendaciones para la

gestión, conservación y planificación del territorio ante escenarios de cambio global.

1.9. Literatura citada

- Abebe, G., Getachew, D., y Ewunetu, A. (2022). Analysing land use/land cover changes and its dynamics using remote sensing and GIS in Gubalafito district, Northeastern Ethiopia. *SN Applied Sciences*, 4(1). <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04915-8>
- Challenger. (2009). *Capital natural de México: Estado de conservación y tendencias de cambio*.
- Cushman, S. A., Macdonald, E. A., Landguth, E. L., Malhi, Y., y Macdonald, D. W. (2017). Multiple-scale prediction of forest loss risk across Borneo. *Landscape Ecology*, 32(8). <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0520-0>
- De Alba Rosano, C. F., Ceccon, E., Romero-Calcerrada, R., y Rosete-Vergés, F. (2020). Revisión sistemática de cuarenta años de análisis de cambio de uso del suelo en México mediante sistemas de información geográfica. *Revista de Geografía Espacios*, 10(20). <https://doi.org/10.25074/07197209.20.1740>
- Fan, H., Si, Q., Dong, W., Lu, G., y Liu, X. (2023). Land Use Change and Landscape Ecological Risk Prediction in Urumqi under the Shared Socio-Economic Pathways and the Representative Concentration Pathways (SSP-RCP) Scenarios. *Sustainability (Switzerland)*, 15(19). <https://doi.org/10.3390/su151914214>
- Franco Maass S, Regil García H, González Esquivel C, y Nava Bernal G. (2006). Cambio de uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Nevado de Toluca, México, en el periodo 1972-2000. *Investigaciones Geográficas, Boletín de Instituto de Geografía, UNAM*, 61, 38–57. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112006000300004
- Guo, J., Li, F. Y., Tuvshintogtokh, I., Niu, J., Li, H., Shen, B., y Wang, Y. (2024). Past dynamics and future prediction of the impacts of land use cover change and climate change on landscape ecological risk across the Mongolian plateau. *Journal of Environmental Management*, 355. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120365>
- Li, W., Lin, Q., Hao, J., Wu, X., Zhou, Z., Lou, P., y Liu, Y. (2023). Landscape Ecological Risk Assessment and Analysis of Influencing Factors in Selenga River Basin. *Remote Sensing 2023, Vol. 15, Page 4262*, 15(17), 4262. <https://doi.org/10.3390/RS15174262>
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J., Seidl, R., Delzon, S., Corona, P., Kolström, M., Lexer, M. J., y Marchetti, M. (2010). Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European

- forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 698–709.
<https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2009.09.023>
- López-Teloxa, L. C., y Monterroso-Rivas, A. I. (2024). Intensidad en los cambios de uso de suelo en México (2001-2018). *Investigaciones Geográficas*, 115.
<https://doi.org/10.14350/RIG.60878>
- Santibáñez-Andrade, G., Valdez-Lazalde, J. R., y Guerra-Martínez, F. (2023). Análisis multitemporal de la degradación de los bosques de encino y oyamel en la Cuenca de México (1993-2014). *Madera y Bosques*, 29(1).
<https://doi.org/10.21829/myb.2023.2912323>
- Shi, H., Yang, Z., Han, F., Shi, T., y Li, D. (2015). Assessing landscape ecological risk for a world natural heritage site: A case study of Bayanbulak in China. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(1), 269–283.
<https://doi.org/10.15244/pjoes/28685>
- Wang, Q., Zhang, P., Chang, Y., Li, G., Chen, Z., Zhang, X., Xing, G., Lu, R., Li, M., y Zhou, Z. (2024). Landscape pattern evolution and ecological risk assessment of the Yellow River Basin based on optimal scale. *Ecological Indicators*, 158.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111381>
- Wang, S. W., Munkhnasan, L., y Lee, W. K. (2021). Land use and land cover change detection and prediction in Bhutan's high altitude city of Thimphu, using cellular automata and Markov chain. *Environmental Challenges*, 2, 100017.
<https://doi.org/10.1016/J.ENVC.2020.100017>

CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Cambio de uso de suelo y deforestación

La deforestación se considera un proceso provocado por la actividad humana centrada en la tala de árboles y en las quemas, en la que se va destruyendo toda la cobertura forestal de cualquier tipo de medio ambiente, ya sea por motivos de industria maderera, así como por la obtención de suelos para la agricultura o bien para fines de minería o ganadería (Cumbre Pueblos, 2017). A escala global, la deforestación y la degradación de bosques son reconocidas como uno de los motores más importantes del cambio ambiental global, al alterar la biodiversidad, el ciclo del carbono y los servicios ecosistémicos que sostienen el bienestar humano (Vitousek et al., 2008).

Las evaluaciones de la FAO muestran que el mundo ha perdido una parte considerable de su cobertura forestal a lo largo de los siglos, pero es a partir del siglo XX cuando la deforestación se intensifica y alcanza cifras alarmantes. Se estima que entre 1990 y 2020 se perdieron alrededor de 420 millones de hectáreas de bosques a causa de la deforestación, aunque la tasa se ha reducido de manera gradual: de 15.8 millones de ha por año en 1990–2000 a 10.2 millones de ha por año en 2015–2020. Más del 90 % de la deforestación registrada en el periodo 1990–2020 ocurrió en regiones tropicales (FAO, 2021). Estudios basados en teledetección de alta resolución reportan que, entre 2000 y 2012, se perdieron 2.3 millones de km² de bosque y se ganaron 0.8 millones de km², lo cual confirma una pérdida neta importante, concentrada principalmente en los trópicos (Hansen et al., 2013).

Aunque en algunos países se observa un aumento relativo de cobertura forestal debido a la regeneración secundaria o programas de plantaciones, una parte muy importante de los bosques del mundo se encuentra degradada. Se ha estimado que alrededor del 60 % de los bosques globales están sometidos a distintos grados de degradación, y que la sola estadística de “superficie forestal” no refleja la pérdida de biodiversidad ni de servicios ecosistémicos clave (Chazdon, 2008). En este contexto, la transformación del uso del suelo, particularmente la conversión de bosques y selvas para agricultura, ganadería, infraestructura o expansión urbana, se reconoce como una de las alteraciones humanas más sustanciales del sistema terrestre (Vitousek et al., 2008).

En las últimas décadas, los patrones tradicionales de deforestación asociados a la agricultura de subsistencia han ido cediendo paso a procesos cada vez más ligados a la urbanización y al comercio agrícola internacional. Defries et al. (2010) muestran que la pérdida de bosques en el siglo XXI se correlaciona positivamente con el crecimiento de la población urbana y con las exportaciones de productos agrícolas, mientras que el crecimiento de la población rural ya no está directamente asociado con las tasas de deforestación. Esto indica que las demandas urbanas e internacionales de alimentos, productos pecuarios y materias primas agrícolas se han convertido en los principales impulsores de la deforestación en muchos países tropicales.

2.1.1. Deforestación y cambio de uso de suelo en México

En México, los procesos de deforestación y cambio de uso de suelo han tenido impactos particularmente severos sobre los bosques y selvas, sobre todo en las regiones tropicales. La destrucción de los bosques tropicales de México y Centroamérica en las últimas décadas ha sido descrita como “trágica”, con reducciones estimadas de entre el 80 y 90 % de la superficie original en algunas zonas. Diversas actividades agrícolas, con énfasis en la ganadería extensiva, han disminuido la cobertura forestal, dejando solo una fracción de la vegetación original en forma de pequeños fragmentos aislados (Guevara et al., 2004).

A escala nacional, la evidencia sugiere que el factor de mayor impacto en la integridad de los ecosistemas es precisamente el uso de la tierra. Challenger (2009) señala que hacia 1976 la cobertura original total del país se había reducido en 38 %, y que hacia 1993 esta solo cubría el 54 % de su extensión original. Para 2002 se estimaba que la superficie arbolada representaba, como máximo, alrededor del 38 % de su cobertura original, siendo la vegetación asociada a las selvas tropicales la más impactada. Gran parte de la vegetación remanente se encuentra fragmentada y en diversos estados de conservación, predominando la vegetación secundaria.

Todos los ecosistemas se han visto afectados y se han realizado investigaciones por ecosistema y por región. Por ejemplo, Santibáñez-Andrade et al. (2023) mencionan que la cobertura vegetal de los bosques de encino y oyamel se ha ido degradando con el paso del tiempo; sin embargo, también muestra la recuperación debido a la revegetación pasiva que contrarresta en parte la pérdida de vegetación. En la Sierra Madre Oriental, Castro-Navarro et al. (2017) encontraron que entre 1989, 2000 y 2005 se presentaron cambios importantes en todas las coberturas de vegetación de su área de estudio, con pérdidas significativas de coberturas naturales superiores a 30 000 ha siendo las selvas secas y los matorrales las más afectadas, y relacionaron esta dinámica con la fragmentación del paisaje y la distribución potencial de la avifauna.

El cambio de uso de suelo no solo afecta a bosques templados y selvas, sino también a las zonas forestales áridas y semiáridas. Pontifes et al. (2018) documentan que entre 2002 y 2011 las ecorregiones áridas y semiáridas de México perdieron 22 930 km² de vegetación natural, principalmente por expansión agrícola, ganadera y de asentamientos humanos. El altiplano mexicano fue la ecorregión con mayor porcentaje de cambio, seguida de Tamaulipas, Tehuacán–Cuicatlán, Sonora y Chihuahua. En conjunto, estos estudios muestran que la pérdida y degradación de la cobertura forestal afecta tanto a ecosistemas templados y húmedos como a ecosistemas secos, con implicaciones ecológicas y sociales de gran alcance.

Desde una perspectiva conceptual, el cambio de uso del suelo se entiende como la dinámica de las prácticas de apropiación del territorio, estrechamente vinculada con procesos como el manejo (o sobreexplotación) de ecosistemas, la pérdida o disminución de hábitat, la fragmentación del paisaje, la deforestación, la degradación forestal y, en general, el cambio global (Velázquez et al., 2014). En el caso mexicano, múltiples investigaciones han demostrado que las actividades humanas, especialmente la expansión agrícola, ganadera, urbana e industrial, son las principales responsables de la pérdida de cobertura forestal (Bocco et al., 2001; Galván Fernández y Guadarrama Brito, 2018; García-Gil et al., 2020; Pontifes et al., 2018).

2.1.2. Causas de la deforestación y del cambio de uso de suelo

Las causas de la deforestación en México son múltiples, históricas y estructurales. Tradicionalmente, el aumento de la población y la necesidad de satisfacer requerimientos básicos de subsistencia han sido señalados como factores centrales, tal como se ha documentado en ejidos de la Selva Lacandona, donde la expansión de la agricultura y la ganadería está asociada a cambios profundos en el paisaje forestal (Ríos Quiroz et al., 2021). No obstante, las políticas públicas y programas gubernamentales también pueden incentivar, de manera indirecta o incluso directa, la deforestación. Un ejemplo reciente es el programa Sembrando Vida, operativo desde 2018, que en ciertos contextos ha promovido el desmonte de vegetación previamente conservada para establecer sistemas agroforestales o plantaciones, generando impactos adversos en el manejo de los recursos naturales y en el desarrollo socioeconómico local (Cortez Egremy et al., 2022).

A escala global, se ha observado que las causas contemporáneas de la deforestación trascienden el ámbito rural local y responden de manera creciente a la demanda urbana e internacional de productos agrícolas y pecuarios (Defries et al., 2010). En México, este patrón se refleja en la expansión de monocultivos, la apertura de nuevas áreas ganaderas, la construcción de infraestructura y la

expansión de asentamientos humanos, procesos de difícil reversión que transforman la cobertura forestal en distintas regiones del país.

2.1.3. Consecuencias de la deforestación vinculadas al sector forestal

Los bosques desempeñan un papel fundamental en la regulación del clima, el ciclo hidrológico, la conservación de la biodiversidad y el sustento de comunidades rurales. Aproximadamente el 25 % de las emisiones globales de gases de efecto invernadero proviene del sector de la tierra, que representa la segunda fuente de emisiones después del sector energético. Cerca de la mitad de estas emisiones están asociadas con la deforestación y la degradación de los bosques (Kunte y Bhat, 2024). En la misma línea, el IPCC ha estimado que la deforestación contribuye con hasta un 10 % de las emisiones antropogénicas de dióxido de carbono, reforzando el calentamiento global y sus impactos asociados.

La deforestación y el cambio de uso de suelo generan, además, consecuencias locales y regionales como pérdida de hábitat, disminución de la conectividad del paisaje, erosión de suelos, alteración de los procesos hidrológicos y mayor vulnerabilidad de las comunidades humanas ante fenómenos climáticos extremos. Estudios recientes muestran que la deforestación inducida por la agricultura no solo contribuye al cambio climático, sino que puede retroalimentar negativamente la propia producción agrícola, al aumentar la exposición de los cultivos a sequías, olas de calor y otras perturbaciones climáticas (Kunte y Bhat, 2024). Estos efectos son particularmente relevantes en países como México, donde una parte importante de la población depende de los recursos forestales y de la agricultura de temporal, y donde la interacción entre deforestación y cambio climático contribuye a intensificar la vulnerabilidad socioecológica.

En síntesis, la evidencia internacional y nacional coincide en que la deforestación y el cambio de uso de suelo, impulsados principalmente por actividades agrícolas, ganaderas, urbanas e infraestructurales, han transformado profunda y aceleradamente la cobertura forestal en el mundo y en México. Comprender la dinámica espacial y temporal de estos procesos, así como identificar las zonas

con mayor riesgo de pérdida de bosques, resulta esencial para diseñar estrategias de conservación, manejo y restauración, y para cumplir con los compromisos internacionales de reducción de emisiones derivados de la deforestación y degradación forestal (REDD+), especialmente en países en desarrollo (Cushman et al., 2017).

2.2. Cambio climático y ecosistemas forestales

El cambio climático se ha consolidado como la principal amenaza ambiental global del siglo XXI, al afectar de manera directa e indirecta a la atmósfera, los océanos, el agua dulce, los suelos y la biosfera (Fan et al., 2023). Diversas evaluaciones científicas han demostrado que el calentamiento del sistema climático es inequívoco: la atmósfera y el océano se han calentado, los volúmenes de nieve y hielo han disminuido, el nivel medio del mar se ha elevado y las concentraciones de gases de efecto invernadero han aumentado desde mediados del siglo XX, sin precedentes en escalas de décadas a milenios (Steffen et al., 2007; Stocker et al., 2013).

El Sexto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental para el cambio climático (IPCC) subraya que los impactos del cambio climático sobre ecosistemas y sociedades humanas ya son observables y se intensificarán con mayores niveles de calentamiento. Actualmente, entre 3,300 y 3,600 millones de personas viven en contextos de alta vulnerabilidad al cambio climático, y muchos sistemas naturales están acercándose o superando sus límites de adaptación, generando daños que en algunos casos son irreversibles (OECC, 2022). Los eventos extremos son más frecuentes e intensos, y se proyecta que los riesgos climáticos múltiples ocurran de manera simultánea e interactúen con otros factores no climáticos, incrementando el riesgo global y los efectos en cascada (OECC, 2022).

En este contexto, los ecosistemas forestales ocupan un lugar central por su doble papel: por un lado, regulan el clima a través de la captura y almacenamiento de carbono, la regulación del ciclo hidrológico y la influencia en el albedo y los flujos

de energía; por otro, son altamente sensibles a los cambios en temperatura, precipitación y frecuencia de eventos extremos. Aproximadamente un 25 % de las emisiones globales de gases de efecto invernadero se asocia a la agricultura, la silvicultura y otros cambios en el uso del suelo y cerca de la mitad de estas emisiones se relaciona con la deforestación y la degradación de bosques (FAO, 2024; Kunte y Bhat, 2024). La pérdida y degradación de la cobertura forestal contribuye así al aumento de CO₂ atmosférico, reforzando el cambio climático, al tiempo que los bosques se vuelven más vulnerables a sus efectos, generando un círculo vicioso entre deforestación y calentamiento global.

El cambio climático afecta a los ecosistemas forestales a través de múltiples mecanismos. Entre los más relevantes se encuentran las alteraciones en la distribución potencial de las especies y tipos de vegetación, los cambios en la fenología, el aumento de la frecuencia e intensidad de incendios forestales, la mayor incidencia de plagas y enfermedades, así como las sequías más prolongadas y eventos de mortalidad masiva de árboles. El IPCC señala que el cambio climático ya ha alterado ecosistemas terrestres, de agua dulce y marinos en todo el mundo, provocando impactos observables en la productividad, la composición de especies y la estructura de las comunidades (OECC, 2022). En este sentido, los bosques templados fríos y semicálidos se consideran especialmente sensibles a los incrementos de temperatura y a los cambios en el régimen hídrico, mientras que algunos bosques tropicales secos y matorrales espinosos, con afinidades más cálidas, podrían expandirse bajo ciertos escenarios climáticos (Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez, 2003).

En México, el clima es un factor clave en la distribución de los patrones bióticos de los ecosistemas forestales, y al mismo tiempo la propia vegetación influye en la variabilidad climática a través de su cobertura y estructura (García Hernández et al., 2020). Diversos estudios han mostrado que el cambio climático puede modificar de manera significativa la distribución potencial de los tipos de vegetación y de las especies clave. Por ejemplo, Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez (2003) estiman que alrededor de 67 % de los bosques templados actuales, que

representan cerca del 17 % del territorio nacional, podrían verse afectados bajo escenarios de calentamiento, mientras que entre 73 y 74 % del matorral xerófito, que cubre aproximadamente 30 % del país, podría experimentar cambios importantes, dependiendo del escenario climático considerado.

Otros trabajos destacan los impactos potenciales del cambio climático sobre la diversidad vegetal y la resiliencia de los ecosistemas. Valdés-Vásquez y Monroy Ata (2023) señalan que el incremento de temperatura y la intensificación de las sequías prolongadas pueden reducir las poblaciones y eventualmente ocasionar la pérdida de especies, especialmente en zonas áridas y semiáridas del norte de México. De manera similar, Ovando-Hidalgo et al. (2020) reportan que, bajo los escenarios RCP 4.5 y 8.5, la distribución potencial de especies clave en la vegetación de duna costera de la península de Yucatán se vería notablemente afectada, incrementando el riesgo sobre áreas actualmente definidas como prioritarias para la conservación de ecosistemas costeros.

La interacción entre cambio climático y transformación del uso del suelo agrava aún más la situación de los ecosistemas forestales. La deforestación, la fragmentación del hábitat y la degradación de los bosques reducen la capacidad de las comunidades vegetales para responder a cambios rápidos en temperatura y precipitación, al limitar la conectividad del paisaje, restringir las rutas de migración de especies y disminuir la variabilidad genética disponible para la adaptación. El IPCC enfatiza que la vulnerabilidad de los ecosistemas al cambio climático está fuertemente condicionada por factores de degradación previa, uso insostenible de la tierra y desigualdad socioeconómica (OECC, 2022), lo cual es particularmente relevante en México, donde amplias áreas forestales presentan presiones simultáneas de deforestación, sobreexplotación y cambio climático.

Frente a este panorama, la gestión forestal sostenible y las estrategias de adaptación adquieren un papel estratégico. Iniciativas de manejo forestal orientadas a reducir la deforestación y la degradación, favorecer la regeneración natural, diversificar las especies y estructuras de los bosques, y fortalecer la conectividad del paisaje pueden contribuir a incrementar la resiliencia de los

ecosistemas forestales al cambio climático (Chazdon, 2008; Chow et al., 2013). El propio IPCC subraya que la adaptación reduce los riesgos climáticos y la vulnerabilidad de los sistemas naturales y humanos, y que, junto con la mitigación, constituye una de las dos respuestas esenciales al cambio climático (Chazdon, 2008). Sin embargo, también advierte que las posibilidades de adaptación no son ilimitadas y que muchos sistemas se acercan a límites duros de adaptación, más allá de los cuales los cambios serían irreversibles (Chazdon, 2008).

El cambio climático ya está afectando a los ecosistemas forestales del mundo y de México, y se espera que estos impactos se intensifiquen en las próximas décadas. La combinación de cambio climático y cambio de uso de suelo constituye un factor clave en la transformación de los bosques, al modificar su estructura, composición y funciones, y al incrementar el riesgo ecológico para las especies y los servicios ecosistémicos que proveen. Comprender estas interacciones es fundamental para evaluar la vulnerabilidad de los bosques mexicanos y para diseñar estrategias de conservación, manejo y restauración acordes con los desafíos ambientales del siglo XXI.

2.2.1. Modelos climáticos (GCM) y escenarios socioeconómicos (SSP–RCP)

La evaluación de los impactos del cambio climático sobre los ecosistemas forestales requiere el uso de Modelos de Circulación General (GCM) y de escenarios estandarizados que describen posibles futuros socioeconómicos y de emisiones. Este análisis se sustenta en tres modelos climáticos del Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6), junto con el marco integrado SSP-RCP, con el propósito de representar un rango amplio de sensibilidad climática y de incertidumbre asociada a las proyecciones futuras.

El marco CMIP constituye uno de los pilares metodológicos de la ciencia del clima, al coordinar de manera global la producción, comparación y distribución de simulaciones climáticas. En su sexta fase (CMIP6), busca comprender mejor los

cambios climáticos pasados, presentes y futuros derivados tanto de la variabilidad natural como de los forzamientos radiativos lo que permite evaluar la sensibilidad climática, la variabilidad interna y la respuesta transitoria del sistema climático (Eyring et al., 2015).

Modelos climáticos seleccionados

El análisis se basa en tres modelos del CMIP6, elegidos para abarcar la diversidad estructural que caracteriza a los GCM y representar distintos niveles de sensibilidad climática: uno de sensibilidad alta (HadGEM3-GC31), uno intermedio (MIROC6) y uno más conservador (MPI-ESM1-2HR).

HadGEM3-GC31

HadGEM3-GC31 incorpora esquemas avanzados de microfísica de nubes y aerosoles. Estas mejoras explican que las diferencias en retroalimentaciones radiativas entre versiones del modelo sean controladas por los esquemas de nubes de fase mixta y por la interacción aerosol-nube (Bodas-Salcedo et al., 2019). Este modelo tiende a proyectar escenarios más cálidos, por lo que resulta adecuado para representar condiciones de riesgo climático elevado.

MIROC6

MIROC6 presenta mejoras sustanciales respecto a su versión anterior, MIROC5. Se ha constatado que la reproducibilidad del clima medio y de la variabilidad interna en MIROC6 es mejor que en MIROC5 (Tatebe et al., 2019). Se destaca por su adecuada simulación del ciclo hidrológico, los monzones, la Madden-Julian Oscillation (MJO) y teleconexiones tropicales. Posee una sensibilidad climática efectiva de 2.6 K, con forzamiento de 3.7 W/m² (Tatebe et al., 2019).

MPI-ESM1-2HR

El modelo MPI-ESM del Instituto Max Planck es reconocido por su estabilidad oceánica y por presentar una sensibilidad climática menor en comparación con HadGEM3. Simula de manera realista la variabilidad multidecadal del Atlántico y

presenta sesgos reducidos en temperatura superficial global (Müller et al., 2018). Este modelo representa el extremo “conservador” del conjunto.

Los anteriores tres modelos permiten capturar la incertidumbre estructural entre modelos, recomendación central en la literatura científica: las diferencias en formulación, inicialización y condiciones de frontera de los GCM afectan significativamente las proyecciones climáticas (Tebaldi y Knutti, 2007). El conjunto multimodelo es científicamente más robusto que depender de un solo modelo.

2.2.2. Vías de concentración representativas (RCP)

Las RCP constituyen trayectorias estandarizadas del incremento del forzamiento radiativo hacia el año 2100, expresadas en W/m^2 . Estas vías fueron desarrolladas inicialmente en CMIP5 y continúan vigentes como referencia en CMIP6. Las RCP representan futuros posibles bajo distintos niveles de emisiones, desde escenarios de mitigación fuerte hasta escenarios de altas emisiones (Romero Sánchez y Romero Sánchez, 2016). El uso de RCP permite evaluar respuestas bioclimáticas bajo condiciones coherentes de calentamiento global, incluyendo cambios en temperatura, precipitación y frecuencia de eventos extremos.

2.2.3. Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (SSP)

Las SSP representan la forma más reciente de modelización para el cambio climático; sus características permiten evaluar los cambios sociales y físicos y la recursividad entre estas dimensiones (Escoto Castillo et al., 2017). Los SSP constituyen un marco interdisciplinario para describir futuros socioeconómicos plausibles. Cada SSP combina narrativas cualitativas con proyecciones cuantitativas que incluyen población, urbanización, economía, tecnología e instituciones (Ebi et al., 2014). Además, los SSP describen diferentes niveles de desafíos para la mitigación y la adaptación, lo que permite analizar futuros contrastantes en un marco común (Riahi et al., 2017).

Los SSP se combinan con los RCP en el marco CMIP6 a través del ScenarioMIP, que integra forzamiento radiativo y trayectorias socioeconómicas para generar espacios completos: ScenarioMIP facilita la investigación integrada sobre impactos y políticas climáticas combinando SSP y RCP (Eyring et al., 2015).

2.2.4. Relevancia del conjunto GCM + SSP–RCP para esta investigación

La integración del conjunto de modelos climáticos CMIP6 con los escenarios SSP–RCP permite estimar condiciones futuras de temperatura y precipitación coherentes con diversos niveles de desarrollo, mitigación y adaptación. Esto resulta crítico para evaluar el riesgo ecológico combinado en ecosistemas forestales de México, ya que las respuestas de cada tipo de bosque dependen tanto del clima proyectado como de su exposición a procesos de cambio de uso de suelo.

2.3. Riesgo ecológico

El concepto de riesgo ecológico se fundamenta en el marco general adoptado por el IPCC que lo define como el resultado de la interacción entre peligros climáticos, la exposición y la vulnerabilidad de los sistemas afectados (IPCC, 2014). En este marco, la vulnerabilidad se entiende como la combinación de sensibilidad o susceptibilidad al daño y la capacidad de adaptación o respuesta del sistema ecológico, mientras que la exposición describe la presencia de ecosistemas, especies o funciones en lugares donde pueden verse afectados

Este marco fue retomado y aplicado específicamente a ecosistemas en la guía *Climate Risk Assessment for Ecosystem-Based Adaptation*, donde se establece que el riesgo climático es el resultado de un proceso que integra peligros climáticos, exposición de los sistemas ecológicos y vulnerabilidad, entendida como la combinación de sensibilidad y capacidad adaptativa (GIZ et al., 2018). Por su parte el informe técnico del IPCC AR6 (IPCC, 2022) enfatiza que los ecosistemas están cada vez más expuestos a riesgos crecientes derivados del cambio climático, los cuales se manifiestan en una mayor intensidad y pérdida de funciones ecosistémicas.

Desde la perspectiva ecológica, Hunsaker et al. (1990) definen el riesgo ecológico regional como el efecto potencial de un disturbio ambiental sobre recursos ecológicos valiosos, subrayando que esta evaluación debe integrar explícitamente la incertidumbre, la heterogeneidad del paisaje, la conectividad del hábitat y la dinámica espacial. Este enfoque señala que las características internas del ecosistema (estructura, composición, patrones espaciales) influyen profundamente en el nivel de riesgo, incluso bajo un mismo peligro externo.

Complementariamente, De Lange et al. (2010) argumentan que la vulnerabilidad ecológica es un atributo multinivel, que debe evaluarse desde organismos hasta ecosistemas completos, considerando la sensibilidad biológica y la capacidad de recuperación ante perturbaciones.

El marco moderno de evaluación del riesgo ecológico incorpora también la interacción entre peligros naturales y actividades humanas. La literatura reciente sobre riesgo climático en ecosistemas forestales muestra que el aumento de temperatura, la intensificación de sequías y la mayor incidencia de plagas e incendios comprometen la estabilidad funcionamiento de los bosques (Anderegg et al., 2022). Además, múltiples estudios sobre riesgo del paisaje demuestran que las actividades humanas como: deforestación, expansión agrícola y fragmentación del hábitat, incrementan la vulnerabilidad ecológica al reducir la continuidad del bosque, aumentar los bordes y disminuir la resiliencia, lo que eleva el riesgo incluso en ausencia de peligros climáticos extremos (Cushman et al., 2017; Guo et al., 2024).

La literatura en evaluación ambiental sostiene que el riesgo ecológico es un fenómeno complejo, jerárquico y sistémico. Forbes y Galic (2016) destacan que las evaluaciones deben integrar procesos desde niveles subindividuales hasta servicios ecosistémicos, debido a la naturaleza estructuralmente interconectada de los sistemas ecológicos. Los enfoques holísticos de riesgo coinciden en que el riesgo no depende únicamente del peligro, sino también de las características internas del sistema y de su contexto ambiental y social. Evaluaciones como la de (Cardona, 2001) subrayan que el riesgo es un proceso dinámico, afectado

tanto por condiciones biofísicas como por factores de manejo, interacción humana, degradación ambiental y capacidad institucional.

La conceptualización científica del riesgo ecológico reconoce que este emerge de la interacción entre peligros climáticos, presiones humanas y propiedades internas del ecosistema, dentro de un sistema dinámico donde la vulnerabilidad depende de su estructura, resiliencia, funcionalidad y capacidad adaptativa (De Lange et al., 2010; GIZ et al., 2018; Hunsaker et al., 1990).

2.3.1. Tipos de riesgo ecológico

Riesgos derivados de peligros climáticos

Según el IPCC, el riesgo climático es aquel que surge de la combinación entre peligros climáticos (como olas de calor, sequías, precipitaciones extremas), la exposición del sistema ecológico y su vulnerabilidad (IPCC, 2014).

El informe técnico del AR6 (2022) señala que los ecosistemas forestales experimentan riesgos crecientes por incrementos de temperatura, reducción de humedad, intensificación de incendios, aparición de nuevas plagas y eventos extremos más frecuentes, lo que produce pérdidas en biomas, mortalidad, degradación y pérdida de servicios ecosistémicos.

Riesgo ecológico inducido por actividades humanas

Los peligros antropogénicos constituyen otro eje fundamental. Cardona (2001) destaca que el riesgo puede surgir también de presiones humanas como urbanización, infraestructura, degradación ambiental y uso intensivo del territorio, que incrementan la vulnerabilidad del sistema.

Los estudios de riesgo ecológico basados en paisaje coinciden en identificar actividades humanas como impulsores del riesgo, especialmente: deforestación, expansión agrícola, fragmentación del hábitat, construcción de caminos, cambio de uso del suelo, contaminación, sobreexplotación (Cushman et al., 2017; Guo et al., 2024). Estas presiones reducen la conectividad ecológica y debilitan la

resiliencia, aumentando el riesgo incluso sin un peligro climático extremo (Cushman et al., 2017; Guo et al., 2024).

Riesgo del Paisaje (Landscape Ecological Risk, LER)

El Riesgo Ecológico del Paisaje (LER) parte de la premisa de que el riesgo ecológico depende de la estructura espacial del paisaje, la intensidad de disturbios y la fragilidad de los patrones ecológicos. Guo et al. (2024) definen LER como: un riesgo emergente de la interacción entre la fragilidad ecológica del paisaje y la intensidad de disturbios provocados por actividades humanas o procesos naturales. Este índice se caracteriza por medirse mediante indicadores espaciales, como: índice de fragmentación, pérdida de cobertura natural, conectividad, dominancia de parches, diversidad del paisaje, exposición a disturbios humanos y cambios de uso del suelo en el tiempo. La evaluación multiescenario demuestra, además, que el riesgo del paisaje aumenta cuando los procesos antrópicos se aceleran, como se encontró en estudios de Hui et al. (2024) o el de Li et al. (2020).

Riesgo ecosistémico

Este tipo se enfoca en el deterioro de funciones y procesos ecológicos. De Lange et al. (2010) definen la vulnerabilidad ecológica como un atributo que emerge de la sensibilidad biológica, el umbral de tolerancia y la capacidad de recuperación, elementos que determinan el nivel de riesgo. Asimismo, la evaluación de vulnerabilidad ecológica depende de la sensibilidad del sistema y de su capacidad de recuperación ante disturbios, y debe evaluarse desde el nivel de organismos hasta ecosistemas completos (De Lange et al., 2010).

Algunos estudios como el de Gong et al. (2021) integran explícitamente el riesgo sobre los servicios ecosistémicos, reconociendo que el riesgo afecta: regulación climática, provisión de agua, control de erosión hábitat, de biodiversidad y almacenamiento de carbono. Cuando la estructura del paisaje se degrada, los

servicios ecosistémicos disminuyen y el riesgo ecológico aumenta simultáneamente (Gong et al., 2021).

Riesgo combinado

Los riesgos combinados ocurren cuando dos o más peligros (por ejemplo, cambio climático + cambio de uso de suelo) interactúan y amplifican sus efectos. El AR6 del IPCC menciona explícitamente que las interacciones entre peligros climáticos y presiones humanas crean riesgos sin precedentes para bosques, humedales, costas y sistemas de montaña (IPCC, 2022)

(Cushman et al., 2017) demuestran que la deforestación en Borneo, combinada con presiones económicas regionales, genera un riesgo ecológico que supera lo esperado si los factores actúan por separado. Cardona (2001) conceptualiza el riesgo como un proceso integral, sistémico y multidimensional, donde confluyen: amenaza, vulnerabilidad (física, social, económica, institucional), exposición, resiliencia, capacidades locales de gestión, interacción entre los elementos del sistema, entre otros.

El riesgo es un concepto complejo en el que convergen eventualidad, consecuencias y contexto, por lo que su análisis requiere integrar dimensiones físicas, sociales, económicas y ambientales (Cardona, 2001).

2.3.2. Componentes del riesgo ecológico

El riesgo ecológico se estructura a partir de cuatro componentes fundamentales: peligro, exposición, vulnerabilidad y resiliencia, cuya interacción determina el potencial de consecuencias adversas sobre un ecosistema. Este marco procede directamente de la definición establecida por el IPCC (2014), donde el riesgo es entendido como la interacción entre peligro, exposición y vulnerabilidad.

La guía para Evaluaciones de Riesgo Climático en Adaptación basada en Ecosistemas (EbA) aplica este marco específicamente a sistemas ecológicos, indicando que evaluar el riesgo implica analizar simultáneamente el peligro

climático, la ubicación de los ecosistemas en zonas expuestas y la vulnerabilidad derivada de su sensibilidad y capacidad adaptativa (GIZ et al., 2018).

Peligro (Hazard)

El peligro es el fenómeno potencialmente dañino al que se enfrenta un ecosistema. El IPCC AR6 distingue múltiples peligros climáticos: incremento de temperatura, sequías, precipitaciones extremas, incendios, plagas y eventos hidrometeorológicos, que generan impactos directos en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (IPCC, 2022). Además, los peligros también pueden provenir de procesos antrópicos, como deforestación, cambio de uso de suelo, pérdida de hábitat, expansión agrícola o construcción de infraestructura, todos identificados como fuentes de disturbio ecológico que elevan el riesgo (Cushman et al., 2017; Guo et al., 2024). Estos peligros alteran procesos como: conectividad ecológica, disponibilidad de agua, ciclos biogeoquímicos, productividad primaria y estabilidad de comunidades biológicas.

Exposición

La exposición describe la presencia de ecosistemas, especies o funciones ecológicas en lugares donde pueden estar sujetos a un peligro. El IPCC establece que un sistema está expuesto cuando se ubica dentro del área donde ocurren los peligros, como regiones de calentamiento acelerado, zonas susceptibles a sequías o áreas con expansión agrícola reciente (IPCC, 2014; IPCC, 2022).

En términos ecológicos, la exposición tiene una dimensión espacial y se relaciona con: el emplazamiento geográfico del ecosistema, su distribución altitudinal, su presencia en mosaicos altamente fragmentados, o su proximidad a disturbios humanos. Estudios de paisaje como los Wang et al. (2020), Cushman et al. (2017) y Guo et al. (2024) muestran que las áreas expuestas a expansión agrícola, caminos y fragmentación presentan mayor riesgo de degradación futura.

Vulnerabilidad

La vulnerabilidad es la propensión de un ecosistema a sufrir daño, y combina dos atributos: sensibilidad y capacidad adaptativa. El IPCC explica que un sistema con alta sensibilidad y baja capacidad adaptativa presenta un nivel elevado de vulnerabilidad (IPCC, 2014). Desde una perspectiva ecológica: De Lange et al. (2010) subraya que la vulnerabilidad ecológica depende de: la sensibilidad biológica, los umbrales ecológicos, la capacidad de recuperación, y la resiliencia funcional del ecosistema. Hunsaker et al. (1990) añaden que la vulnerabilidad también está influida por: la heterogeneidad del paisaje, la conectividad del hábitat, la fragmentación previa, y la presencia de disturbios acumulados.

El enfoque holístico de Cardona (2001) demuestra que la vulnerabilidad no es un atributo lineal, sino un estado dinámico afectado tanto por procesos ambientales como por presiones humanas persistentes.

Resiliencia

La resiliencia se refiere a la capacidad de un ecosistema de absorber perturbaciones, reorganizarse y mantener sus funciones esenciales. Aunque el IPCC aplica este concepto principalmente a sistemas socioecológicos, el AR6 reconoce que la resiliencia ecológica es relevante para determinar el riesgo, especialmente en ecosistemas forestales que enfrentan límites de tolerancia ante estrés acumulado (IPCC, 2022).

Forbes y Galic (2016) subrayan la necesidad de evaluar la resiliencia como parte del riesgo, dado que los impactos pueden escalar desde niveles suborganísmicos hasta poblacionales, comunitarios y de servicios ecosistémicos. Varios estudios de paisaje como el de Guo et al. (2024) y Xiao y Mao (2006) muestran que la resiliencia disminuye cuando el ecosistema pierde conectividad, sufre cambios abruptos de cobertura o se encuentra sometido a presiones intensas de uso del suelo.

2.4.Literatura citada

- Anderegg, W. R. L., Wu, C., Acil, N., Carvalhais, N., Pugh, T. A. M., Sadler, J. P., y Seidl, R. (2022). A climate risk analysis of Earth's forests in the 21st century. *Science*, 377(6610). <https://doi.org/10.1126/science.abp9723>
- Bocco, G., Mendoza, M., y Masera, O. R. (2001). La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geograficas*, 44. <https://doi.org/10.14350/rig.59133>
- Bodas-Salcedo, A., Mulcahy, J. P., Andrews, T., Williams, K. D., Ringer, M. A., Field, P. R., y Elsaesser, G. S. (2019). Strong Dependence of Atmospheric Feedbacks on Mixed-Phase Microphysics and Aerosol-Cloud Interactions in HadGEM3. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 11(6), 1735–1758. <https://doi.org/10.1029/2019MS001688>;CTYPE:STRING:JOURNAL
- Cardona, O. D. (2001). *La necesidad de repensar de manera holística los conceptos de vulnerabilidad y riesgo: Una crítica y una revisión necesaria para la gestión* [Ponencia]. *International Work-Conference on Vulnerability in Disaster Theory and Practice*, Disaster Studies of Wageningen University and Research Centre, Wageningen, Países Bajos.
- Chazdon, R. L. (2008). Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320(5882), 1458–1460. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1155365>
- Chow, J., Doria, G., Kramer, R., Schneider, T., y Stoike, J. (2013). Tropical forests under a changing climate and innovations in tropical forest management. *Tropical Conservation Science*, 6(3). <https://doi.org/10.1177/194008291300600302>
- Cortez Egremy, J. G., Baca del Moral, J., Uribe Gómez, M., Gómez Hernández, T., y Valdés Velarde, E. (2022). Multifuncionalidad de la agricultura como herramienta de análisis de políticas agrarias: El caso del programa Sembrando Vida en Chahuities, Oaxaca. *Acta Universitaria*, 32. <https://doi.org/10.15174/au.2022.3339>
- Cumbre Pueblos. (2017). *Deforestación: Qué es, causas y consecuencias*. 1.
- De Lange, H. J., Sala, S., Vighi, M., y Faber, J. H. (2010). Ecological vulnerability in risk assessment — A review and perspectives. *Science of The Total Environment*, 408(18), 3871–3879. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2009.11.009>
- Defries, R. S., Rudel, T., Uriarte, M., y Hansen, M. (2010). Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience* 2010 3:3, 3(3), 178–181. <https://doi.org/10.1038/ngeo756>

- Ebi, K. L., Hallegatte, S., Kram, T., Arnell, N. W., Carter, T. R., Edmonds, J., Kriegler, E., Mathur, R., O'Neill, B. C., Riahi, K., Winkler, H., van Vuuren, D. P., y Zwickel, T. (2014). A new scenario framework for climate change research: Background, process, and future directions. *Climatic Change*, 122(3), 363–372. <https://doi.org/10.1007/S10584-013-0912-3>
- Escoto Castillo, A., Sánchez Peña, L., y Gachuz Delgado, S. (2017). Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (SSP): nuevas maneras de comprender el cambio climático y social. *Estudios Demográficos y Urbanos*, 32(3), 669–693. <https://doi.org/10.24201/EDU.V32I3.1684>
- Eyring, V., Bony, S., Meehl, G. A., Senior, C., Stevens, B., Stouffer, R. J., y Taylor, K. E. (2015). Overview of the Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) experimental design and organisation. *Geoscientific Model Development Discussions*, 8(10), 10539–10583. <https://doi.org/10.5194/gmdd-8-10539-2015>
- FAO. (2021). *La expansión agrícola causa cerca del 90 % de la deforestación mundial*. <https://www.fao.org/newsroom/detail/cop26-agricultural-expansion-drives-almost-90-percent-of-global-deforestation/es>
- Forbes, V. E., y Galic, N. (2016). Next-generation ecological risk assessment: Predicting risk from molecular initiation to ecosystem service delivery. *Environment International*, 91, 215–219. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2016.03.002>
- García-Gil, G., Sosa-Escalante, J. E., Aguilar-Cordero, W. de J., Flores-Guido, J. S., Fernández Martínez, Y., García-Gil, G., Sosa-Escalante, J. E., Aguilar-Cordero, W. de J., Flores-Guido, J. S., y Fernández Martínez, Y. (2020). Cambio de uso del suelo en la Zona Sujeta a Conservación Ecológica Reserva Cuxtal, Mérida, Yucatán, México. *Investigaciones Geográficas*, 101. <https://doi.org/10.14350/RIG.59895>
- García Hernández, M., Pérez Magaña, A., Martínez Corona, B., y Gutiérrez Villalpando, V. (2020). Cambio de uso de suelo y variabilidad climática en Chiautzingo, Puebla, México. *Rev. Iberoam. Bioecon. Cambio Clim.*, 6(11). <https://doi.org/10.5377/ribcc.v6i11.9421>
- GIZ, EURAC, y UNU-EHS. (2018). *Climate Risk Assessment for Ecosystem-based Adaptation: A guidebook for planners and practitioners*. <https://ndcpartnership.org/knowledge-portal/climate-toolbox/climate-risk-assessment-ecosystem-based-adaptation-guidebook-planners-and-practitioners>
- Gong, J., Cao, E., Xie, Y., Xu, C., Li, H., y Yan, L. (2021). Integrating ecosystem services and landscape ecological risk into adaptive management: Insights from a western mountain-basin area, China. *Journal of Environmental Management*, 281, 111817. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2020.111817>
- Guevara, S., Laborde, J., y Sánchez-Ríos, G. (2004). *La Fragmentación. Los Tuxtlas: El Paisaje de La Sierra*.

- Guo, J., Li, F. Y., Tuvshintogtokh, I., Niu, J., Li, H., Shen, B., y Wang, Y. (2024). Past dynamics and future prediction of the impacts of land use cover change and climate change on landscape ecological risk across the Mongolian plateau. *Journal of Environmental Management*, 355. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120365>
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R. H. M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Justice, C. O., y Townshend, J. R. G. (2013). Observing the forest and the trees: the first high resolution global maps of forest cover change. *Science*. https://www.researchgate.net/publication/312446651_High-resolution_maps_of_21st-century_forest_cover_change
- Hunsaker, C. T., Graham, R. L., Suter li, G. W., O'Neill, R. V, Barnthouse, L. W., y Gardner, R. H. (1990). *Assessing Ecological Risk on a Regional Scale 1*.
- IPCC. (2014). Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (C. B. Field et al., Eds.). Cambridge University Press.
- IPCC. (2022). Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (H.-O. Pörtner et al., Eds.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009325844>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2024). *Manejo forestal sostenible para la reducción de la deforestación y sus emisiones asociadas*. FAO. Kunte, G., y Bhat, V. (2024). Deforestation, Climate Change and the Sustainability of Agriculture: A Review. *Journal of Resources and Ecology*, 15(1). <https://doi.org/10.5814/j.issn.1674-764x.2024.01.012>
- Müller, W. A., Jungclaus, J. H., Mauritsen, T., Baehr, J., Bittner, M., Budich, R., Bunzel, F., Esch, M., Ghosh, R., Haak, H., Ilyina, T., Kleine, T., Kornblueh, L., Li, H., Modali, K., Notz, D., Pohlmann, H., Roeckner, E., Stemmler, I., ... Marotzke, J. (2018). A Higher-resolution Version of the Max Planck Institute Earth System Model (MPI-ESM1.2-HR). *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 10(7), 1383–1413. <https://doi.org/10.1029/2017MS001217>
- OECC. (2022). *Cambio Climático: Impactos, Adaptación y Vulnerabilidad. Guía Resumida del Sexto Informe de Evaluación del IPCC (Grupo II)*. <http://publicacionesoficiales.boe.es/>
- Ovando-Hidalgo, N., Tun-Garrido, J., Mendoza-González, G., y Parra-Tabla, V. (2020). Efecto del cambio climático en la distribución de especies clave en la vegetación de duna costera en la península de Yucatán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91(0). <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.2883>
- Pontifes, P. A., García-Meneses, P. M., Gómez-Aíza, L., Monterroso-Rivas, A. I., y Caso-Chávez, M. (2018). Land use/land cover change and extreme climatic

- events in the arid and semi-arid ecoregions of Mexico. *Atmosfera*, 31(4).
<https://doi.org/10.20937/ATM.2018.31.04.04>
- Riahi, K., van Vuuren, D. P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'Neill, B. C., Fujimori, S., Bauer, N., Calvin, K., Dellink, R., Fricko, O., Lutz, W., Popp, A., Cuaresma, J. C., KC, S., Leimbach, M., Jiang, L., Kram, T., Rao, S., Emmerling, J., ... Tavoni, M. (2017). The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. *Global Environmental Change*, 42, 153–168.
<https://doi.org/10.1016/J.GLOENVCHA.2016.05.009>
- Ríos Quiroz, D. del C., Castillo Santiago, M. A., Guízar Vázquez, F., y Medina Sanson, L. (2021). Historia y cambios en el paisaje en dos ejidos de la Selva Lacandona, Chiapas. *Cuadernos Geográficos*.
<https://doi.org/10.30827/cuadgeo.v60i2.15813>
- Romero Sánchez, M. E., y Romero Sánchez, M. E. (2016). Escenarios de Cambio Climático en el sector forestal. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 7(37).
- Santibáñez-Andrade, G., Valdez-Lazalde, J. R., y Guerra-Martínez, F. (2023). Análisis multitemporal de la degradación de los bosques de encino y oyamel en la Cuenca de México (1993-2014). *Madera y Bosques*, 29(1).
<https://doi.org/10.21829/myb.2023.2912323>
- Steffen, W., Crutzen, P. J., y McNeil, J. R. (2007). The Anthropocene: Are Humans Now Overwhelmin the Great Forces of Nature. *Ambio*, 36(8), 614–621.
https://www.researchgate.net/publication/5610815_The_Anthropocene_Are_Humans_Now_Overwhelming_the_Great_Forces_of_Nature
- Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M. M. B., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., y Midgley, P. M. (2013). *Cambio Climático 2013 Bases físicas Resumen para responsables de políticas Edición a cargo de. www.ipcc.ch*
- Tatebe, H., Ogura, T., Nitta, T., Komuro, Y., Ogochi, K., Takemura, T., Sudo, K., Sekiguchi, M., Abe, M., Saito, F., Chikira, M., Watanabe, S., Mori, M., Hirota, N., Kawatani, Y., Mochizuki, T., Yoshimura, K., Takata, K., O'Ishi, R., ... Kimoto, M. (2019). Description and basic evaluation of simulated mean state, internal variability, and climate sensitivity in MIROC6. *Geoscientific Model Development*, 12(7), 2727–2765. <https://doi.org/10.5194/GMD-12-2727-2019>
- Tebaldi, C., y Knutti, R. (2007). The use of the multi-model ensemble in probabilistic climate projections. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 365(1857), 2053–2075. <https://doi.org/10.1098/RSTA.2007.2076>
- Valdés-Vásquez, I. F., y Monroy Ata, A. (2023). El cambio climático y su impacto en la vegetación mexicana: ¿qué podemos hacer? *Revista Digital*

- Velázquez, A., Bocco, G., y Siebe, C. (2014). Cambio de Uso del Suelo. *Red Temática de CONACYT Sobre Medio Ambiente y Sustentabilidad*, 6.
- Villers-Ruiz, L., y Trejo-Vázquez, I. (2003). El cambio climático y la vegetación en México. *México: Una Visión Hacia El Siglo XXI. El Cambio Climático En México.*, 57–72.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., y Melillo, J. M. (2008). Human domination of Earth's ecosystems. *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*, 3–13. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_1
- Xiao, Y., y Mao, X. Q. (2006). Spatial analysis of regional landscape ecological risk. *Zhongguo Huanjing Kexue/China Environmental Science*, 26(5).

CAPÍTULO III

RIESGO A LA DEFORESTACIÓN Y DEGRADACIÓN DE LA CUBIERTA FORESTAL DE MÉXICO*³

Celina Aguiar-Parra^{1*} (0009-0007-5006-5354); Leticia Citlaly López-Teloxa¹; (0000-0002-0258-325X); Juan Uriel Avelar-Roblero¹ (0000-0002-9350-6187); Alejandro Ismael Monterroso-Rivas² (0000-0003-4348-8918).

¹Division de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo, División de Ciencias Forestales, km 38.5 carretera México-Texcoco C. P. 56230. Chapingo, Texcoco, Estado de México, México.

²Departamento de Suelos, Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco 56230, Mexico.

3.1. Resumen

Propósito: analizar los cambios en la cobertura forestal de México entre los años 2009 y 2018 utilizando redes neuronales y aprendizaje automático para proyectar escenarios futuros al 2030 y 2060.

Diseño metodológico: consistió en 6 etapas principales 1) obtención y preprocesamiento de cartografía de uso de suelo y variables impulsoras; 2) análisis de cambios históricos entre 2009 y 2018; 3) calibración del modelo predictivo de redes neuronales y generación de mapas de transición con cadenas de Márkov; y 4) simulación de escenarios futuros de cobertura forestal hacia 2030 y 2060, 5) validación del modelo y 6) proyección de áreas futuras en riesgo de degradación y deforestación.

Resultados: Los resultados muestran que la validación alcanzó precisión de hasta 97.8 % en algunas categorías. Las proyecciones indican tendencia continua de pérdida forestal y expansión antrópica hacia el año 2060, pérdida en

³ Artículo enviado a la revista: Entreciencias: Diálogos en la Sociedad del Conocimiento. Actualmente en revisión.

selvas altas y bajas, bosques de coníferas y otras superficies arboladas. Por su parte, las mayores ganancias en superficie ocupada corresponderían a vegetación secundaria y asentamientos humanos.

Limitaciones de la investigación: este estudio a escala nacional se trabajó con píxeles de 1km por 1km lo que resta detalle a nivel local. Las variables impulsoras fueron útiles y significativas, sin embargo, la ausencia de variables socioeconómicas y bioclimáticas podría limitar la explicación de algunos procesos de cambios.

Hallazgos: el estudio hace énfasis en la distribución espacial, que aporta insumos clave para dirigir atención y políticas de conservación y ordenamiento territorial, ante la deforestación y el avance de la frontera antrópica.

Palabras clave: cadenas de Márkov, cobertura forestal, CUS, perceptrón multicapa, redes neuronales.

3.2. Abstract

Purpose: to analyze changes in Mexico's forest cover between 2009 and 2018 using neural networks and machine learning to project future scenarios for 2030 and 2060.

Methodological design: consisted of six main stages 1) obtaining and preprocessing land use mapping and driving variables; 2) analyzing historical changes between 2009 and 2018; 3) calibration of the neural network predictive model and generation of transition maps with Markov chains; and 4) simulation of future forest cover scenarios towards 2030 and 2060, 5) model validation, and 6) identification of future areas at risk of degradation and deforestation.

Results: The results show that validation achieved accuracy of up to 97.8% in some categories. Projections indicate a continuing trend of forest loss and anthropogenic expansion towards 2060, with loss in high and low forests, coniferous forests, and other wooded areas. Meanwhile, the greatest gains in occupied area would correspond to secondary vegetation and human settlements.

Research limitations: This nationwide study was conducted using 1 km² by 1 km² pixels, which reduces the level of detail at the local level. The driving variables were useful and significant; however, the absence of socioeconomic and bioclimatic variables could limit the explanation of some change processes.

Findings: The study emphasizes spatial distribution, which provides key inputs for directing attention and policies on conservation and land use planning in the face of deforestation and the advance of the anthropic frontier.

Keywords: LUC, Markov Chains, Multilayer Perceptron, Neural Networks.

3.3. Introducción

El cambio de uso de suelo (CUS) representa uno de los procesos más críticos en la transformación de paisajes a escala global. Sus implicaciones van desde la fragmentación del hábitat y la pérdida de biodiversidad hasta la degradación de suelos, afectando los servicios ecosistémicos y contribuyendo de manera significativa al cambio climático (Chazdon, 2014; Guo et al., 2024). Se ha documentado que los ecosistemas forestales, especialmente los tropicales, han sido particularmente vulnerables a este fenómeno (Chen et al., 2020).

En México, la deforestación ha sido intensa desde mediados del siglo XX, principalmente como consecuencia de la expansión agrícola, la ganadería extensiva y el crecimiento urbano. Se estima que más del 40% de la superficie nacional ha experimentado algún tipo de cambio de uso de suelo (López-Teloxa y Monterroso-Rivas, 2024), y que hasta el 70% de las selvas bajas han sido transformadas (Trejo y Dirzo, 2000). La fragmentación de los ecosistemas forestales, como el bosque mesófilo de montaña y las selvas altas, ha sido ampliamente documentada (Williams-Linera G., 2002) y su distribución actual se reduce a parches relictos de alta vulnerabilidad ecológica.

Aunque existen estudios significativos sobre el cambio de uso de suelo en el país, la mayoría se han enfocado en regiones específicas o ecosistemas particulares. Por ejemplo, Pascual-Hernández et al. (2024) analizaron cambios en una ANP del sur de Querétaro; Franco Maass et al. (2006) documentaron transformaciones en el Parque Nacional Nevado de Toluca, y Ramón González et al. (2021) se enfocaron en la periferia urbana del Parque Nacional La Malinche. Estos trabajos coinciden en señalar que incluso dentro de áreas naturales protegidas persiste una pérdida significativa de cobertura forestal.

Por otro lado, la ciencia del cambio de uso de suelo en México ha evolucionado hacia el uso de herramientas geoespaciales, particularmente mediante sistemas de información geográfica (SIG) y modelos de simulación. De Alba Rosano et al.

(2020) y Santibáñez-Andrade et al. (2023) destacan la utilización de modelos estadísticos, cadenas de Márkov, autómatas celulares y redes neuronales para estudiar la dinámica del CUS. Estos enfoques permiten no solo cuantificar los cambios pasados, sino también predecir escenarios futuros, evaluar su impacto en la estructura del paisaje y orientar estrategias de conservación y ordenamiento territorial.

En este contexto, es fundamental realizar estudios a escala nacional que integren herramientas SIG y modelación para identificar patrones espaciales y temporales de cambio. La necesidad de este tipo de diagnósticos se hace urgente ante la presión creciente sobre los ecosistemas forestales del país, la heterogeneidad regional de los procesos de cambio y la urgencia de generar escenarios que permitan anticipar sus consecuencias ecológicas.

Por tanto, el objetivo del presente estudio fue proyectar los usos de suelo para el año 2060 a partir de las tendencias observadas entre los años 2009 y 2018, mediante redes neuronales y aprendizaje automático, para identificar las transiciones potenciales y así las áreas que puedan significar un riesgo por cambio de uso de suelo. El análisis busca dirigir la atención al riesgo por deforestación y degradación en el país, así como resaltar los escenarios tendenciales a escala nacional que en conjunto sirvan como base para el diseño de políticas de conservación del territorio y prevención del riesgo.

3.4. Diseño metodológico

Los métodos consistieron en seis etapas: 1) obtención y preprocesamiento de cartografía de uso de suelo y variables impulsoras; 2) análisis de cambios históricos entre 2009 y 2018; 3) calibración del modelo predictivo de redes neuronales y generación de mapas de transición con cadenas de Márkov; 4) simulación de escenarios futuros de cobertura forestal hacia 2030 y 2060, 5) validación del modelo 6) identificación de áreas futuras en riesgo de degradación y deforestación. Todos descritos a continuación.

3.4.1 Datos y procesamiento

Comprendió la zona forestal, agrícola y de asentamientos humanos en México delimitada en el año 2009. En el estudio se utilizaron tres cartas de uso de suelo y vegetación de INEGI según las series IV (2009), VI (2016) y VII (2018). Todas a escala 1:250,000 y con cobertura nacional. La cartografía fue agrupada en 20 categorías de acuerdo con el Informe Nacional de Degradación de Tierras (CONAZA-UACH, 2023). De las anteriores, se seleccionaron diez de dominancia forestal y agrícola, y una de asentamientos humanos, como se muestra en el Cuadro 1:

Cuadro 1: Categorías de uso del suelo y cobertura vegetal consideradas en el análisis.

Clase de uso de suelo y vegetación	Nombre	Clave
Bosques	Bosque mesófilo de montaña	BM
	Coníferas y latifoliadas	CL
	Coníferas	CO
	Latifoliadas	LA
Selvas	Selvas altas y medianas	SAM
	Selvas bajas	SB
Vegetación secundaria	Vegetación secundaria de bosques	VSB
	Vegetación secundaria de selvas	VSS
Otras superficies arboladas	Otras superficies arboladas	OTRAS
Agricultura	Agricultura	AG
Asentamientos humanos	Asentamientos humanos	AH

Fuente: elaboración propia con base en INEGI 2018.

Cada uno de los tres mapas fue convertido a formato ráster con tamaño de pixel de 1000 × 1000 m, para garantizar la consistencia de los datos. Lo anterior resultó en 963 143 píxeles con usos de suelos dominantes forestal, agrícola y de asentamientos humanos.

Para el análisis de cambios de uso de suelo se consideraron cinco variables impulsoras del cambio, seleccionadas por su relevancia: 1) pendiente en grados y 2) altitud (msnm) que se obtuvieron del continuo de elevaciones mexicano (INEGI, 2013). Estas variables actúan como restricciones naturales que afectan la accesibilidad y la probabilidad de conversión de suelos forestales a usos antrópicos (Wang et al., 2021). 3) La distancia a asentamientos (m) se obtuvo a partir de la categoría asentamientos humanos de la serie VII de uso de suelo y vegetación (INEGI, 2018), sobre la cual se aplicó la herramienta de distancia euclidiana. 4) La densidad vial (adimensional) se obtuvo de la red nacional de caminos (INEGI, 2010). Distancia a asentamientos y densidad vial reflejan la presión antropogénica sobre el territorio y mejoran el realismo espacial del modelo (Wang et al. 2021). 5) La probabilidad de cambio se obtuvo del módulo Land change modeller de TerrSet (Eastman, 2016) a partir de las transiciones observadas entre los años 2009 y 2016. Todas las anteriores variables en formato ráster y con resolución de 1 000 m para hacerlas comparables y homologar con las coberturas de uso de suelo antes señaladas. El procesamiento de esta información se realizó en ArcGIS 10.8, con sistema de proyección ITRF México 2008 y proyección cónica conforme de Lambert. En el Anexo 1 se muestran las variables impulsoras y su distribución espacial.

3.4.2. Cambios en el Uso del Suelo

El método para analizar los cambios de uso de suelo y obtener proyecciones futuras se muestra en la Figura 1. En un primer momento se obtuvo un modelo de cambio de uso de suelo entre los años 2009 y 2016. El modelo se construyó a partir de las dos coberturas de uso de suelo, las variables impulsoras y un submodelo de transiciones específicas. Las dos coberturas de uso de suelo utilizadas fueron la serie IV (2009) y la serie VI (2016). La relevancia de las cinco variables impulsoras se evaluó mediante la V de Cramer, que mide la asociación entre variables categóricas y el cambio de uso del suelo. Variables con valores cercanos o superiores a 0.15 se consideran útiles, y superiores a 0.4, buenas

(Eastman, 2016). En el Anexo 2 se muestran los resultados de V de Cramer para las variables impulsoras.

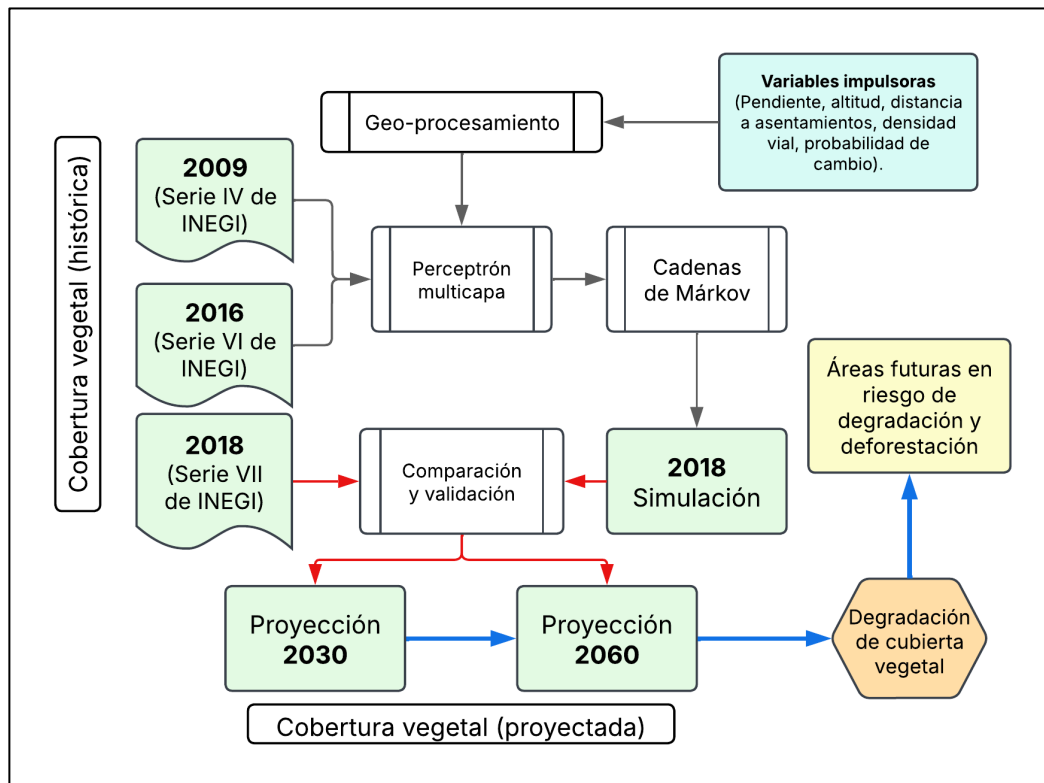


Figura 1 Diagrama metodológico seguido para obtener áreas futuras en riesgo de degradación y deforestación

Fuente: elaboración propia

Todas las variables mostraron valores superiores a 0.15, lo que confirma su utilidad para explicar la dinámica del cambio. En lo que se refiere a las transiciones específicas se sugiere su aplicación para representar procesos de deforestación y expansión urbana. En este caso se consideraron las siguientes condiciones: (a) Transición de bosques (bosque mesófilo, bosque de coníferas, bosque de latifoliadas, y combinaciones) hacia vegetación secundaria de bosques. (b) Transición de otras superficies arboladas hacia áreas agrícolas. (c) Transición de selvas altas y bajas hacia vegetación secundaria de selvas. (d) Transición de selvas bajas a agricultura y de agricultura hacia asentamientos humanos.

Se empleó el módulo *Land Change Modeler* (LCM) integrado en TerrSet (Eastman, 2016) que es diseñado para analizar la conversión acelerada del suelo y las necesidades de conservación de biodiversidad. Se consideraron las 11 categorías previamente seleccionadas (Cuadro 1). Para calibrar el submodelo, se empleó aprendizaje automático mediante una red neuronal *Perceptrón Multicapa* (MLP, por sus siglas en inglés), que permite modelar múltiples transiciones simultáneamente. El MLP es un tipo de red neuronal artificial usada para problemas de clasificación no lineal, permite estimar la probabilidad de transición entre clases (por ejemplo, de bosque a agricultura), basándose en variables impulsoras espaciales (Eastman, 2016). Una MLP está compuesta por: 1) una capa de entrada con nodos correspondientes a las variables impulsoras (altitud, pendiente, densidad vial, etc.), 2) una o más capas ocultas donde se realiza el procesamiento mediante funciones de activación y 3) una capa de salida que indica la probabilidad de ocurrencia de la transición modelada.

Matemáticamente la salida de una neurona y en la capa l se calcula como:

$$y^{(l)} = f(\sum_{i=1}^n w_i^{(l-1)} x_i^{(l-1)} + b^{(l)}) \quad (1)$$

en donde f es la función de activación, w_i son los pesos sinápticos, x_i las salidas de la capa anterior y b el sesgo (bias) del nodo. Durante el entrenamiento el algoritmo MLP ajusta automáticamente los pesos w y los sesgos b usando retropropagación y descenso de gradiente, minimizando una función de error entre las salidas predichas y las observadas (Haykin et al., 2009).

Construido el modelo se proyectaron las tendencias de cambio de usos de suelo con cadenas de Márkov.

3.4.4. Proyección 2018-2030-2060

Las cadenas de Márkov son procesos estocásticos que modelan el cambio de estado de un sistema como dependiente únicamente del estado anterior. En el análisis de cambio de uso de suelo, permiten generar matrices de transición que representan la probabilidad de que una categoría de uso de suelo cambie a otra

en un periodo determinado (Eastman, 2016) en caso de seguir la misma tendencia.

Sea $S = \{s_1, s_2, \dots, s_n\}$ el conjunto de estados (usos de suelo), una cadena de Márkov de primer orden se representa mediante una matriz de transición P , donde cada elemento P_{ij} expresa:

$$P_{ij} = P(X_{t+1} = s_j | X_t = s_i)$$

Es decir, la probabilidad de pasar del estado i al estado j entre dos momentos consecutivos t y $t+1$. La suma de las probabilidades en cada fila es igual a 1:

$$\sum_{j=1}^n P_{ij} = 1$$

Así, en este estudio la matriz de transición se construyó a partir de los usos de suelo de 2009 y 2016. La probabilidad de cambio obtenida se proyectó para el año 2018. Entonces, este mapa simulado fue comparado con el mapa oficial de la serie VII de INEGI para el mismo año 2018. Lo anterior para evaluar el ajuste y similitud entre la simulación y lo reportado oficialmente. Además, se realizó un cálculo de exactitud para evaluar si el modelo era funcional para simular hacia el futuro.

Toda vez que se logró calibrar el modelo se realizaron las proyecciones de uso de suelo para los años 2030 (horizonte corto) y 2060 (horizonte medio). Cabe señalar que las proyecciones consideraron combinación con los mapas de aptitud generados por el MLP para simular escenarios futuros (2030 y 2060).

3.4.5. Áreas en riesgo por degradación de cubierta vegetal

Con las proyecciones de cambio de uso de suelo (2018–2060) se elaboró una matriz de transiciones. Entonces, siguiendo a CONAZA-UACH, (2023) se clasificaron los cambios proyectados como: (i) degradación, que son superficies de bosque o selva hacia vegetación secundaria; (ii) deforestación, que se refiere

a selvas o bosques que cambiarían a asentamientos humanos o agricultura; (iii) estable, cambios entre un tipo de bosque a otro o cambios entre un tipo de selva a otra; y (iv) donde no se identificaron cambios se marcó como permanencias.

A partir de las zonas proyectadas como degradación o deforestación se aplicó un análisis de autocorrelación espacial mediante el Índice Local de Moran (Anselin, 1995). El índice mide la autocorrelación local y permite identificar clústeres y valores atípicos (ESRI, 2016). El análisis se realizó empleando conceptualización espacial de tipo Euclidean Distance con un radio de 2 km. Los resultados generan un mapa de regiones con patrones similares de riesgo, que se reclasificó en: muy alto, alto, medio y bajo.

3.5. Análisis y discusión de resultados

3.5.1. Superficie ocupada y cambios en el uso de suelo

Los cambios acumulados en los periodos se presentan en Anexo 2 (a, b y c), las transiciones específicas, ganancias y pérdidas y cambios netos entre categorías que se analizaron en el módulo LCM se incluyen en Anexo 2 (d al o). La representación espacial de los usos de suelo para cada año se presenta en la Figura 2.

Entre 2009 y 2018, el bosque mesófilo de montaña perdió 84 km², lo que equivale al 0.64 % de su superficie (Cuadro 2). Esta cobertura, aunque poco extendida a nivel nacional, se encuentra altamente fragmentada, como lo documentó hace varios años Williams-Linera (2002) para Hidalgo. Dada su distribución restringida y la presión por actividades agrícolas en zonas de alta pendiente, su pérdida representa una amenaza significativa para la biodiversidad.

Los bosques de coníferas mostraron una disminución de 2 434 km² durante el periodo de análisis, lo que representa una pérdida del 3.9 % de su superficie (Cuadro 2). Esta tendencia coincide con lo reportado por Godínez Montoya et al. (2022) quienes documentaron una pérdida sostenida de cobertura forestal en México entre 2003 y 2020, destacando que los bosques templados (que incluyen

formaciones de coníferas y latifoliadas) han sido, después de las selvas húmedas, los ecosistemas más afectados por la deforestación en México, señalan que entre 2001 y 2018 se perdió un promedio anual de 328 km² de superficie forestal en las sierras templadas, lo que refuerza la evidencia sobre la presión constante que enfrentan estos ecosistemas debido al cambio de uso de suelo. Los bosques mixtos de coníferas y latifoliadas permanecieron prácticamente estables durante el periodo, con una variación neta de apenas +45 km². Esta estabilidad podría estar relacionada con una mayor resiliencia frente a perturbaciones, como reporta Tarancón et al. (2024).

Las selvas altas y medianas perdieron 2 852 km², lo que representa el 2.58 % de su superficie original. Este patrón de pérdida es consistente con el análisis nacional de López-Teloxa y Monterroso-Rivas (2024), quienes identificaron una alta intensidad de cambio en estas coberturas, particularmente en regiones del sureste. Además, Pronatura Sur (2024) documentó que cultivos como palma de aceite, caña de azúcar y cítricos han contribuido en la deforestación en las selvas húmedas y subhúmedas de Campeche, Yucatán y Quintana Roo.

Las selvas bajas mostraron una reducción de 1 020 km², equivalente al 1.04 % de su superficie. Aunque la pérdida fue moderada en términos absolutos, esta vegetación se considera una de las más degradadas históricamente. Se estima que más del 70 % de las selvas bajas han sido alteradas por actividades humanas (Trejo y Dirzo, 2000), y su ubicación en regiones con condiciones climáticas favorables ha favorecido su conversión a sistemas agrícolas y ganaderos.

Las áreas degradadas, caracterizadas por la presencia de vegetación secundaria en lo que era bosques, mostraron incremento significativo de 7 352 km². Esto coincide con observaciones nacionales que muestran un aumento de la cobertura secundaria en áreas previamente deforestadas o abandonadas, especialmente en regiones montañosas y con baja accesibilidad (Hernández-Rojas et al. 2017). Aunque puede interpretarse como una señal de recuperación, estudios como el de Gómez et al., (2013) advierten que muchas veces se trata de sistemas ecológicamente simplificados, con menor diversidad estructural y funcional.

En lo que se refiere a vegetación secundaria en selvas presentaron pérdida neta de 1 296 km², lo que puede estar asociado con la conversión continua hacia usos más intensivos, como agricultura o asentamientos humanos, especialmente en regiones del sureste donde predominan sistemas como la roza-tumba-quema (Ellis et al., 2017; Porter-Bolland et al., 2012). Otros estudios como el de García-Gil et al. (2020) en la reserva de Cuxtal advierten que incluso dentro de Áreas Naturales Protegidas, esta vegetación secundaria es efímera y altamente vulnerable a nuevas presiones.

La superficie agrícola creció en 9 494 km², consolidándose como la categoría con mayor ganancia neta. Esta expansión es consistente con los hallazgos de López-Teloxa y Monterroso-Rivas (2024), quienes la identifican como el principal impulsor de cambio de uso de suelo en el país. A nivel nacional, la CONAFOR (2023) señala que el avance de la frontera agrícola y ganadera representa el 96 % de la deforestación bruta del país, en línea con lo estimado por la FAO (2021) que atribuye casi el 90 % de la deforestación mundial a la expansión agrícola, con impactos importantes en América Latina.

Los asentamientos humanos registraron un aumento equivalente al 51.2 % de su crecimiento en su superficie original. Este patrón de expansión acelerada ha sido ampliamente documentado en el Valle de México (Cruz-Bello et al., 2023) y en zonas urbanas del sureste, como Playa del Carmen (Ochoa-Jiménez et al., 2023). La urbanización, frecuentemente desordenada, ha avanzado incluso sobre tierras agrícolas y áreas naturales protegidas, como lo evidencia Hernández-Guerrero J. A. (2024).

Cuadro 2. Superficie ocupada por categoría de uso de suelo para 2009, 2016 y 2018

Tipos de vegetación	Clave	Superficie ocupada					
		2009		2016		2018	
		Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%
Bosques	BM	13 007	1.28	13 006	1.27	12 923	1.25

	CO	62 816	6.18	60 939	5.97	60 382	5.85
	LA	101 272	9.97	101 690	9.97	102 144	9.90
	CL	73 182	7.20	72 980	7.15	73 227	7.10
Selvas	SAM	110 441	10.8	105 890	10.3	107 589	10.4
			7		8		3
	SB	97 681	9.61	96 285	9.44	96 661	9.37
Vegetación	VSB	93 514	9.20	95 948	9.40	100 866	9.78
secundaria	VSS	99 708	9.81	98 838	9.69	98 412	9.54
Otras Sup. Arb.	OTR	25 549	2.51	23 344	2.29	22 684	2.20
	AS						
Agricultura	AG	323 125	31.8	329 645	32.3	332 619	32.2
			0		1		5
Asentamientos	AH	15 872	1.56	21 697	2.13	23 999	2.33
hum.							

Fuente: elaboración propia

Nota: BM= Bosque mesófilo de montaña, CL=Coníferas y latifoliadas, CO=Coníferas, LA=Latifoliadas, SAM=Selvas altas y medianas, SB=Selvas bajas, VSB=Vegetación secundaria de bosques, VSS=Vegetación secundaria de selvas, OTRAS=Otras superficies arboladas, AG=Agricultura y AH=Asentamientos humanos.

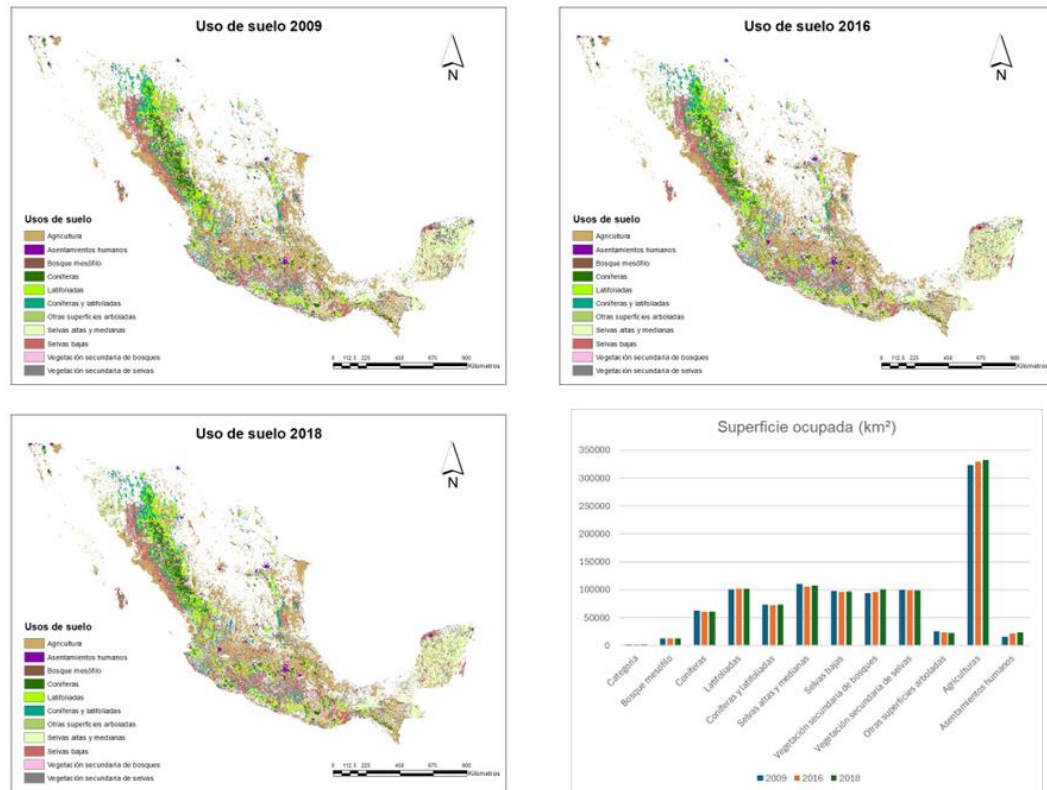


Figura 2 Superficies ocupadas por categoría de uso de suelo para los años a) 2009, b) 2016, c) 2018 y d) superficie ocupada por categoría y año.

Fuente: elaboración propia

3.5.2. Modelación y validación

El Cuadro 3 muestra la matriz de transición generada entre las coberturas de uso de suelo de 2009 y 2016. Presenta las probabilidades de cambio entre categorías de uso de suelo observadas durante el periodo. En la diagonal principal se muestra la probabilidad de permanencia de la categoría de uso de suelo. Con lo anterior se proyectó un mapa simulado de uso de suelo para 2018.

Cuadro 3 Matriz de probabilidad de transición entre usos de suelo a partir de tendencia entre años 2009 - 2016.

CLASES	AG	AH	BM	CO	CL	LA	OTRAS	SAM	SB	VSB	VSS
AG	0.9769	0.0052	0.0003	0.0012	0.0017	0.0007	0.0005	0.0013	0.0018	0.0031	0.0074
AH	0.0242	0.9722	0.0000	0.0002	0.0001	0.0002	0.0003	0.0012	0.0003	0.0002	0.0012
BM	0.0099	0.0000	0.9690	0.0017	0.0044	0.0010	0.0000	0.0044	0.0000	0.0096	0.0001
CO	0.0059	0.0000	0.0002	0.9710	0.0072	0.0010	0.0000	0.0000	0.0002	0.0141	0.0002
CL	0.0050	0.0001	0.0006	0.0032	0.9747	0.0041	0.0000	0.0003	0.0009	0.0104	0.0005
LA	0.0026	0.0000	0.0003	0.0007	0.0065	0.9725	0.0000	0.0008	0.0050	0.0090	0.0027
OTRAS	0.0230	0.0002	0.0000	0.0000	0.0001	0.0006	0.9737	0.0000	0.0004	0.0011	0.0009
SAM	0.0074	0.0005	0.0008	0.0000	0.0002	0.0003	0.0000	0.9616	0.0055	0.0001	0.0236
SB	0.0076	0.0001	0.0000	0.0000	0.0011	0.0033	0.0001	0.0031	0.9742	0.0010	0.0096
VSB	0.0125	0.0002	0.0015	0.0051	0.0107	0.0061	0.0000	0.0000	0.0014	0.9598	0.0027
VSS	0.0302	0.0009	0.0001	0.0001	0.0006	0.0018	0.0000	0.0278	0.0083	0.0017	0.9285

Fuente: elaboración propia

Nota: AG=Agricultura, AH=Asentamientos humanos, BM= Bosque mesófilo de montaña, CL=Coníferas y latifoliadas, CO=Coníferas, LA=Latifoliadas, SAM=Selvas altas y medianas, SB=Selvas bajas, OTRAS=Otras superficies arboladas, VSB=Vegetación secundaria de bosques, VSS=Vegetación secundaria de selvas.

La figura 3 muestra el mapa de uso de suelo que se generó con los datos oficiales de INEGI, así como el mapa de simulación aquí obtenido para el mismo año de 2018. El mapa simulado fue generado a partir de los cambios observados entre 2009 y 2016 y mostró niveles aceptables de precisión. El modelo obtuvo una exactitud superior al 88% en todas las categorías, siendo el bosque mesófilo de montaña la cobertura mejor simulada (97.86%). Los valores de exactitud por categoría se presentan en la Cuadro 4.

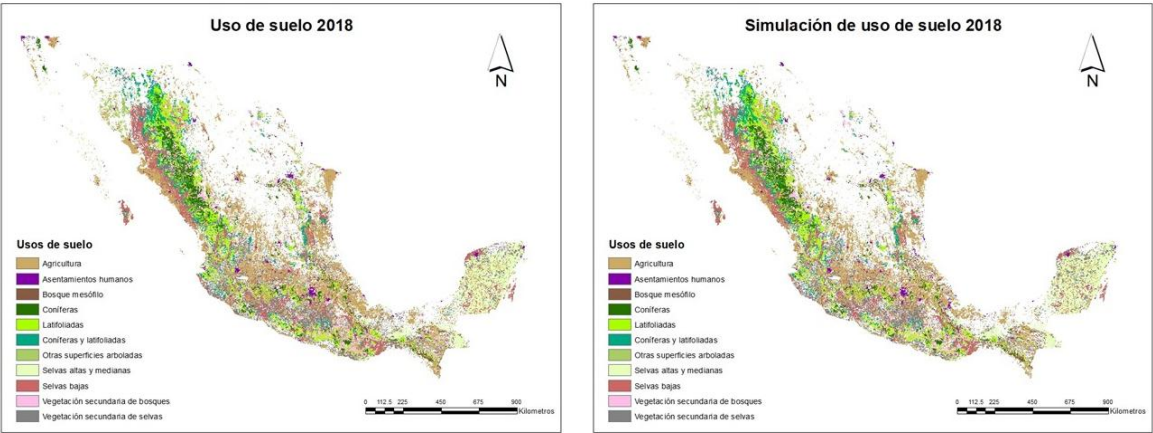


Figura 3 Mapas de uso de suelo serie INEGI 2018 y simulación del uso de suelo 2018.

Fuente: elaboración propia

Cuadro 4 Comparación de superficie ocupada (km²) entre mapa con datos oficiales de INEGI y el simulado para el año 2018 por categorías de uso de suelo y exactitud del modelo.

Vegetación y uso	Categoría	2018		Diferencia	Diferencia %	Exactitud
		2018 actual	simulación			
Bosques	BM	12 923	12 647	-276	-2.14	97.8
	CL	60 382	58 799	-1 583	-2.62	97.3
	CO	102 144	98 658	-3 486	-3.41	96.5
	LA	73 227	69 323	-3 904	-5.33	94.6
Selvas	SAM	107 589	100 041	-7 548	-7.02	92.9
	SB	96 661	92 492	-4 169	-4.31	95.6

Vegetación	VSB	100 866	93 225	-7 641	-7.58	92.4
secundaria	VSS	98 412	92 912	-5 500	-5.59	94.4
Otras sup.	OTRAS	22 684	20 486	-2 198	-9.69	90.3
Arboladas						
Agricultura	AG	332 619	303 527	-29 092	-8.75	91.2
Asentamientos hum.	AH	23 999	21 201	-2 798	-11.66	88.3

Fuente: elaboración propia:

Nota: BM= Bosque mesófilo de montaña, CL=Coníferas y latifoliadas, CO=Coníferas, LA=Latifoliadas, SAM=Selvas altas y medianas, SB=Selvas bajas, VSB=Vegetación secundaria de bosques, VSS=Vegetación secundaria de selvas, OTRAS=Otras superficies arboladas, AG=Agricultura y AH=Asentamientos humanos.

3.5.3. Proyección de escenarios futuros de uso de suelo 2030 y 2060

Las proyecciones derivadas del modelo predictivo basado en redes neuronales multicapa (MLP) y cadenas de Márkov para 2030 y 2060 prevén pérdida continua de cobertura forestal, particularmente en coníferas, latifoliadas, selvas altas y otras superficies arboladas. Esta pérdida se concentra en zonas adyacentes a áreas agrícolas y núcleos urbanos, y se relaciona directamente con el crecimiento de la superficie destinada a asentamientos humanos, como se presenta en la Figura 4.

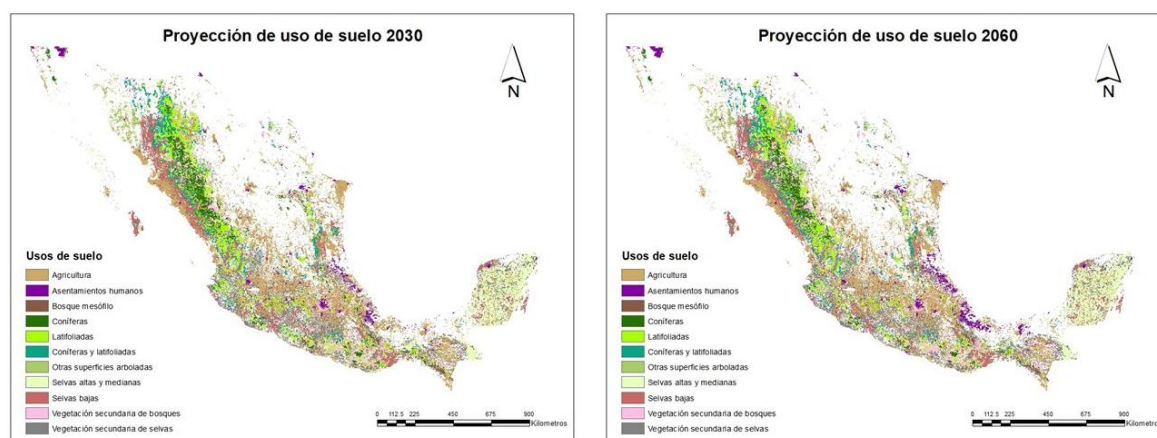


Figura 4 Mapas de proyecciones de uso del suelo y vegetación para 2030 y 2060.

Fuente: elaboración propia

Las superficies proyectadas para cada categoría en ambos escenarios se muestran en la Cuadro 5. Las matrices de probabilidad de transición utilizadas para las proyecciones se encuentran en el Anexo 4, 5 y 6. Destaca el comportamiento inestable de la categoría agrícola, que disminuye levemente hacia 2030 y se recupera hacia 2060, posiblemente como resultado de la sustitución de bosques y selvas.

Cuadro 5 Superficies de uso de suelo (km²) para 2018, 2030, 2060 y tasas de cambio.

Tipos de vegetación	Categoría	2018	2030	2060	Cambios en %	Dinámica	Tasa anual
Bosques	BM	12 647	12 086	11 331	-0.14	Disminuye	-0.26
	CL	58 799	55 006	50 080	-0.91	Disminuye	-0.38
	CO	98 658	93 803	86 964	-1.21	Disminuye	-0.30
	LA	69 323	66 385	62 300	-0.73	Disminuye	-0.25
Selvas	SAM	100 041	91 311	84 191	-1.65	Disminuye	-0.41
	SB	92 492	84 586	71 457	-2.18	Disminuye	-0.61
Vegetación secundaria	VSB	93 225	105 372	121 977	2.98	Aumenta	0.64
	VSS	92 912	105 360	116 828	2.48	Aumenta	0.55

Otras superficies arboladas	OTRAS	20 486	18 118	14 474	-0.62	Disminuye	-0.82
Agricultura	AG	303 527	302 455	303 422	-0.01	Disminuye	0.00
Asentamientos humanos	AH	21 201	28 829	40 287	1.98	Aumenta	1.54

Fuente: elaboración propia:

Nota: BM= Bosque mesófilo de montaña, CL=Coníferas y latifoliadas, CO=Coníferas, LA=Latifoliadas, SAM=Selvas altas y medianas, SB=Selvas bajas, VSB=Vegetación secundaria de bosques, VSS=Vegetación secundaria de selvas, OTRAS=Otras superficies arboladas, AG=Agricultura y AH=Asentamientos humanos.

Los datos indican que el bosque mesófilo de montaña (BM) perdería un 10.4 % de su superficie entre 2018 y 2060. Esta tendencia coincide con lo reportado por Monterroso-Rivas et al. (2013), quienes estiman que solo en Hidalgo este ecosistema podría reducirse entre un 30.8 % y un 53.2 % hacia 2050 bajo escenarios de cambio climático B2 y A2 del IPCC, respectivamente. La concordancia entre ambas proyecciones subraya la urgencia de integrar el cambio climático en las estrategias de conservación del BM.

Los datos generados muestran que la selva baja tropical (SB) se reduce a una tasa de -0.61 % anual, mientras que las selvas altas y medianas (SAM) disminuyen a -0.41 % anual. Estas tasas de pérdida reflejan una reducción combinada de más de 88 000 hectáreas por año, lo cual resulta alarmante si se considera que estos ecosistemas albergan una parte sustancial de la biodiversidad del país. Estos resultados están en línea con los informes de la SEMARNAT (2020) y del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) de la CONAFOR, que documentan una pérdida continua de selvas por expansión agrícola, ganadera y urbanización, especialmente en regiones como Chiapas, Tabasco y la Península de Yucatán. Desde un enfoque internacional, trabajos como el de Broni-Bediako et al. (2023) y Bilson y Pustogvar (2025) muestran

patrones similares en zonas tropicales del sur global, donde el reemplazo de vegetación natural por coberturas antrópicas responde a procesos no lineales de presión territorial.

La pérdida de los bosques templados también es evidente en las proyecciones. Los bosques de coníferas (CO) y latifoliadas (LA) prevén disminuciones anuales de -0.30% y -0.25%, respectivamente, afectando principalmente regiones del Eje Neovolcánico, Sierra Madre Occidental y áreas montañosas del centro y occidente del país. Estas pérdidas coinciden con lo documentado por el INEGI (2020) que señala la tala ilegal, los incendios forestales y el cambio de uso para fruticultura y ganadería como principales causas de deforestación en zonas de bosque templado. De forma paralela, estudios como el de Mao et al. (2022) que aplican Random Forest para detección de cambios en coberturas forestales, confirman que los paisajes boscosos de media montaña son especialmente susceptibles a fragmentación cuando se encuentran en mosaicos productivos.

En contraste con la pérdida de vegetación primaria, el modelo predice un aumento significativo de la vegetación secundaria, tanto en áreas previamente boscosas (VSB: +0.64 % anual) como selváticas (VSS: +0.55 % anual), con incrementos de hasta 125,000 hectáreas anuales en conjunto. Este proceso ha sido interpretado en la literatura como una posible señal de regeneración sucesional. Sin embargo, autores como Chazdon (2014) advierten que la vegetación secundaria puede ser ecológicamente simplificada, con bajo valor funcional, especialmente si no cuenta con conectividad o continuidad estructural. Esta ambigüedad también ha sido observada por Neri-Suárez et al. (2024), quienes modelaron cambios en el uso de suelo en el sur de México utilizando el Land Change Modeler (LCM) de TerrSet, mostrando que la vegetación secundaria tiende a ser transitoria y vulnerable a nuevos cambios de uso, particularmente en zonas de frontera agrícola.

La expansión de los asentamientos humanos representa una de las transformaciones más intensas proyectadas por el modelo. Se estima un crecimiento anual del 1.54%, equivalente a más de 45,000 hectáreas por año.

Este patrón concuerda con proyecciones de CONAPO (2020), que prevén que más del 85% de la población mexicana residirá en zonas urbanas para 2050. INEGI y estudios de ordenamiento territorial señalan que esta expansión suele darse de forma desordenada, ocupando superficies agrícolas y fragmentando ecosistemas adyacentes. A nivel internacional, investigaciones como las de Kumar et al. (2021), aplicando CNN para clasificación subpíxel, evidencian que este tipo de crecimiento urbano periférico, impulsado por dinámica inmobiliaria y déficit de planificación, ocurre también en países con estructuras demográficas similares.

Por otro lado, la cobertura agrícola se mantiene relativamente constante, con una variación neta insignificante (-0.01%). Sin embargo, el modelo sugiere una reconfiguración territorial, en la cual algunas áreas agrícolas son absorbidas por expansión urbana, mientras otras surgen en espacios antes forestales. Este fenómeno de “frontera agrícola móvil” ha sido documentado por Liang et al. (2020) mediante modelos PLUS, donde la agricultura se desplaza según la presión urbana y disponibilidad de tierras recientemente deforestadas. En México, este comportamiento ha sido identificado por la CONAFOR y el INEGI, particularmente en regiones como el sur de Veracruz, Oaxaca y Chiapas.

En conjunto, los resultados modelados reflejan no solo un patrón general de pérdida de ecosistemas primarios, sino también la intensificación de procesos de transformación del territorio asociados a dinámicas socioeconómicas, demográficas y políticas públicas. La coincidencia entre los resultados proyectados por este modelo y la evidencia empírica de fuentes oficiales y literatura científica internacional refuerza la credibilidad de los escenarios. Integrar esta información en instrumentos de planificación territorial, estrategias de conservación y programas de restauración ecológica resulta crucial para evitar un deterioro irreversible de los sistemas socioforestales en México hacia mediados del siglo XXI.

3.5.4. Riesgo a degradación y deforestación

La figura 5 muestra las regiones que pueden encontrarse en riesgo de degradación y deforestación de mantenerse las tendencias actuales para el año 2060. La superficie deforestada alcanzaría aproximadamente 6 012 km², mientras que la superficie degradada llegaría a 55 571 km². Estos valores confirman que la degradación constituye el principal proceso de pérdida de cobertura forestal en el país, sobre la deforestación directa. Las entidades que presentarían mayor degradación respecto a su superficie son: Nayarit con 10.6%; Chiapas 9.3%; Guerrero 9.2% y Oaxaca 8.9% (lo que representa 2 943, 6 826, 5 857 y 8 326 kilómetros cuadrados respectivamente). Los estados con mayor deforestación serían Sonora con 3 749 km², San Luis Potosí, 551 km², Chihuahua con 500 km² y Tamaulipas con 355 km² (ver Anexo 7). La distribución espacial de ambos procesos se observa de manera general en el Anexo 8, donde la degradación se concentra en la Sierra Madre Occidental y el Eje Neovolcánico, mientras que la deforestación aparece de manera fragmentada y dispersa. Complementariamente, los mapas de densidad adimensional (Anexos 9 y 10) muestran con mayor precisión la localización de los focos críticos: la deforestación hacia 2060 se intensifica en el norte y noroeste, mientras que la degradación se manifiesta como un proceso extendido en el centro y sur. Esta diferenciación confirma que la deforestación opera como un fenómeno localizado, pero de gran intensidad, en tanto que la degradación constituye un proceso difuso y generalizado, con implicaciones directas para definir estrategias regionales de conservación y manejo.

El análisis espacial mediante el Índice Local de Moran, que permite identificar clústeres estadísticamente significativos de riesgo, evidenció un patrón claro: las zonas en riesgo muy alto y alto se concentran en el centro y sur del país (Oaxaca, Chiapas, Guerrero, Veracruz), mientras que los focos de riesgo medio aparecen en áreas de transición (Puebla, México, Hidalgo). En paralelo la Sierra Madre Occidental en el norte (Chihuahua, Durango, Nayarit, Jalisco, Sonora y Sinaloa) concentra igualmente zonas de riesgo muy alto, y de manera particular un área

aislada en Tamaulipas aparece con valores elevados, lo que revela que los procesos de deforestación y degradación no se distribuyen al azar, sino que se agrupan en territorios críticos a lo largo del país. Este hallazgo, respaldado por un análisis de autocorrelación espacial, aporta robustez estadística a la identificación de regiones prioritarias, y señala la urgencia de focalizar estrategias de conservación y restauración diferenciadas según la región.

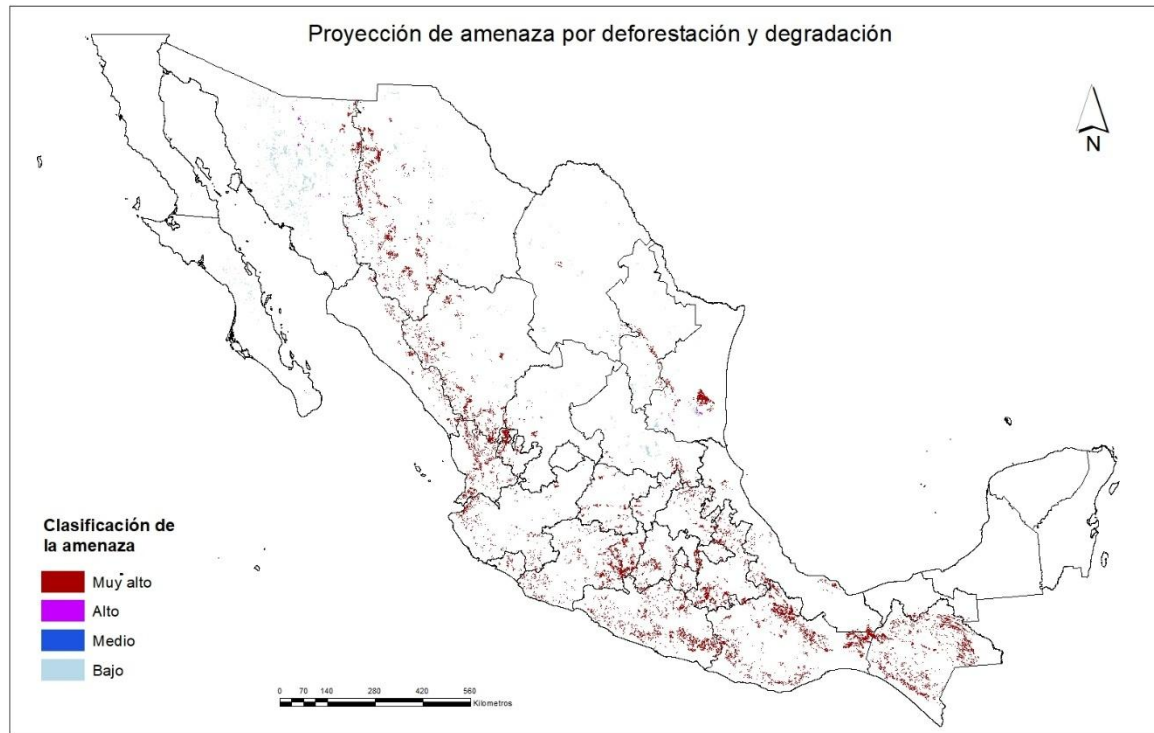


Figura 5 Proyección al año 2060 de áreas amenazadas por deforestación y degradación.

Fuente: elaboración propia

3.6. Conclusiones

El presente estudio logró cumplir con el objetivo de clasificar el uso de suelo en México de 2009 a 2018 y proyectar su dinámica a 2060. El análisis multitemporal confirmó la pérdida de bosques y selvas, especialmente en las categorías de coníferas, selvas altas y otras superficies arboladas; También confirmó las ganancias en superficie de actividades humanas, como agricultura, transformación a vegetación secundaria y asentamientos humanos. Estos

hallazgos reflejan que la degradación, más que la deforestación directa, constituye el principal proceso de transformación de la cubierta forestal a nivel nacional.

El estudio se desarrolló con una resolución espacial de 1 km² y se centró en categorías forestales, agrícolas y de asentamientos humanos, sin contemplar otros tipos de vegetación como pastizales y zonas riparias. Estas consideraciones metodológicas delimitan el alcance del análisis, pero no afectan la solidez de los resultados obtenidos.

Los productos aquí mostrados permiten anticipar la evolución de la cobertura forestal y ubicar las zonas que pueden estar en riesgo de deforestación o degradación, convirtiéndose en herramientas clave para orientar el ordenamiento territorial, y el diseño de políticas de conservación.

De cara a futuras investigaciones, se recomienda trabajar con resoluciones espaciales más finas que permitan realizar análisis locales que complementen la visión nacional. Asimismo, convendría agregar otras categorías de uso de suelo e incorporar variables climáticas y socioeconómicas que permitan relacionar los procesos de cambios de uso de suelo con escenarios climáticos y dinámicas poblacionales. Estas líneas de investigación permitirán fortalecer la comprensión de los procesos de cambio de uso de suelo en México y la toma de decisiones en materia de conservación y ordenamiento.

3.7. Anexos

Anexo 1: variables impulsoras

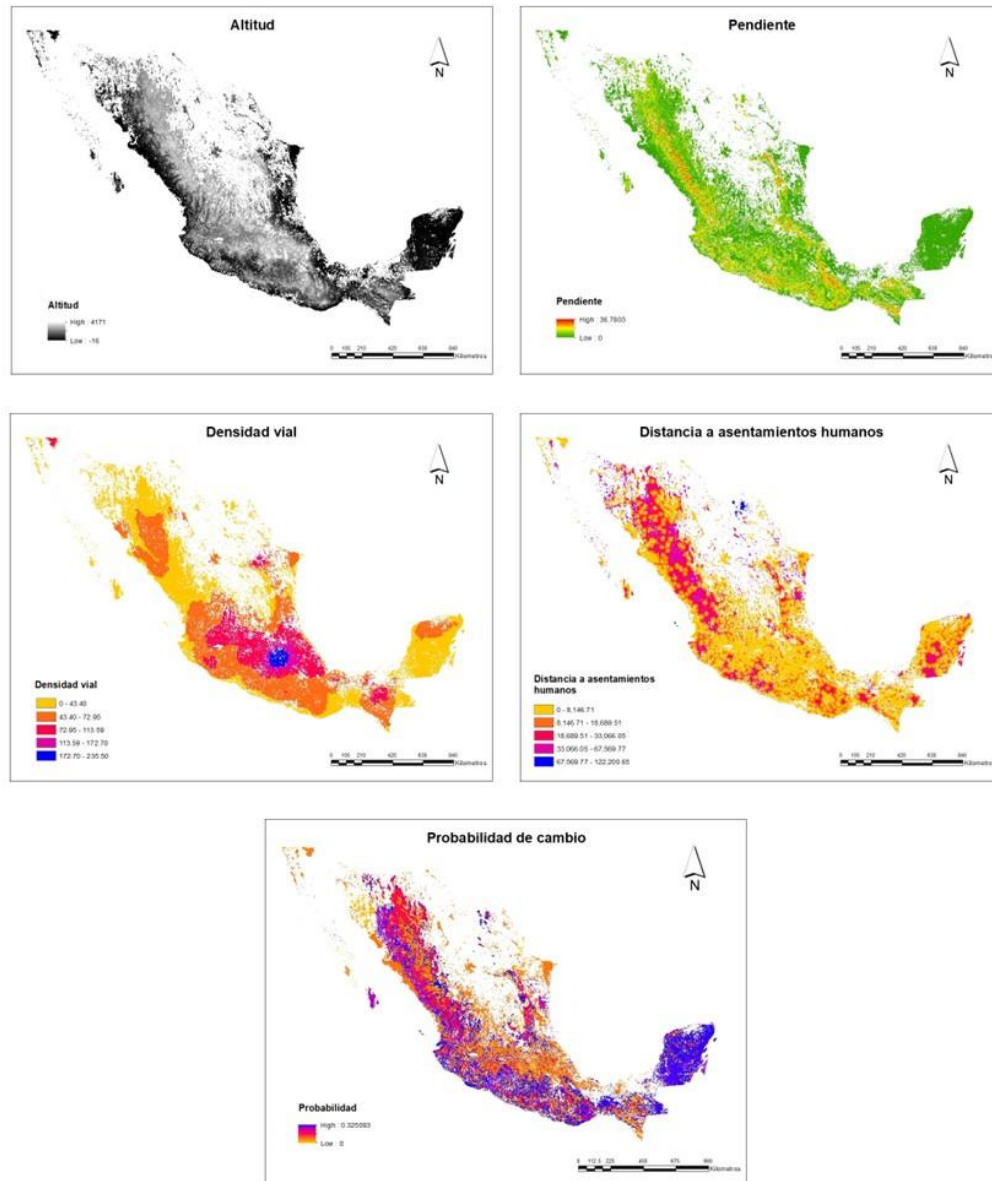


Figura 6: Variables impulsoras

Fuente: elaboración propia

Anexo 2:

Cuadro 6 Valores obtenidos para V de Cramer por impulsor

Variable	V de Cramer
Modelo de elevación digital	0.2417
Pendiente	0.1869
Distancia a centros urbanos	0.1716
Redes viales	0.1569
Probabilidad de cambio	0.7977

Fuente: elaboración propia

Anexo 3: Cambios netos en 2009-2016, 2016-2018 y 2009-2018

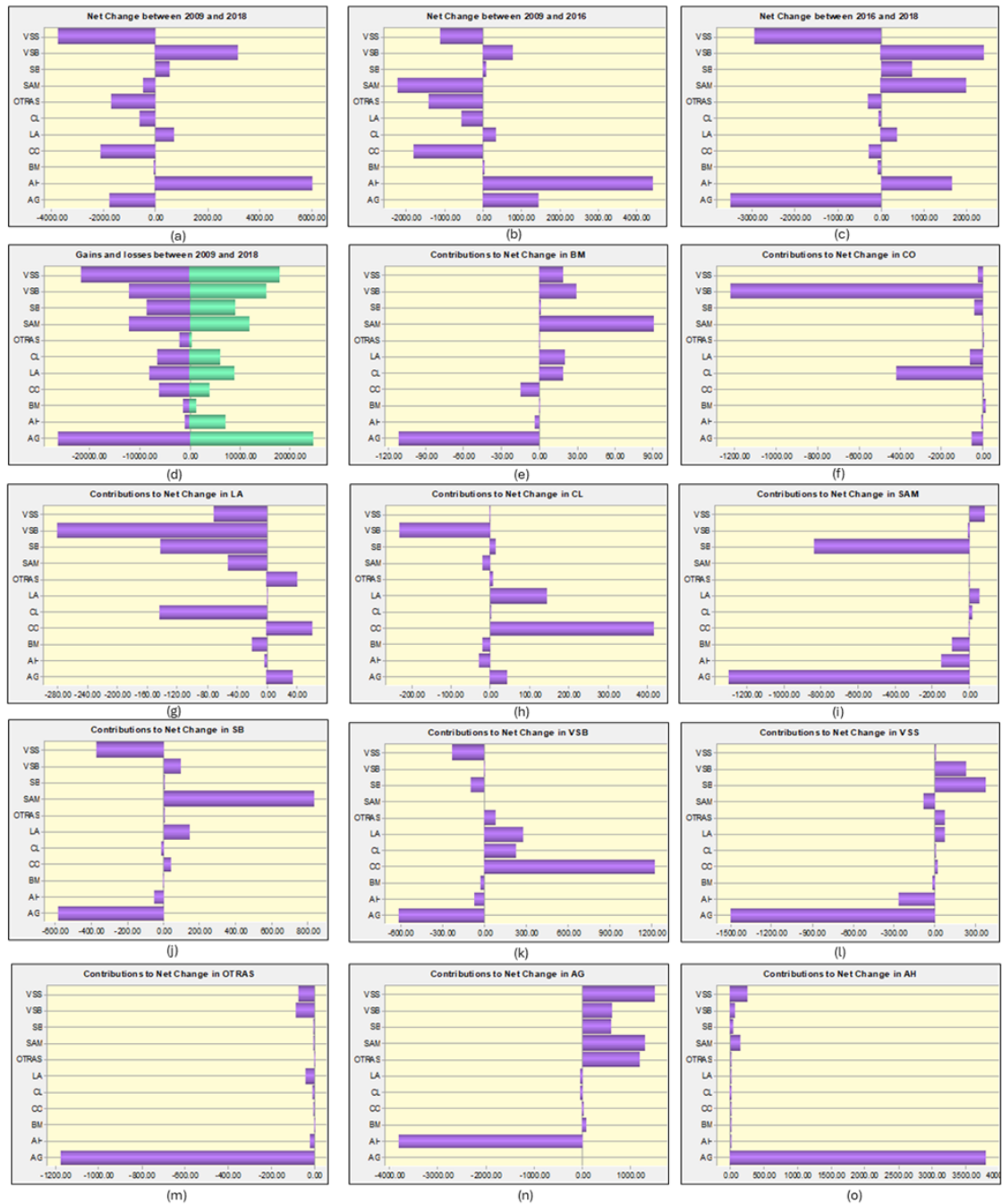


Figura 7 Cambios netos en 2009-2016, 2016-2018 y 2009-2018

Fuente: elaboración propia

Anexo 4:

Cuadro 7 Matriz de transición 2018

CLASES	AG	AH	BM	CO	CL	LA	OTRAS	SAM	SB	VSB	VSS
AG	0.9769	0.0052	0.0003	0.0012	0.0017	0.0007	0.0005	0.0013	0.0018	0.0031	0.0074
AH	0.0242	0.9722	0.0000	0.0002	0.0001	0.0002	0.0003	0.0012	0.0003	0.0002	0.0012
BM	0.0099	0.0000	0.9690	0.0017	0.0044	0.0010	0.0000	0.0044	0.0000	0.0096	0.0001
CO	0.0059	0.0000	0.0002	0.9710	0.0072	0.0010	0.0000	0.0000	0.0002	0.0141	0.0002
CL	0.0050	0.0001	0.0006	0.0032	0.9747	0.0041	0.0000	0.0003	0.0009	0.0104	0.0005
LA	0.0026	0.0000	0.0003	0.0007	0.0065	0.9725	0.0000	0.0008	0.0050	0.0090	0.0027
OTRAS	0.0230	0.0002	0.0000	0.0000	0.0001	0.0006	0.9737	0.0000	0.0004	0.0011	0.0009
SAM	0.0074	0.0005	0.0008	0.0000	0.0002	0.0003	0.0000	0.9616	0.0055	0.0001	0.0236
SB	0.0076	0.0001	0.0000	0.0000	0.0011	0.0033	0.0001	0.0031	0.9742	0.0010	0.0096
VSB	0.0125	0.0002	0.0015	0.0051	0.0107	0.0061	0.0000	0.0000	0.0014	0.9598	0.0027
VSS	0.0302	0.0009	0.0001	0.0001	0.0006	0.0018	0.0000	0.0278	0.0083	0.0017	0.9285

Fuente: elaboración propia

Nota: BM= Bosque mesófilo de montaña, CL=Coníferas y latifoliadas, CO=Coníferas, LA=Latifoliadas, SAM=Selvas altas y medianas, SB=Selvas bajas, VSB=Vegetación secundaria de bosques, VSS=Vegetación secundaria de selvas, OTRAS=Otras superficies arboladas, AG=Agricultura y AH=Asentamientos humano

Anexo 5:

Cuadro 8 Matriz de transición 2030

	AG	AH	BM	CO	CL	LA	OTRAS	SAM	SB	VSB	VSS
AG	0.8611	0.0303	0.0019	0.0075	0.0114	0.0051	0.0029	0.0119	0.0124	0.0183	0.0372
AH	0.1415	0.8265	0.0003	0.0017	0.0020	0.0015	0.0018	0.0081	0.0032	0.0031	0.0103
BM	0.0614	0.0015	0.8060	0.0111	0.0284	0.0079	0.0001	0.0243	0.0008	0.0536	0.0051
CO	0.0396	0.0008	0.0020	0.8194	0.0453	0.0087	0.0001	0.0008	0.0024	0.0777	0.0032
CL	0.0341	0.0011	0.0040	0.0200	0.8419	0.0255	0.0001	0.0026	0.0067	0.0591	0.0047
LA	0.0217	0.0006	0.0020	0.0057	0.0398	0.8277	0.0001	0.0065	0.0297	0.0510	0.0152
OTRAS	0.1359	0.0043	0.0001	0.0006	0.0019	0.0040	0.8323	0.0010	0.0037	0.0079	0.0084
SAM	0.0582	0.0043	0.0045	0.0004	0.0023	0.0035	0.0001	0.7807	0.0348	0.0023	0.1088
SB	0.0521	0.0020	0.0001	0.0008	0.0074	0.0195	0.0007	0.0231	0.8379	0.0073	0.0491
VSB	0.0739	0.0025	0.0082	0.0288	0.0607	0.0344	0.0001	0.0026	0.0095	0.7641	0.0150
VSS	0.1534	0.0080	0.0011	0.0016	0.0052	0.0103	0.0004	0.1266	0.0444	0.0107	0.6382

Fuente: elaboración propia

Nota: BM= Bosque mesófilo de montaña, CL=Coníferas y latifoliadas, CO=Coníferas, LA=Latifoliadas, SAM=Selvas altas y medianas, SB=Selvas bajas, VSB=Vegetación secundaria de bosques, VSS=Vegetación secundaria de selvas, OTRAS=Otras superficies arboladas, AG=Agricultura y AH=Asentamientos humanos.

Anexo 6:

Cuadro 9 : Matriz de transición 2060

	AG	AH	BM	CO	CL	LA	OTRAS	SAM	SB	VSB	VSS
AG	0.6640	0.0680	0.0050	0.0191	0.0316	0.0162	0.0066	0.0388	0.0350	0.0436	0.0720
AH	0.3200	0.5615	0.0017	0.0070	0.0103	0.0065	0.0050	0.0252	0.0145	0.0147	0.0337
BM	0.1547	0.0093	0.5097	0.0298	0.0727	0.0249	0.0007	0.0521	0.0098	0.1127	0.0237
CO	0.1104	0.0062	0.0065	0.5441	0.1115	0.0296	0.0006	0.0058	0.0110	0.1603	0.0140
CL	0.0979	0.0062	0.0101	0.0483	0.5992	0.0621	0.0007	0.0102	0.0207	0.1277	0.0168
LA	0.0758	0.0046	0.0059	0.0188	0.0965	0.5621	0.0006	0.0216	0.0690	0.1094	0.0357
OTRAS	0.3097	0.0209	0.0012	0.0051	0.0108	0.0120	0.5625	0.0104	0.0148	0.0239	0.0286
SAM	0.1727	0.0165	0.0095	0.0034	0.0104	0.0133	0.0009	0.4970	0.0852	0.0129	0.1783
SB	0.1454	0.0104	0.0014	0.0044	0.0224	0.0454	0.0021	0.0645	0.5856	0.0229	0.0953
VSB	0.1727	0.0119	0.0169	0.0611	0.1311	0.0741	0.0010	0.0147	0.0278	0.4544	0.0344
VSS	0.2998	0.0271	0.0043	0.0074	0.0184	0.0242	0.0020	0.2034	0.0920	0.0280	0.2933

Fuente: elaboración propia

Nota: BM= Bosque mesófilo de montaña, CL=Coníferas y latifoliadas, CO=Coníferas, LA=Latifoliadas, SAM=Selvas altas y medianas, SB=Selvas bajas, VSB=Vegetación secundaria de bosques, VSS=Vegetación secundaria de selvas, OTRAS=Otras superficies arboladas, AG=Agricultura y AH=Asentamientos humanos

Anexo 7:

Cuadro 10 Superficie degradada y deforestada por estado

ESTADO	DEG (KM ²)	%	DEF (KM ²)	%
Aguascalientes	39	0.70	0	0.00
Baja California	19	0.03	8	2.08
Baja California Sur	6	0.01	229	0.91
Campeche	3	0.01	0	0.00
Chiapas	6826	9.27	0	0.00
Chihuahua	5930	2.40	500	0.45
Ciudad de México	103	6.93	0	0.00
Coahuila de Zaragoza	287	0.19	182	0.32
Colima	253	4.40	0	0.00
Durango	4286	3.51	145	0.31
Guanajuato	939	3.09	22	22.00
Guerrero	5857	9.21	0	0.00
Hidalgo	1021	4.94	1	1.00
Jalisco	2603	3.34	3	0.12
México	1694	7.62	0	0.00
Michoacán de Ocampo	4334	7.43	3	0.07
Morelos	293	6.03	0	0.00
Nayarit	2943	10.58	2	0.06
Nuevo León	642	1.01	200	0.05
Oaxaca	8326	8.86	0	0.00
Puebla	3026	8.86	21	0.01
Querétaro	466	4.02	0	0.00
San Luis Potosí	617	1.02	551	0.01
Sinaloa	1196	2.11	3	0.01
Sonora	1406	0.78	3749	0.01
Tabasco	190	0.77	0	0.00
Tamaulipas	1938	2.44	355	0.00
Tlaxcala	148	3.72	0	0.00
Veracruz de Ignacio de la Llave	1332	1.86	0	0.00
Zacatecas	848	1.14	38	0.00
Total	57571		6012	

Fuente: elaboración propia

Anexo 8: Dinámica de Cambio en el Uso del Suelo 2018-2060

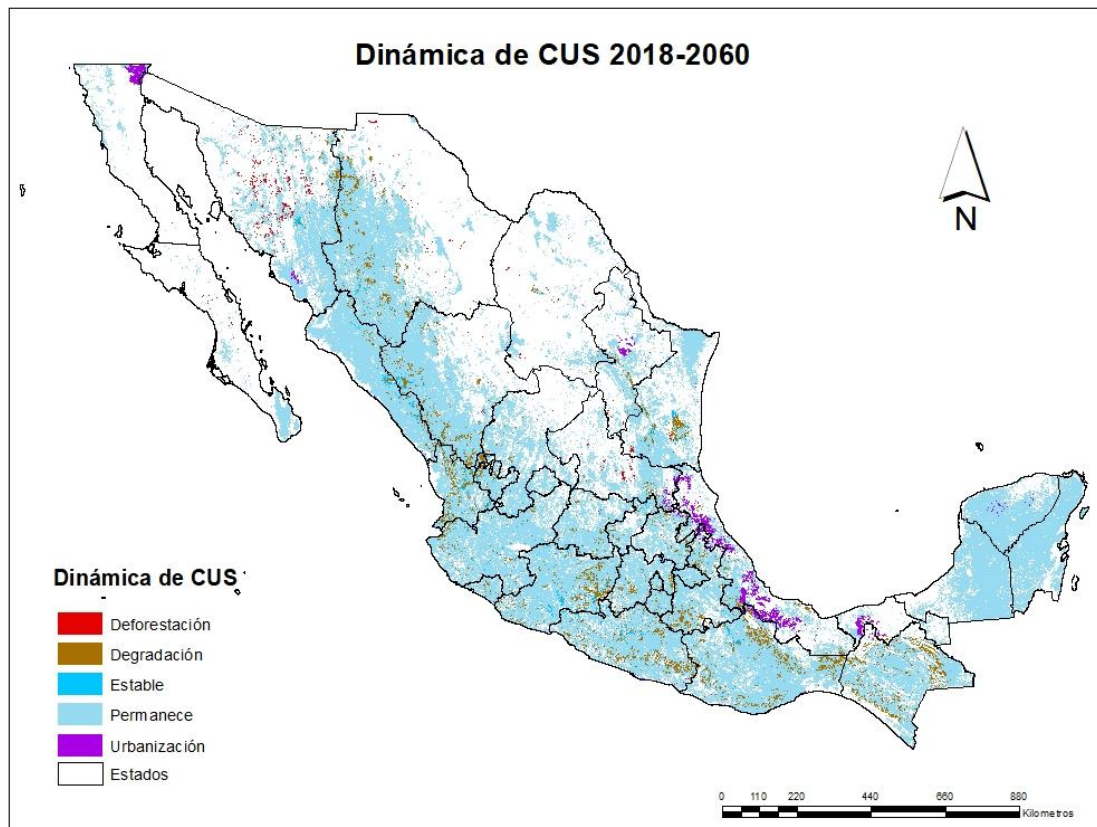


Figura 8: Dinámica de Cambio en el Uso del Suelo 2018-2060

Fuente: elaboración propia

Anexo 9: Densidad (adimensional) de deforestación

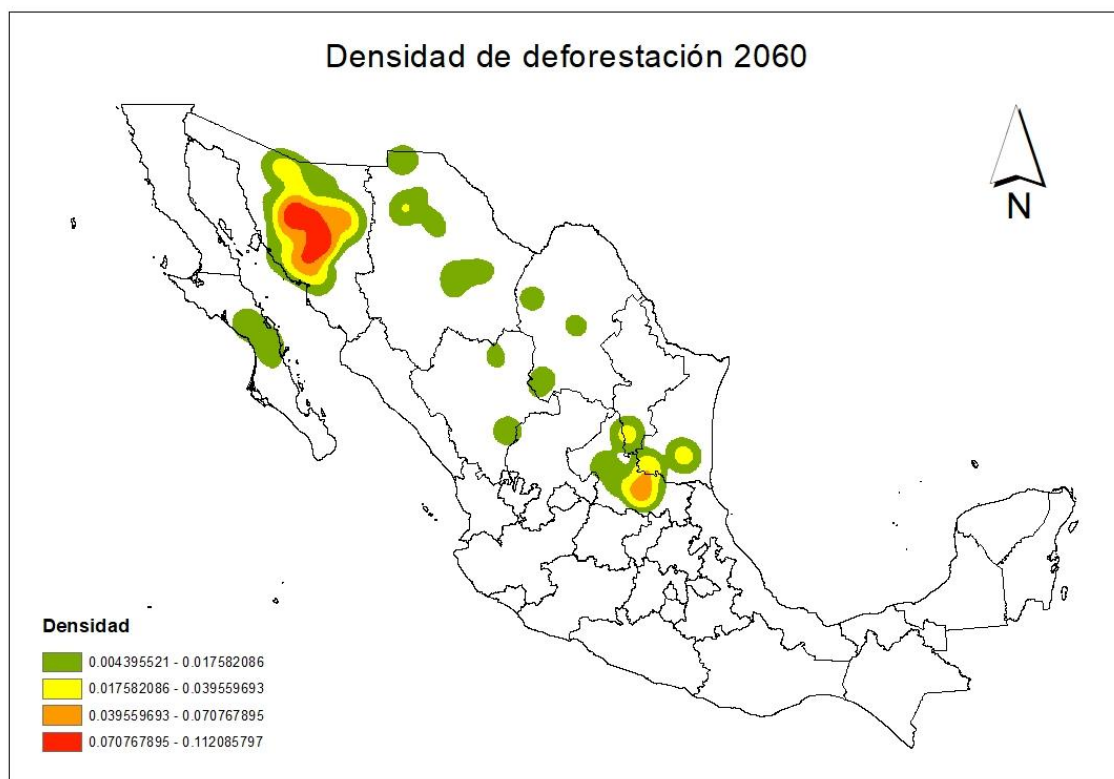


Figura 9: Densidad de deforestación

Fuente: elaboración propia

Anexo 10: Densidad (adimensional) de degradación

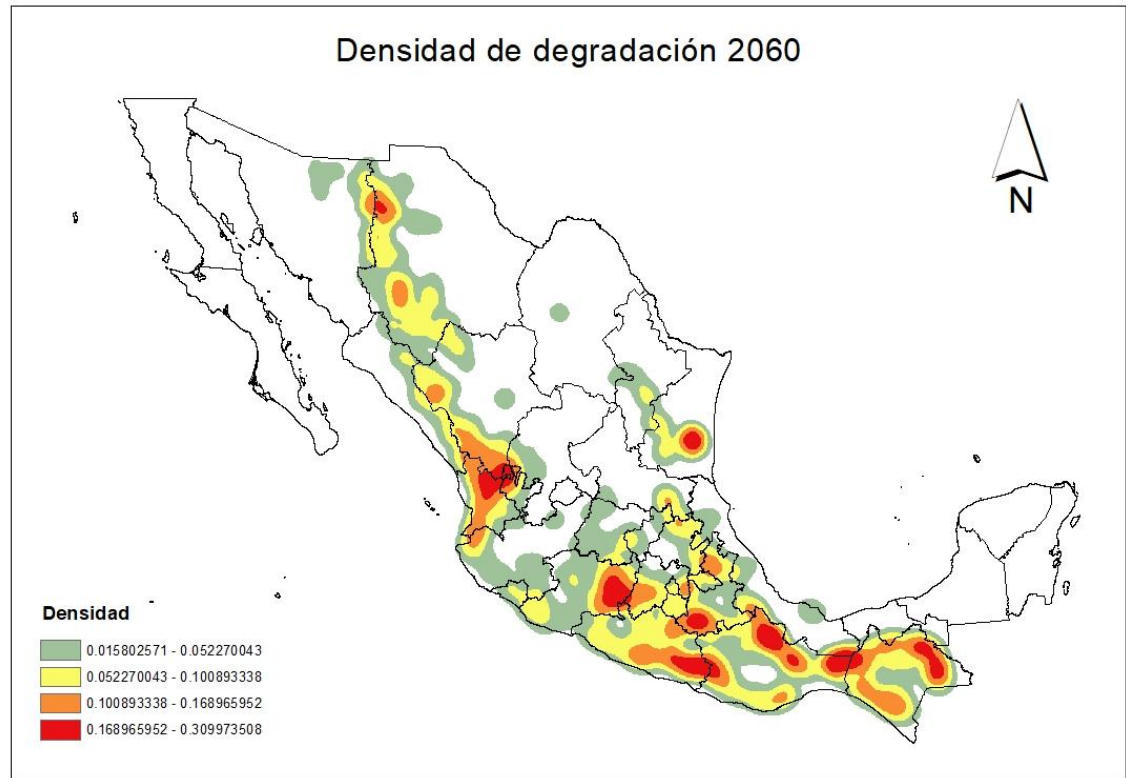


Figura 10 Densidad de degradación

Fuente: elaboración propia

3.8. Literatura citada

- 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>
- Chazdon, R. L. (2014). *Second growth: The promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. University of Chicago Press. <https://doi.org/10.7208/chicago/9780226118109.001.0001>
- Chen, G., Li, X., Liu, X., Chen, Y., Liang, X., Leng, J., Xu, X., Liao, W., Qiu, Y., Wu, Q., y Huang, K. (2020). Global projections of future urban land expansion under shared socioeconomic pathways. *Nature Communications*, 11(1), 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14386-x>
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2023). 2° Resumen de información sobre abordaje y respeto de las Salvaguardas REDD+ en México. https://redd.unfccc.int/media/ris_ii_mexico.pdf
- Consejo Nacional de Población (CONAPO). (2020). Consejo Nacional de Población | Gobierno de México. <https://www.gob.mx/conapo>
- CONAZA-UACH. (2023). Resumen Ejecutivo: Informe Nacional México 2022 de Degradación de Tierras, Desertificación y Sequía. <https://www.researchgate.net/publication/374673915>
- Cruz-Bello, G. M., Galeana-Pizaña, J. M., y González-Arellano, S. (2023). Urban growth in peri-urban, rural and urban areas: Mexico City. *Buildings and Cities*, 4(1), 1–16. <https://doi.org/10.5334/bc.230>
- De Alba Rosano, C. F., Ceccon, E., Romero-Calcerrada, R., y Rosete-Vergés, F. (2020). Revisión sistemática de cuarenta años de análisis de cambio de uso del suelo en México mediante sistemas de información geográfica. *Revista de Geografía Espacios*, 10(20). <https://doi.org/10.25074/07197209.20.1740>
- Eastman, J. R. (2016). *TerrSet geospatial monitoring and modeling system: Manual*. Clark University.
- Ellis, E. A., Romero Montero, J. A., y Hernández Gómez, I. U. (2017). Deforestation processes in the state of Quintana Roo, Mexico: The role of land use and community forestry. *Tropical Conservation Science*, 10. <https://doi.org/10.1177/1940082917697259>
- ESRI. (2016). How spatial autocorrelation (Global Moran's I) works. Environmental Systems Research Institute. <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/latest/tools/spatial-statistics-toolbox/h-how-spatial-autocorrelation-moran-s-i-spatial-st.htm>

- FAO. (2021). COP26 - La expansión agrícola causa cerca del 90 % de la deforestación mundial. <https://www.fao.org/newsroom/detail/cop26-agricultural-expansion-drives-almost-90-percent-of-global-deforestation/es>
- Franco Maass, S., Regil García, H., González Esquivel, C., y Nava Bernal, G. (2006). Cambio de uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Nevado de Toluca, México, en el periodo 1972-2000. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 61, 38–57. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112006000300004
- García-Gil, G., Sosa-Escalante, J. E., Aguilar-Cordero, W. de J., y Flores-Guido, J. S. (2020). Cambio de uso del suelo en la Zona Sujeta a Conservación Ecológica Reserva Cuxtal, Mérida, Yucatán, México. *Investigaciones Geográficas*, 101. <https://doi.org/10.14350/rig.59895>
- Godínez Montoya, L., Pérez Sánchez, S. L., y Soto, F. P. (2022). Análisis de la superficie forestal en México. *Investigaciones Económicas, UNAM*.
- Gómez, I. U. , E. A., y Gómez, C. A. G. (2013). Aplicación de teledetección y sistemas de información geográfica para el análisis de deforestación y deterioro de selvas tropicales en la región Uxpanapa, Veracruz. *GeoFocus*, 13(1), 1–24. <https://geofocus.org/index.php/geofocus/article/view/275>
- Guo, J., Li, F. Y., Tuvshintogtokh, I., Niu, J., Li, H., Shen, B., y Wang, Y. (2024). Past dynamics and future prediction of the impacts of land use cover change and climate change on landscape ecological risk across the Mongolian plateau. *Journal of Environmental Management*, 355, 120365. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120365>
- Haykin, S. (2009). *Neural networks and learning machines* (3rd ed.). Pearson.
- Hernández-Guerrero, J. A. (2024). Índice de presión urbana sobre áreas naturales protegidas en México. *Revista Cartográfica*. <https://www.revistasipgh.org/index.php/rcar/article/view/5785/6582>
- Hernández-Rojas, D. A., López-Barrera, F., y Bonilla-Moheno, M. (2017b). Cambios en la cobertura vegetal en la región de Uxpanapa, Veracruz: Un análisis preliminar. *Agrociencia*, 51(6), 633–647. <https://agrociencia-colpos.mx/index.php/agrociencia/article/view/1114>
- INEGI. (2010). Red nacional de caminos (Conjunto de datos vectoriales). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx>
- INEGI. (2013). Continuo de elevaciones mexicano (CEM 3.0). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx>
- INEGI. (2020). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/>

- Kumar, K., Balakrishnan, K., In, K. C., y Tripathy, P. (2021). A CNN-based method for sub-pixel urban land cover classification using Landsat-5 TM and Resourcesat-1 LISS-IV imagery. *arXiv*. <https://arxiv.org/pdf/2112.08841>
- López-Teloxa, L. C., y Monterroso-Rivas, A. I. (2024). Intensidad en los cambios de uso de suelo en México (2001-2018). *Investigaciones Geográficas*, 115. <https://doi.org/10.14350/rig.60878>
- Mao, X., Peng, L., y Wang, Z. (2022). Nonparametric feature selection by Random Forests and deep neural networks. *Computational Statistics y Data Analysis*, 170, 107436. <https://doi.org/10.1016/j.csda.2022.107436>
- Monterroso-Rivas, A. I., Gómez-Díaz, J. D., y Tinoco-Rueda, J. A. (2013). Bosque mesófilo de montaña y escenarios de cambio climático: una evaluación en Hidalgo, México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19(1), 29–43. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2012.03.029>
- Neri-Suárez, L., Estrada, F., y Pérez, A. (2024). Land use change modeling with TerrSet in southern Mexico: Implications for secondary vegetation dynamics. *Land Use Policy*, 138, 106788. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2023.106788>
- Ochoa-Jiménez, C. F., Camacho Sanabria, J. M., Chávez Alvarado, R., y Orozco Hernández, M. E. (2023). Patrones espaciotemporales y fuerzas impulsoras de la urbanización en Playa del Carmen, Quintana Roo, México (2004–2015). *Revista de Geografía Norte Grande*, 85, 1–24. <https://doi.org/10.4067/s0718-34022023000200107>
- Pascual-Hernández, S., Monterroso-Rivas, A. I., Mohedano-Caballero, L., Romo-Lozano, J. L., y Cabrera-Delgado, J. M. (2024). Dynamic changes in land use and vegetation in the Forest Protected Area of the southern rivers of Querétaro (1997–2016). *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 30(3), 1–17. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2023.02.007>
- Porter-Bolland, L., Ellis, E. A., Guariguata, M. R., Ruiz-Mallén, I., Negrete-Yankelevich, S., y Reyes-García, V. (2012). Community managed forests and forest protected areas: An assessment of their conservation effectiveness across the tropics. *Forest Ecology and Management*, 268, 6–17. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.05.034>
- Pronatura Sur. (2024). Deforestación en México: propuestas para una agenda nacional. <https://pronatura-sur.org/wp-content/uploads/2024/10/Deforestacion-en-Mexico.-Propuestas-para-una-agenda-nacional.pdf>
- Ramón González, J. A., y Aguilar, A. G. (2021). Expansión urbana irregular, cambio de uso del suelo y deterioro ambiental en la periferia norte de la Zona Metropolitana Puebla-Tlaxcala: El caso del Parque Nacional La Malinche. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 30(2), 441–458. <https://doi.org/10.15446/rcdg.v30n2.89849>

- Santibáñez-Andrade, G., Valdez-Lazalde, J. R., y Guerra-Martínez, F. (2023). Análisis multitemporal de la degradación de los bosques de encino y oyamel en la Cuenca de México (1993–2014). *Madera y Bosques*, 29(1). <https://doi.org/10.21829/myb.2023.2912323>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2020). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales | Gobierno de México. <https://www.gob.mx/semarnat>
- Tarancón, A. A., Fulé, P. Z., y Arévalo, A. G. (2024). Mexican mixed-species forest shows resilience to high-intensity fire. *Canadian Journal of Forest Research*, 54(5), 500–511. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2023-0185>
- Trejo, I., y Dirzo, R. (2000). Deforestation of seasonally dry tropical forest: A national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*, 94(2), 133–142. [https://doi.org/10.1016/s0006-3207\(99\)00188-3](https://doi.org/10.1016/s0006-3207(99)00188-3)
- Wang, S. W., Munkhnasan, L., y Lee, W. K. (2021). Land use and land cover change detection and prediction in Bhutan's high altitude city of Thimphu, using cellular automata and Markov chain. *Environmental Challenges*, 2, 100017. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2020.100017>
- Williams-Linera, G., Manson, R. H., y Isunza, V. E. (2002). La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques*, 8(1), 73–89. <https://myb.ojs.inecol.mx/index.php/myb/article/view/1307/1477>

CAPITULO IV

RIESGO ECOLÓGICO POR CAMBIO DE USO DE SUELO Y CAMBIO CLIMÁTICO EN BOSQUES DE MÉXICO

Celina Aguiar-Parra^{1*} (0009-0007-5006-5354); Leticia Citlaly López-Teloxa¹; (0000-0002-0258-325X); Juan Uriel Avelar Roblero¹ (0000-0002-9350-6187); Alejandro Ismael Monterroso-Rivas² (0000-0003-4348-8918).

¹Division de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo, División de Ciencias Forestales, km 38.5 carretera México-Texcoco C. P. 56230. Chapingo, Texcoco, Estado de México, México.

²Departamento de Suelos, Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco 56230, Mexico.

Resumen

El cambio climático es una amenaza central para los ecosistemas forestales de México y sus efectos pueden intensificarse en paisajes transformados por el cambio de uso de suelo. Este estudio desarrolló un sistema de clasificación de riesgo ecológico que integra la vulnerabilidad climática proyectada y la dinámica futura de cambio de uso de suelo, para identificar zonas forestales más expuestas a escala nacional.

El cambio de uso de suelo se modeló con redes neuronales y cadenas de Márkov a partir de cartas INEGI (2009–2018) y su proyección a 2060. La vulnerabilidad climática se estimó con anomalías de temperatura y cambios porcentuales de precipitación usando WorldClim v2.1 (2000–2021) y proyecciones CMIP6 de HadGEM3-GC31, MIROC6 y MPI-ESM1-2 bajo SSP2-4.5 (2081–2100). Ambos componentes se integraron mediante una matriz de riesgo aplicada al área forestal del país.

Bajo los tres modelos, >80 % de la superficie forestal se clasifica en riesgo alto y extremo, dominado por el componente climático. El bosque mesófilo de montaña concentra >89 % de su superficie en categorías de riesgo climático elevado; selvas y vegetación secundaria superan 85 %. El cambio de uso de suelo aumenta el riesgo en paisajes fragmentados, donde 10–15 % se ubica en categorías de riesgo combinado.

El enfoque permite priorizar áreas para gestión forestal, conservación/restauración y adaptación al cambio climático.

4.1. Abstract

Climate change is a central threat to Mexico's forest ecosystems, and its impacts can be intensified in landscapes previously transformed by land-use change. This study developed an ecological risk classification system that integrates projected climate vulnerability and future land-use change dynamics to identify the most exposed forested areas at the national scale.

Land-use change was modeled using neural networks and Markov chains based on INEGI land-use and vegetation maps for the 2009–2018 period and projected to 2060. Climate vulnerability was estimated from temperature anomalies and percentage changes in precipitation using WorldClim v2.1 data (2000–2021) and CMIP6 projections from HadGEM3-GC31, MIROC6 and MPI-ESM1-2 under the SSP2-4.5 scenario for the late 21st century (2081–2100). Both components were integrated through an ecological risk matrix applied to the national forest area.

Across the three climate models, more than 80% of Mexico's forested surface is classified within high and extreme risk categories, primarily driven by the climate component. Cloud forests show the most severe conditions, with over 89% of their area concentrated in elevated climate-risk categories, while tropical forests and secondary vegetation exceed 85%. Land-use change increases risk in fragmented landscapes, where 10–15% of the forest area falls into combined risk categories.

This approach supports the spatial prioritization of forest management, conservation and restoration, and climate change adaptation strategies.

4.2. Introducción

El cambio de uso de suelo y el cambio climático se han consolidado como los principales impulsores de la transformación ecológica en los ecosistemas terrestres a escala global (IPBES, 2019; IPCC, 2021). En México, donde aproximadamente el 70 % del territorio presenta algún tipo de ecosistema forestal, la presión conjunta de la expansión agropecuaria, la urbanización, la degradación del suelo y el aumento sostenido de la temperatura ha generado una pérdida acelerada de cobertura natural (Challenger, 2009; Trejo y Dirzo, 2000).

Durante las últimas décadas, las transiciones hacia agricultura, pastizal inducido y asentamientos humanos han modificado profundamente la estructura y composición del paisaje (Velázquez et al., 2022). Se estima que la superficie original del país se ha reducido entre 80 y 90 % (Guevara et al., 2004), y que más del 40 % de la superficie nacional ha experimentado algún tipo de cambio de uso de suelo (López-Teloxa y Monterroso-Rivas, 2024). Paralelamente, el cambio climático intensifica los riesgos ya existentes. Las proyecciones climáticas del IPCC para México anticipan incrementos de 3 a 6 °C hacia finales del siglo XXI, acompañados por una intensificación del ciclo hidrológico caracterizada por

sequías más prolongadas y eventos extremos de precipitación (Fuentes-Franco et al., 2018; IPCC, 2021). La sensibilidad térmica de los ecosistemas de alta montaña, la dependencia hídrica del bosque mesófilo de montaña y la vulnerabilidad de las selvas tropicales a déficits hídricos prolongados han sido ampliamente documentadas (Muñoz-Villers et al., 2015). Por ejemplo, Sáenz-Romero et al. (2020) y Pompa-García et al. (2023) han encontrado señales de estrés climático asociados al calentamiento como disminución de crecimiento, mayor sensibilidad a eventos de sequía y procesos de declive. Así, los ecosistemas se encuentran expuestos a la variación climática reciente.

El riesgo ecológico puede entenderse como la probabilidad de que un ecosistema experimente alteraciones adversas en su estructura, funcionamiento y provisión de servicios ecosistémicos, como resultado de la interacción entre peligros ambientales, naturales o inducidos por actividades humanas, la exposición espacial de los sistemas ecológicos y su vulnerabilidad, determinada por la sensibilidad, la capacidad adaptativa y la resiliencia del sistema (Hunsaker et al., 1990; IPCC, 2014; De Lange et al., 2010). Algunos métodos para evaluar el riesgo ecológico han sido desarrollados a partir de marcos conceptuales que integran los componentes de peligro, exposición y vulnerabilidad (IPCC, 2014; GIZ et al., 2018), así como enfoques de vulnerabilidad ecológica multinivel y evaluaciones de riesgo ecológico del paisaje que incorporan métricas espaciales como fragmentación, conectividad y cambios de uso del suelo para caracterizar el riesgo emergente de disturbios naturales y presiones antrópicas (Hunsaker et al., 1990; De Lange et al., 2010; Cushman et al., 2017; Guo et al., 2024). En México, las aproximaciones para evaluar el riesgo ecológico han sido mayoritariamente regionales y focalizadas en ecosistemas o áreas específicas, con una limitada integración entre la dinámica del cambio de uso de suelo y la vulnerabilidad climática, lo que ha dejado un vacío en la evaluación del riesgo ecológico de los ecosistemas forestales a escala nacional (Arroyo-Rodríguez et al., 2017; De Alba Rosano et al., 2020).

Aunque existen diversos estudios sobre cambio de uso de suelo y cambio climático en México, la mayor parte de la literatura los aborda como procesos independientes, sin capturar la interacción entre la vulnerabilidad climática y la presión antrópica directa (Brooks et al., 2006). En evaluaciones ambientales a escala regional se ha destacado la importancia de considerar múltiples estresores de manera conjunta para comprender su efecto sobre la integridad de los ecosistemas (Landis y Wieggers, 2005). En este contexto, el objetivo del presente estudio fue desarrollar un sistema de clasificación de riesgo ecológico que evalúe de manera integrada tanto el cambio de uso de suelo como el cambio climático en las regiones con bosque de México, con el propósito de identificar las zonas forestales más expuestas y que sirva de base para futuras políticas y estudios.

4.3. Metodología

El método consistió en la preparación de tres componentes: cambio de uso de suelo y proyecciones; cambio climático y exposición futura, así como construcción del índice de riesgo ecológico. Los tres se describen mejor a continuación:

4.3.1. Componente de cambio de uso de suelo

El componente de cambio de uso de suelo (CUS) se utilizó para representar la amenaza antrópica sobre los ecosistemas forestales de México. Se analizaron las transiciones de usos de suelo entre 2009 y 2018 empleando las cartas de uso de suelo y vegetación de INEGI series IV (INEGI, 2009), VI (INEGI, 2016) y VII (INEGI, 2018). Se reclasificaron en once categorías principales siguiendo a CONAZA-UACH (2023). Se homologaron a resolución espacial de 1 km × 1 km para obtener 963 143 píxeles.

La dinámica de cambio se modeló mediante el módulo Land Change Modeler (LCM) de TerrSet (Eastman, 2016). Se calibró un modelo predictivo mediante redes neuronales multicapa (MLP) usando como variables impulsoras la pendiente, altitud, densidad vial, distancia a asentamientos humanos (INEGI, 2018; INEGI, 2020) y probabilidad de cambio de uso de suelo. La validación del modelo alcanzó una precisión superior al 88%, lo que permitió proyectar la dinámica futura al año 2060 a través de cadenas de Márkov (Eastman, 2016).

Con base en estas proyecciones se construyó una matriz de dinámica de cambios entre los años 2018 y 2060. Una descripción metodológica ampliada puede encontrarse en un manuscrito en revisión (Aguilar, datos no publicados). Siguiendo la matriz se construyó la amenaza por cambios de uso de suelo (cuadro 11) donde se reclasifica en cinco clases de las cuales dos significan amenaza de acuerdo con su significado y magnitud.

Cuadro 11 Niveles de amenaza por cambio de uso de suelo

Uso de suelo de referencia o	Uso de suelo más reciente											
		AG	AH	BM	CL	CO	LA	SAM	SB	VSB	VSS	Otros
	AG	P	U	Reforestación								
	AH	TI	P	TI							TI	
	BM	Deforestación		P							Degradación	
	CL				P	Estable						
	CO					P						
	LA						P					
	SAM				Estable			P				
	SB								P			
	VSB	Degradación		Reforestación						P	Estable	

	VSS			Estable	P	
	Otros			Reforestación	P	

Donde: P=permanencia de uso, U=urbanización y TI=transiciones improbables AG=agricultura, AH=asentamiento humano, BM=bosque mesófilo de montaña, CL=coníferas y latifoliadas, CO=coníferas, LA=latifoliadas, SAM=selva alta y media, SB=selva baja, VSB=vegetación secundaria de bosque, VSS=vegetación secundaria de selva, OTROS=otros usos. Elaboración propia.

Lo anterior refleja un gradiente de presión antrópica sobre los ecosistemas naturales, donde el riesgo con valor más alto representa pérdidas directas de cobertura arbórea y mayor alteración del paisaje.

4.3.2. Componente de cambio climático

Datos climáticos base (2000-2021)

Para caracterizar la amenaza climática, se emplearon datos de temperatura y precipitación de la base de datos WorldClim versión 2.1 (Fick y Hijmans, 2017). Se descargaron 264 rásteres mensuales correspondientes al periodo 2000–2021, con una resolución espacial de 2.5 minutos de arco (equivalente a aproximadamente 5 km en el ecuador). Esta resolución fue seleccionada porque constituye el nivel de detalle disponible para variables mensuales a escala global.

Los rásteres incluyen las variables de temperatura mínima (T_{min} , °C), temperatura máxima (T_{max} , °C), precipitación total (P , mm) y precipitación acumulada corregida (P_c , mm). A partir de T_{min} y T_{max} se calculó la temperatura promedio anual (T_{mean}) mediante la expresión:

$$T_{mean} = \frac{T_{min} + T_{max}}{2}$$

Mientras que la precipitación total anual se obtuvo sumando los valores mensuales:

$$P_{anual} = \sum_{i=1}^{12} P_i$$

Estos 264 archivos globales se recortaron al territorio mexicano para generar el periodo base climático (2000–2021).

Datos climáticos futuros (GCMs del CMIP6)

Se descargaron las proyecciones climáticas (Worldclim v2.1, s.f.) de tres Modelos Climáticos Globales (GCMs) participantes en el CMIP6 del IPCC: HadGEM3-GC31 (Met Office Hadley Centre, Reino Unido), MIROC6 (Universidad de Tokio, NIES y JAMSTEC, Japón) y MPI-ESM1.2 (Max Planck Institute for Meteorology, Alemania). Las proyecciones abarcan el periodo 2081–2100 y

fueron consideradas bajo la trayectoria socioeconómica SSP2-4.5 que representa un escenario intermedio con políticas moderadas de mitigación.

Se comparó la precipitación actual y la precipitación futura para estimar el cambio porcentual de la lluvia estimada por cada modelo, mediante:

$$\Delta P(\%) = \frac{(P_{futuro} - P_{base})}{P_{base}} \times 100$$

El mismo procedimiento se realizó a temperatura para estimar las anomalías o diferencias para cada escenario mediante la operación:

$$\Delta T = T_{futuro} - T_{base}$$

Con lo anterior, se obtuvieron las anomalías y cambios porcentuales de temperatura y precipitación previstos por cada modelo de cambio climático para finales del siglo XXI (2081–2100). Esto fue la base para construir la amenaza por cambio climático.

Exposición climática. Se construyó una matriz de exposición climática (cuadro 12) que considera el cambio esperado por cada variable: en temperatura se concentró en cuatro grupos (0–1 °C, 1–2 °C, 2.1–4 °C y > 4 °C) y para precipitación se agrupó en cinco (< –30 %, –10 a –30 %, –10 a 10 %, 10 a 30 % y > 30 %). Se obtuvieron 20 posibles combinaciones para la exposición climática, y se codificaron con abreviaturas que reflejan el tipo y la intensidad de la condición climática, por ejemplo: MS (Más seco) o MCMS (Medianamente más cálido y medianamente seco).

Cuadro 12: Exposición climática según temperatura y precipitación Futura proyectada.

Cambios en temperatura (°C)		Cambios en precipitación (%)				
		menor a -30 Más seco	de -10 a -30 Medianamente más seco	de -10 a 10 Variabilidad normal	de 10 a 30 Altamente más húmedo	Mayor a 30 Más húmedo
0-1	Variabilidad normal	Más secos y medianamente más cálidos (MS, MMS, MCES, MCMS)		De normal a más cálidos (N, MC, AMC, EC)	Más húmedos y medianamente más cálidos (AH, MH, MCH, MCAH)	
1 a 2	Mediadamente más cálido					
2.1 a 4	Altamente más cálido	Más secos y cálidos (ACAS, ACMS, ECAS, ECMS)			Más húmedos y cálidos (ACMH, ACH, ECMH, ECAH)	
Mayor de 4	Extremadamente más cálido					

Las 20 combinaciones posibles son: MS=Más seco, MMS=Medianamente más seco, N=Normal, AH=Altamente húmedo, MH=Más húmedo, MCES=Medianamente más cálido y extremadamente seco, MCMS=Medianamente más cálido y medianamente seco, MC=Medianamente más cálido, MCH=Medianamente más cálido y húmedo, MCAH=Medianamente más cálido y altamente húmedo, ACAS=Altamente más cálido y altamente seco, ACMS=Altamente más cálido y medianamente seco, AMC=Altamente más cálido, ACMH= Altamente más cálido y medianamente húmedo, ACH=Altamente más cálido y húmedo, ECAS= Extremadamente más cálido y altamente seco, ECMS=Extremadamente más cálido y medianamente seco, EC=Extremadamente más cálido, ECMH=Extremadamente más cálido y medianamente húmedo, ECAH=Extremadamente más cálido y altamente húmedo. Elaboración propia. Ver cuadro detallado en anexo 11.

Lo anterior se aplicó a cada modelo de cambio climático (HadGEM, MIROC y MPI) utilizando operaciones de reclasificación y combinación de rásteres en ArcGIS 10.8 (ESRI, 2020) mediante la herramienta *ráster calculator*. El resultado fue un conjunto de mapas espaciales de exposición climática para cada modelo y escenario socioeconómico (SSP2-4.5).

Finalmente, se compararon los tres mapas anteriores de exposición para identificar zonas de coincidencia. Estas representan regiones donde los modelos convergen en futuras condiciones de calentamiento y reducción de precipitación. Estas zonas fueron interpretadas como áreas de alta exposición climática, insumo esencial para la integración posterior del índice de riesgo ecológico, de acuerdo con el Cuadro 13.

Cuadro 13. Clasificación de exposición por cambio climático

Exposición por cambio climático	Peso	Categorías que incluye *
Baja exposición climática	1	MCH, MCAH, AH, MH y N
Media exposición climática	2	MC, ACH, ACMH, ECMH y ECAH
Alta exposición climática	3	ACMS, AMC, MCMS, MMS y MS
Muy alta exposición climática	4	ECAS, ECMS, ACAS, MCES y EC

* Categorías según Cuadro 1. Elaboración propia.

4.3.3. Riesgo ecológico

La estimación del riesgo ecológico integró la amenaza por cambio de uso de suelo (CUS) y la exposición climática por cambio climático (CC). Ambos componentes fueron integrados siguiendo la matriz de riesgo ecológico (Cuadro 14). Cada intersección de la matriz representa un tipo de riesgo ecológico combinado, que incorpora la interacción entre la presión antrópica del cambio de uso de suelo y la exposición climática del ecosistema.

Cuadro 14. Riesgo ecológico por cambio de uso de suelo y cambio climático

Cambio de uso de suelo	Peso	Exposición al cambio climático			
		Bajo 1	Medio 2	Alto 3	Muy alto 4
Muy bajo	1	Riesgo bajo combinado (RBC)	Riesgo de bajo a medio (RMCC, RBCUSyMCC)	Alto riesgo climático (RACC, RCE)	
Bajo	2			Riesgo medio a alto (RBCUSyMAC, RBCUSyECC)	
Medio	3	Riesgo medio combinado (RMCUSyBCC, RMC)		Riesgo medio a alto (RMCUSyACC, RMCUSyECC)	
Alto	4	Riesgo medio a alto (RACUSyBCC, RACUSyMCC)		Riesgo alto combinado (RAC, RACUSyECC)	
Muy alto	5	Alto riesgo antrópico (RECUSyBCC, RECUSyMCC)		Riesgo extremo combinado (RECUSyACC, REC)	

RBC=Riesgo bajo combinado, REC= Riesgo extremo combinado, RACUSyECC= Riesgo alto por CUS y extremo por CC, RMCUSyECC=Riesgo medio por CUS y extremo por CC, RBCUSyECC=Riesgo bajo por CUS y extremo por CC, RCE=Riesgo climático extremo, RECUSyACC=Riesgo extremo por CUS y alto por CC, RAC=Riesgo alto combinado, RMCUSyACC=Riesgo medio por CUS y alto por CC, RBCUSyACC=Riesgo bajo por CUS y alto por CC, RACC=Riesgo alto por CC, RECUSyMCC=Riesgo extremo por CUS y medio por CC, RACUSyMCC=Riesgo alto por CUS y medio por

CC, RMC=Riesgo medio combinado, RBCUSyMCC=Riesgo bajo por CUS y medio por CC, RMCC=Riesgo medio por CC, RECUSyBCC=Riesgo extremo por CUS y bajo por CC, RACUSyBCC=Riesgo alto por CUS y bajo por CC, RMCUSyBCC=Riesgo medio por CUS y bajo por CC. Elaboración propia.

El riesgo ecológico se aplicó a cada modelo climático. Esto arrojó tres mapas de riesgo ecológico, uno por cada modelo.

4.4. Resultados y discusión

4.4.3 Cambios de uso de suelo

El cambio de uso de suelo proyectado al 2060 y la amenaza derivada se muestra en la Figura 11. Para la selva baja (SB) se reduciría a una tasa de -0.61% anual, mientras que las selvas altas y medianas (SAM) disminuirán a -0.41% anual. La pérdida de bosques templados también es evidente, donde las coníferas (CO) y latifoliadas (LA) pueden disminuir anualmente a tasas de -0.30% y -0.25%, respectivamente. En contraste con las pérdidas de vegetación primaria las categorías con aumento significativo de superficie son las vegetaciones secundarias, tanto en áreas previamente boscosas (VSB: +0.64 % anual) como selváticas (VSS: +0.55 % anual). La expansión de los asentamientos humanos se estima un crecimiento anual del 1.54%, equivalente a más de 45,000 hectáreas por año. Por otro lado, la cobertura agrícola se mantiene relativamente constante, con una variación neta insignificante (-0.01%).

Estos resultados son semejantes a lo informado por SEMARNAT (2020) y en el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) de CONAFOR (2020), quienes documentan pérdidas continuas de selvas por expansión agrícola, ganadera y urbanización. También, INEGI (2020) señala la tala ilegal, los incendios forestales y el cambio de uso para fruticultura y ganadería como principales causas de deforestación en zonas de bosque templado. CONAPO (2020) prevé que más del 85% de la población mexicana residirá en zonas urbanas para 2050. INEGI y estudios de ordenamiento territorial señalan que esta expansión suele darse de forma desordenada, ocupando superficies agrícolas y fragmentando ecosistemas adyacentes.

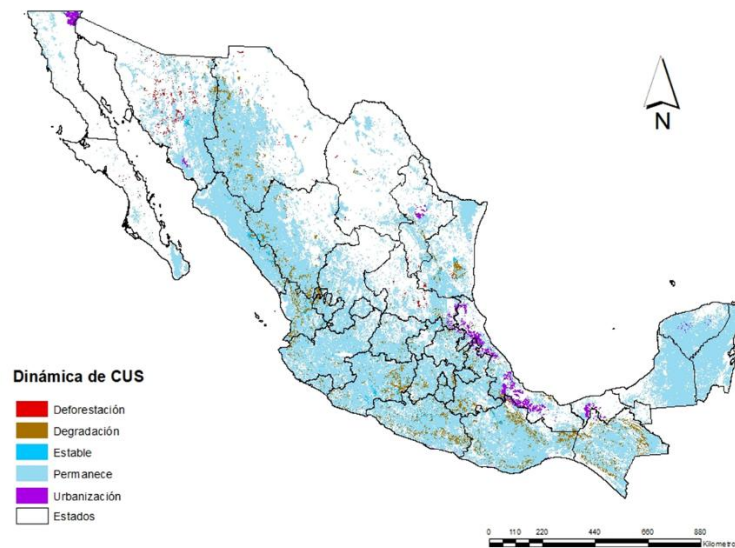


Figura 11. Amenazas por cambio de uso de suelo para 2060

Fuente: elaboración propia

4.4.4. Cambios en precipitación futura

Los cambios proyectados en la precipitación futura por los tres modelos considerados se muestran en la Figura 12. En promedio para todo el país, el modelo MPI proyecta una disminución significativa de -11% , MIROC de $+4.1\%$ y el modelo HadGEM de $+11.7\%$. La magnitud del cambio no es homogénea para el país: la dispersión interna (desviación estándar ponderada) revela que HadGEM exhibe la mayor variabilidad ($\sigma = 22.8\%$), con dos grupos de valores muy contrastantes: presencia de déficits severos (-40%) y aumentos extremos ($+70\%$). No muy lejanos, el modelo MPI observa variabilidad cercana a 11.9% y el modelo MIROC de 10.8% . Ambos modelos presentan distribuciones más concentradas alrededor de sus medias, reflejando respuestas hidrológicas más estables bajo el forzamiento climático.

Con perspectiva espacial, el modelo MPI es quien proyecta la mayor aridificación del territorio con 76% de su territorio mostrando reducción en precipitación. MIROC, por su parte, distribuye la mayor parte de los incrementos dentro de rangos moderados (hasta $+40\%$), configurándose, así como el modelo menos abrupto en términos hidrológicos. Finalmente, HadGEM presenta el escenario más extremo, con 25% de superficie en condiciones de déficit y 41% con incrementos de $+20\%$, evidenciando una intensificación del ciclo hidrológico acorde con lo reportado para este modelo en evaluaciones CMIP6 (p. ej., Fuentes-Franco et al., 2021; IPCC, 2021). En conjunto, los resultados revelan

una alta divergencia intermodelo y subrayan la importancia de incorporar múltiples GCMs para captar el rango de incertidumbre climática y su impacto potencial sobre los ecosistemas forestales mexicanos.

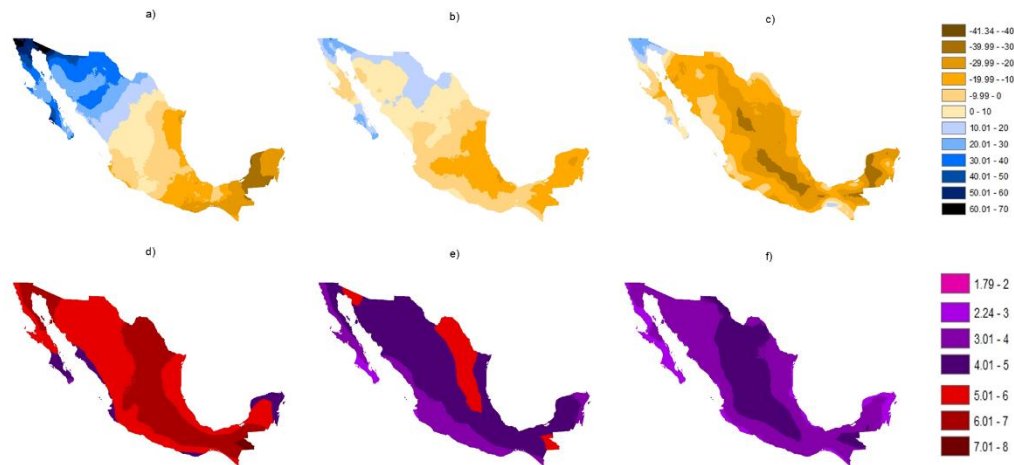


Figura 12. Cambios en precipitación (arriba) y temperatura (abajo) según modelos de cambio climático para 2100, a=MPI, b=HadGem y c=MIROC

Fuente: elaboración propia

4.4.5. Anomalías en temperatura futura

Las anomalías de temperatura proyectadas para el periodo 2081–2100 muestran un patrón consistente de calentamiento generalizado en los tres modelos climáticos, aunque con diferencias claras en la magnitud y la dispersión interna. El análisis ponderado de los histogramas indica que MPI proyecta el incremento térmico más conservador, con un promedio nacional de 3.88 °C, mientras que MIROC sitúa el calentamiento en 4.48 °C, y HadGEM alcanza el valor más elevado con 5.44 °C. Este gradiente intermodelo es coherente con evaluaciones previas de CMIP6, donde HadGEM se ha caracterizado por una alta sensibilidad climática y por proyectar escenarios de calentamiento particularmente intensos en regiones tropicales.

La variabilidad de cada modelo (desviación estándar ponderada) revela que el calentamiento no es homogéneo dentro del territorio. HadGEM muestra la mayor dispersión ($\sigma = 0.8$ °C), seguido de MIROC ($\sigma = 0.78$ °C) y MPI ($\sigma = 0.72$ °C). Esto sugiere que HadGEM no solo proyecta temperaturas más altas, sino que además distribuye una mayor superficie más expuesta a rangos extremos. De hecho, HadGEM no presenta incrementos menores a 4 °C y alcanza valores superiores a 7.5 °C. El modelo MIROC concentra gran parte de su distribución entre 3.5 y 6 °C, y MPI sugiere valores moderados (3 a 4.5 °C), sin incrementos más allá de 5 °C. Esta combinación de mayor media y mayor dispersión en HadGEM implica un escenario climático más severo, que coincide con el

comportamiento altamente sensible de este modelo documentado en la literatura del IPCC (2021).

4.4.6 Exposición climática. La exposición climática, entendida como los cambios de temperatura y precipitación esperados por cambio climático, muestra diferencias entre modelos, pero con coincidencias notables hacia los escenarios más extremos (Figura 13).

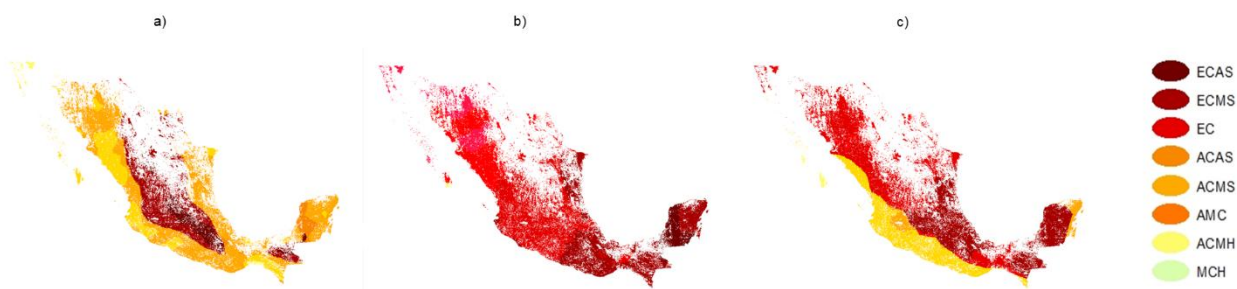


Figura 13. Exposición climática según modelo de cambio climático, a=MPI, b=HadGem y c=MIROC.

Donde según cuadro 12: ECAS= Extremadamente más cálido y altamente seco, ECMS=Extremadamente más cálido y medianamente seco, EC=Extremadamente más cálido, ACAS=Altamente más cálido y altamente seco, ACMS=Altamente más cálido y medianamente seco, AMC=Altamente más cálido, ACMH= Altamente más cálido y medianamente húmedo. Elaboración propia.

4.4.5. Riesgo Ecológico

La Figura 5 muestra la distribución espacial del riesgo ecológico para cada modelo climático, resultado de aplicar lo señalado en el Cuadro 4. Para el país, la superficie bajo riesgo combinado alcanza el 9% mientras que riesgo climático en el 91% de la superficie forestal solo diferirá en grado de acuerdo al modelo climático, para HadGem tiende el 65% a extremo y 26% a medio; para MIROC, 63% extremo, 24% alto; para MPI, 29% extremo y 61% alto.

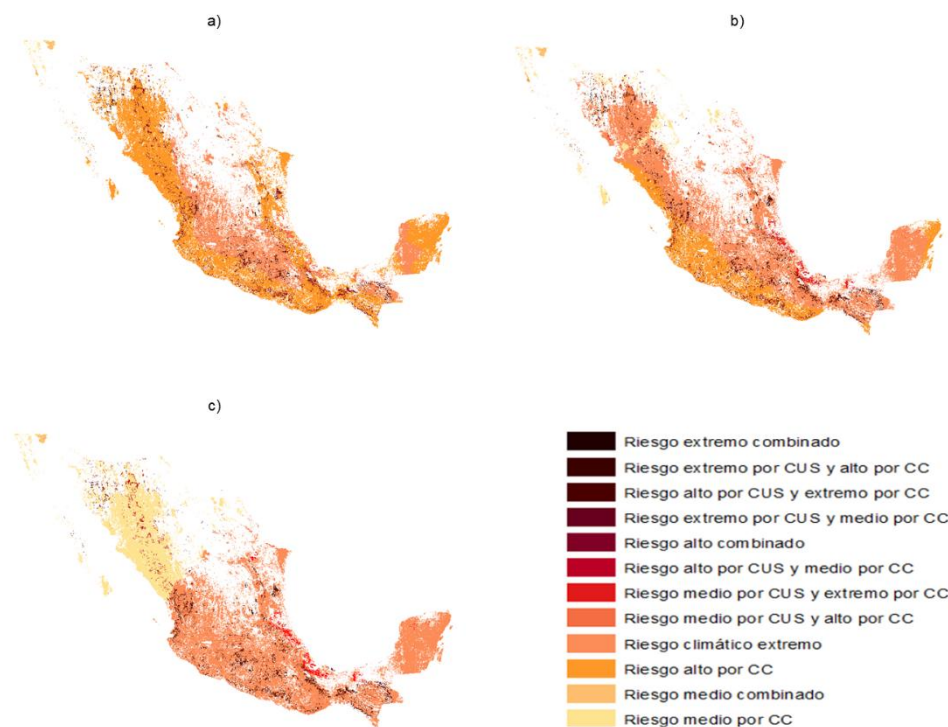


Figura 14. Riesgo ecológico combinado por cambio de uso de suelo y cambio climático en México, según modelos a=MPI, b=HadGem y c=MIROC.

Exposición y riesgo combinado por ecosistema

Bosque mesófilo de montaña

La tendencia del bosque mesófilo de montaña hacia categorías de Riesgo Alto o Extremo dominadas por el cambio climático (RCE y RACC) supera el 89 % bajo los tres escenarios y modelos evaluados, mientras que aproximadamente 10 % del área se clasifica en categorías de riesgo combinado por cambio de uso de suelo y cambio climático (RACUSyECC bajo MPI y MIROC, o RMCUSyECC bajo HadGEM). Estos resultados son consistentes con la elevada sensibilidad climática documentada para este ecosistema en México. Por ejemplo, Rojas-Soto et al. (2012) reportan que hacia 2050 el bosque mesófilo de montaña podría perder entre 54 % y 76 % de su superficie climáticamente adecuada, incluso bajo escenarios conservadores, como consecuencia de incrementos en temperatura y alteraciones en los regímenes de precipitación y nubosidad.

La presencia de una fracción del ecosistema en categorías de riesgo combinado sugiere que los efectos del cambio climático se intensifican en paisajes previamente transformados. En el centro de Veracruz, una de las regiones históricamente más extensas de bosque mesófilo de montaña, se ha

documentado una pérdida sostenida de cobertura forestal entre 1989 y 2015, asociada principalmente a la expansión agrícola, ganadera y urbana, así como un incremento significativo en la fragmentación del paisaje (Hernández-Pérez et al., 2022). De forma complementaria, Benítez et al. (2012) señalan que la expansión de asentamientos informales en la periferia de Xalapa ha contribuido de manera importante a la pérdida y fragmentación del bosque mesófilo, reforzando el papel del cambio de uso de suelo como un factor amplificador del riesgo climático.

Coníferas

La tendencia a riesgo climático extremo (RCE) y riesgo alto por cambio climático (RACC) supera el 79 % bajo los modelos MPI y MIROC, y el 85 % hacia RCE y riesgo medio por cambio climático (RMCC) bajo HadGEM. Asimismo, se identifica una proporción aproximada del 14 % que tiende a categorías combinadas de riesgo, como RACUSyECC, RAC y RACUSyMCC, de manera consistente en los tres modelos.

Estas tendencias son congruentes con los resultados de Sandoval-García et al. (2024), quienes estiman para los periodos 2070 y 2100 reducciones de hasta 20 Mg ha⁻¹ en la densidad de carbono de la biomasa aérea viva en los bosques de coníferas, particularmente en regiones donde el incremento de la temperatura y la disminución de la precipitación serán más pronunciados. En conjunto, esta evidencia sugiere que los bosques de coníferas en México enfrentan un proceso progresivo de degradación climática.

A escala regional, Sandoval y Escobar-Flores (2025) documentaron en la Sierra Madre Occidental un incremento sostenido y espacialmente generalizado de la temperatura superficial del terreno durante los últimos 25 años, con anomalías térmicas persistentes incluso en bosques de pino localizados por encima de los 2000 msnm. Los autores asocian este patrón de calentamiento no solo al cambio climático global, sino también a la pérdida de cobertura forestal, señalando que aproximadamente 34 % del bosque de pino de la SMO se ha perdido en décadas recientes, principalmente por cambio de uso de suelo. Esta combinación de factores climáticos y antrópicos estaría amplificando el estrés térmico y la vulnerabilidad ecológica de los bosques de coníferas.

La elevada proporción de bosques de coníferas clasificados en riesgo alto y extremo por cambio climático (>79–85 %), sumada a la existencia de un 14 % adicional en categorías de riesgo combinado, confirma que la degradación climática de estos ecosistemas no es un fenómeno aislado ni marginal, sino un proceso dominante, en el que el cambio climático constituye el eje principal de riesgo y el cambio de uso de suelo funciona como un factor amplificador de la vulnerabilidad ecológica.

Latifoliadas

Para las latifoliadas, se observa una clara dominancia del riesgo climático, con más del 88 % de la superficie clasificada en categorías de riesgo extremo, alto y medio por cambio climático bajo todos los modelos analizados. De manera complementaria, aproximadamente 11 % del área se concentra en categorías de riesgo combinado, asociadas a la interacción entre cambio climático y cambio de uso de suelo. Estos resultados son consistentes con la evidencia presentada por Brizuela-Torres et al. (2023) para *Quercus candicans*, una especie dominante y ampliamente distribuida en los bosques templados de latifoliadas de México, quienes proyectan una reducción superior al 40 % del área climáticamente adecuada hacia 2070, equivalente a más de 100 000 km². De forma concordante, Ramírez-Preciado et al. (2019) documentaron que cinco de seis especies de *Quercus* analizadas en México presentan pérdidas de área climáticamente adecuada bajo escenarios de calentamiento global, con reducciones particularmente severas en especies con nichos climáticos estrechos, que pueden superar el 95 % de pérdida en casos extremos.

En cuanto al riesgo combinado por cambio climático y cambio de uso de suelo, estudios como el de Hernández-Valdez et al. (2023) demuestran que, en bosques de encino con legados agrícolas y ganaderos, la presión antrópica puede inducir transiciones irreversibles hacia estados alternativos estables, caracterizados por la persistencia de matorral secundario y una limitada recuperación del bosque original. De manera consistente, Sandoval-García et al. (2024) identificaron que la expansión acelerada de plantaciones de *Agave* en dos subcuencas de Oaxaca fue responsable del 62 % de la pérdida de cobertura forestal, de la cual 13.20 % correspondió a bosques de encino, reforzando la relevancia del cambio de uso de suelo como factor amplificador del riesgo climático en las latifoliadas.

Estos resultados indican que la vulnerabilidad de las latifoliadas en México está determinada principalmente por la pérdida progresiva de idoneidad climática, la cual se ve intensificada y perpetuada por presiones antrópicas que limitan la recuperación estructural de los bosques de encino.

Coníferas y Latifoliadas

Para el grupo de coníferas y latifoliadas, se observa una tendencia dominante hacia categorías de riesgo climático, con más del 89 % de la superficie clasificada en RCE, RACC y RMCC bajo todos los modelos analizados, y una fracción adicional superior al 10 % correspondiente a categorías de riesgo combinado (RACUSyECC, RAC y RACUSyMCC).

Estos resultados son concordantes con lo reportado por Zacarías-Eslava y del Castillo (2010) para los bosques templados de la Sierra Juárez, Oaxaca, donde se documenta una alta sensibilidad de las comunidades pino–encino a cambios

relativamente modestos en temperatura y precipitación. Dichos autores muestran que el incremento térmico y la reducción de la humedad proyectados hacia 2030 podrían inducir un desplazamiento altitudinal de al menos 175 m, favoreciendo la expansión de comunidades de menor biomasa (encinares arbustivos) a expensas de bosques pino–encino de mayor complejidad estructural.

En lo que respecta al cambio de uso de suelo (CUS), los resultados concuerdan con la evidencia presentada por Ramírez-Mejía et al. (2024), quienes reportaron una pérdida de aproximadamente 1 343 ha de bosques de encino–pino durante el periodo 2011–2019, asociada a la expansión e intensificación del cultivo de aguacate en un municipio de Michoacán, localizado en el Eje Volcánico Transmexicano. De manera complementaria, Ibarra-Bonilla et al. (2021) documentaron para un bosque templado del norte de México que, durante el periodo 1990–2019, el bosque pino–encino fue la cobertura más afectada por procesos de degradación y deforestación, registrando una pérdida neta superior a 190 km², con una recuperación prácticamente nula. Asimismo, las proyecciones realizadas mediante cadenas de Márkov hacia 2048 indican que esas tendencias persistirán, con una alta probabilidad de transición del bosque pino–encino hacia estados degradados o áreas abiertas, impulsadas principalmente por factores antrópicos.

Selvas altas y medianas

En las selvas altas y medianas se observa una omiancia de categorías de riesgo por cambio climático, con más del 84 % de la superficie clasificada en RCE, RACC y RMCC bajo todos los modelos analizados, mientras que una fracción adicional superior al 15 % se concentra en categorías de riesgo combinado (RACUSyECC, RAC y RACUSyMCC). Este patrón indica que el cambio climático constituye el principal impulsor de la vulnerabilidad de estos ecosistemas, aunque las presiones antrópicas continúan desempeñando un papel relevante como factores amplificadores del riesgo.

Estos resultados encuentran un respaldo sólido en el estudio de Ortega et al. (2024), quienes demuestran que el cambio climático, por sí solo, representa una amenaza severa para la flora de los bosques tropicales húmedos y montanos del sur de México. Dichos autores reportan que entre 58 y 67 % de las especies vegetales podrían clasificarse en categorías de amenaza hacia el periodo 2061–2080, incluso bajo escenarios moderados de emisiones, con una concentración particularmente alta de riesgo en regiones montanas de Oaxaca y Chiapas, dominadas por selvas altas y medianas.

Santos-Hernández et al. (2021) proyectan una reducción de la idoneidad climática de las selvas tropicales húmedas en zonas bajas y un desplazamiento hacia regiones montanas. La coincidencia de estas áreas potenciales con zonas

actualmente transformadas refuerza el carácter combinado del riesgo identificado.

Mendoza-Ponce et al. (2019) identifican a las selvas tropicales perennifolias y subperennifolias como uno de los ecosistemas naturales con mayor probabilidad de cambio de uso de suelo bajo escenarios socioeconómicos y climáticos futuros. Sus resultados indican que, aunque la expansión agrícola y ganadera constituye el impulsor principal de la conversión, el cambio climático actúa como un factor amplificador, al incrementar la aridez y reducir la idoneidad climática, favoreciendo la transición de estas selvas hacia usos antrópicos.

De manera consistente, Von Thaden et al. (2018) documentan para la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas que la deforestación de la selva tropical húmeda no se ha detenido, aun bajo un esquema formal de protección. Sus proyecciones indican que para 2025 podría perderse hasta 14 % de la cobertura forestal presente en 2011 (aproximadamente 9 000 ha), principalmente en las zonas de amortiguamiento. Los autores subrayan que la deforestación sigue siendo un proceso activo y recurrente, y que, sin una aplicación estricta de las políticas de conservación y estrategias de restauración a largo plazo, la pérdida de selva continuará.

Selvas bajas

En las selvas bajas se observa una clara dominancia de categorías de riesgo por cambio climático, con más del 86 % de la superficie clasificada en RCE, RACC y RMCC bajo todos los modelos analizados, mientras que una fracción adicional superior al 13 % se concentra en categorías de riesgo combinado (RACUSyECC, RAC y RACUSyMCC). Este patrón indica que el cambio climático constituye el principal impulsor de la vulnerabilidad de estos ecosistemas, con un papel complementario del cambio de uso de suelo como factor amplificador.

Los resultados coinciden con la evidencia climática de largo plazo documentada por Takano-Rojas et al. (2023) para la selva baja de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, quienes reportan un incremento sostenido de la temperatura, acompañado de mayor evapotranspiración, precipitaciones más concentradas y extremas, y una mayor duración e intensidad del déficit hídrico estacional. Este conjunto de cambios climáticos sugiere que la selva baja se vuelve más caliente y funcionalmente más seca, aun cuando la precipitación anual total se mantenga o incluso aumente ligeramente.

De manera consistente, Ballesteros-Barrera et al. (2022) documentan los efectos biológicos de este estrés climático en la selva baja caducifolia, mostrando que la mayoría de las especies endémicas de anuros experimentarían contracciones severas de su distribución potencial, con pérdidas promedio de 44 a 60 % de su rango actual y casos extremos que alcanzan reducciones de hasta 98–99 % hacia 2070. Estos resultados evidencian que el cambio climático no solo compromete

la estabilidad ambiental del ecosistema, sino que también genera una simplificación biológica progresiva.

La tendencia hacia riesgo por CUS puede justificarse con el estudio de Trejo y Dirzo (2000) en el que el cambio de uso de suelo en la selva baja caducifolia de México ha sido el principal impulsor de la transformación del paisaje, mediante la conversión extensiva a actividades agrícolas y ganaderas y la generación de amplias áreas degradadas.

Vegetación secundaria de bosques

Para este ecosistema hay una tendencia superior al 99 % hacia categorías de riesgo por cambio climático extremo, alto y medio RCE, RACC y RMCC bajo todos los modelos. Este patrón refleja la elevada susceptibilidad de los bosques secundarios templados frente a la interacción entre el cambio climático y las presiones de cambio de uso de suelo. La menor complejidad estructural, la limitada cobertura de dosel y la menor profundidad del sistema radicular reducen la capacidad de estas comunidades para amortiguar extremos térmicos y déficits hídricos, incrementando su riesgo ecológico bajo escenarios de calentamiento (Chazdon, 2014). Además, su localización frecuente en paisajes con antecedentes recientes de perturbación antrópica intensifica la exposición a procesos de degradación y limita su capacidad de recuperación (Poorter et al., 2016).

Vegetación secundaria de selvas

De mantenerse las tendencias observadas más del 98% de su superficie se clasificaría en categorías de riesgo por cambio climático extremo, alto y medio RCE, RACC y MCC bajo todos los modelos y aproximadamente el 1% hacia categorías de riesgo combinado (RACUSyECC).

Este resultado indica que, aun tratándose de ecosistemas tropicales adaptados a condiciones de mayor variabilidad climática, los estados sucesionales tempranos presentan una capacidad limitada para enfrentar la superposición de estrés climático y presión antrópica. La alta exposición a incrementos térmicos, junto con la modificación previa del paisaje, incrementa la probabilidad de trayectorias sucesionales inestables o de degradación persistente, especialmente bajo escenarios de calentamiento acelerado (Chazdon, 2014; Poorter et al., 2016).

Otras superficies arboladas

Las otras superficies arboladas mostraron patrones de riesgo ecológico con una mayor dispersión entre categorías en comparación con la vegetación secundaria. De seguir las tendencias, bajo todos los modelos, más del 70% de la superficie se concentraría en categorías de riesgo por cambio climático (RCE, RACC y

RMCC), mientras que aproximadamente el 29% se distribuiría entre categorías de riesgo combinado (REC, RECUSyACC y RECUSyMCC).

Este comportamiento refleja la heterogeneidad estructural y funcional de esta categoría, que agrupa formaciones arboladas fragmentadas, abiertas o de transición. Al localizarse predominantemente en paisajes altamente fragmentados, estas superficies son especialmente susceptibles a los efectos combinados de la aridificación y del cambio de uso de suelo, lo que coincide con evaluaciones que vinculan la fragmentación del hábitat con una reducción de la resiliencia ecosistémica (Haddad et al., 2015).

4.5. Conclusiones

En este estudio se desarrolló un sistema de clasificación del riesgo ecológico que integra, en una misma estructura espacial, la vulnerabilidad climática proyectada por tres modelos globales y la dinámica de cambio de uso de suelo hacia 2060. Los resultados muestran que el riesgo ecológico presenta una distribución heterogénea, con concentraciones altas en ecosistemas particularmente sensibles o estructuralmente frágiles. Los bosques templados, el bosque mesófilo de montaña y las selvas altas y medianas registran las categorías más severas de riesgo, impulsadas por la combinación de calentamiento extremo, déficits hídricos y antecedentes de degradación o pérdida de cobertura. Por su parte, la vegetación secundaria, tanto de bosques como de selvas, presenta una alta proporción de riesgo extremo y riesgo climático alto, reflejando su limitada resiliencia y su ubicación en zonas de intensa transformación del paisaje. Otros tipos de cubierta arbolada muestran patrones de riesgo espacialmente más fragmentados, asociados principalmente a la aridificación proyectada o a la discontinuidad espacial de la vegetación.

A pesar de las diferencias entre los modelos climáticos, que varían en la intensidad del calentamiento o la sequía, el sistema de clasificación identifica zonas persistentes de riesgo elevado en regiones montañosas del centro, en la vertiente del Pacífico y en amplios sectores del sureste del país. Esta evaluación aporta una herramienta útil para la priorización espacial, la planeación territorial y la toma de decisiones en materia de manejo forestal, conservación y restauración ecológica. Al distinguir distintos tipos de riesgo, el sistema permite orientar acciones más específicas y adaptadas a las condiciones biofísicas y sociales del territorio mexicano.

Anexo 11:

Cuadro 15 Componentes que constituyen el riesgo ecológico

Vulnerabilidad climática	Dinámica de CUS	CC	CUS	CC	CUS	Tipo_riesgo
ECAS, ECMS, ACAS, MCES y EC	DEF	4	5	Muy alto	Muy alto	Riesgo extremo combinado
ECAS, ECMS, ACAS, MCES y EC	DEG	4	4	Muy alto	Alto	Riesgo alto por CUS y extremo por CC
ECAS, ECMS, ACAS, MCES y EC	U	4	3	Muy alto	Medio	Riesgo medio por CUS y extremo por CC
ECAS, ECMS, ACAS, MCES y EC	-	4	2	Muy alto	Bajo	Riesgo bajo por CUS y extremo por CC
ECAS, ECMS, ACAS, MCES y EC	P / E	4	1	Muy alto	Muy bajo	Riesgo climático extremo
ACMS, AMC, MCMS, MMS y MS	DEF	3	5	Alto	Muy alto	Riesgo extremo por CUS y alto por CC
ACMS, AMC, MCMS, MMS y MS	DEG	3	4	Alto	Alto	Riesgo alto combinado
ACMS, AMC, MCMS, MMS y MS	U	3	3	Alto	Medio	Riesgo medio por CUS y alto por CC
ACMS, AMC, MCMS, MMS y MS	-	3	2	Alto	Bajo	Riesgo bajo por CUS y alto por CC
ACMS, AMC, MCMS, MMS y MS	P / E	3	1	Alto	Muy bajo	Riesgo alto por CC
MC, ACH, ACMH, ECMH, ECAH	DEF	2	5	Medio	Muy alto	Riesgo extremo por CUS y medio por CC
MC, ACH, ACMH, ECMH, ECAH	DEG	2	4	Medio	Alto	Riesgo alto por CUS y medio por CC
MC, ACH, ACMH, ECMH, ECAH	U	2	3	Medio	Medio	Riesgo medio combinado
MC, ACH, ACMH, ECMH, ECAH	-	2	2	Medio	Bajo	Riesgo bajo por CUS y medio por CC
MC, ACH, ACMH, ECMH, ECAH	P / E	2	1	Medio	Muy bajo	Riesgo medio por CC
MCH, MCAH, AH, MH y N	DEF	1	5	Bajo	Muy alto	Riesgo extremo por CUS y bajo por CC
MCH, MCAH, AH, MH y N	DEG	1	4	Bajo	Alto	Riesgo alto por CUS y bajo por CC
MCH, MCAH, AH, MH y N	U	1	3	Bajo	Medio	Riesgo medio por CUS y bajo por CC
MCH, MCAH, AH, MH y N	-	1	2	Bajo	Bajo	Riesgo bajo combinado
MCH, MCAH, AH, MH y N	P / E	1	1	Bajo	Muy bajo	Riesgo bajo combinado

4.6. Literatura citada

- Ballesteros-Barrera, C., Tapia-Pérez, O., Zárate-Hernández, R., Leyte-Manrique, A., Martínez-Bernal, A., Vargas-Miranda, B., Martínez-Coronel, M., y Ortiz-Burgos, S. (2022). The Potential Effect of Climate Change on the Distribution of Endemic Anurans from Mexico's Tropical Dry Forest. *Diversity*, 14(8). <https://doi.org/10.3390/D14080650>
- Benítez, G., Pérez-Vázquez, A., Nava-Tablada, M., Equihua, M., y Álvarez-Palacios, J. L. (2012). Urban expansion and the environmental effects of informal settlements on the outskirts of Xalapa city, Veracruz, Mexico. *Environment and Urbanization*, 24(1), 149–166. <https://doi.org/10.1177/0956247812437520>
- Brizuela-Torres, D., Villavicencio-García, R., Ruíz-Corral, J. A., y Cuervo-Robayo, A. P. (2023). Effects of climate change on the potential distribution of a dominant, widely distributed oak species, *Quercus candicans*, in Mexico. *Atmosfera*, 37, 455–473. <https://doi.org/10.20937/ATM.53182>
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Da Fonseca, G. A. B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., Mittermeier, C. G., Pilgrim, J. D., y Rodrigues, A. S. L. (2006). Global biodiversity conservation priorities. *Science*, 313(5783), 58–61. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1127609>
- Challenger. (2009). *Capital natural de México: Estado de conservación y tendencias de cambio*.
- Chazdon, R. L. (2014). Second growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation. *Second growth*. <https://doi.org/10.7208/CHICAGO/9780226118109.001.0001>
- Cushman, S. A., Macdonald, E. A., Landguth, E. L., Malhi, Y., & Macdonald, D. W. (2017). Multiple-scale prediction of forest loss risk across Borneo. *Landscape Ecology*, 32(8). <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0520-0>
- De Lange, H. J., Sala, S., Vighi, M., & Faber, J. H. (2010). Ecological vulnerability in risk assessment — A review and perspectives. *Science of The Total Environment*, 408(18), 3871–3879. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2009.11.009>
- Fick, S. E., y Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302–4315.
- Fuentes-Franco, R., Giorgi, F., Pavia, E. G., Graef, F., y Coppola, E. (2018). Seasonal precipitation forecast over Mexico based on a hybrid statistical–dynamical approach. *International Journal of Climatology*, 38(11), 4051–4065. <https://doi.org/10.1002/JOC.5550>
- GIZ, EURAC, & UNU-EHS. (2018). Climate Risk Assessment for Ecosystem-based Adaptation: A guidebook for planners and practitioners.

<https://ndcpartnership.org/knowledge-portal/climate-toolbox/climate-risk-assessment-ecosystem-based-adaptation-guidebook-planners-and-practitioners>

- Guevara, S., Laborde, J., y Sánchez-Ríos, G. (2004). Los Tuxtlas: el paisaje de la sierra. In Los Tuxtlas: el paisaje de la sierra.
- Guo, J., Li, F. Y., Tuvshintogtokh, I., Niu, J., Li, H., Shen, B., & Wang, Y. (2024). Past dynamics and future prediction of the impacts of land use cover change and climate change on landscape ecological risk across the Mongolian plateau. *Journal of Environmental Management*, 355. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120365>
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., ... Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2). <https://doi.org/10.1126/SCIADV.1500052>
- Hernández-Pérez, E., García-Franco, J. G., Vázquez, G., Cantellano de Rosas, (2022). Cambio de uso de suelo y fragmentación del paisaje en el centro de Veracruz, México (1989 - 2015). *Madera y Bosques*, 28(1). <https://doi.org/10.21829/MYB.2022.2812294>
- Hernández-Valdez, S., Douterlungne, D., Huber-Sannwald, E., Trujillo-Acatitla, R., Tuxpan-Vargas, J., y Flores-Cano, J. A. (2023). Using the Alternative Stable States Framework to understand the persistence of secondary shrubland within a Mexican oak forest with livestock and agricultural legacies. *Ecological Engineering*, 197. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.107109>
- Hunsaker, C. T., Graham, R. L., Suter li, G. W., O'Neill, R. V, Barnthouse, L. W., & Gardner, R. H. (1990). Assessing Ecological Risk on a Regional Scale 1.
- Ibarra-Bonilla, J. S., Villarreal-Guerrero, F., Prieto-Amparán, J. A., Santellano-Estrada, E., y Pinedo-Alvarez, A. (2021). Characterizing the impact of Land-Use/Land-Cover changes on a Temperate Forest using the Markov model. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 24(3), 1013–1022. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2021.11.004>
- IPBES. (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- IPCC. (2021). Sixth Assessment Report (AR6): Climate Change 2021. Cambridge University Press.
- Landis, Wayne y Wieggers, J.K.. (2005). Introduction to the regional risk assessment model using the relative risk model. *Regional Scale Ecological Risk Assessment Using the Relative Risk Model*. 11-36.

- López-Teloxa, L. C., y Monterroso-Rivas, A. I. (2024). Intensidad en los cambios de uso de suelo en México (2001-2018). *Investigaciones Geográficas*, 115. <https://doi.org/10.14350/RIG.60878>
- Mendoza-Ponce, A., Corona-Núñez, R. O., Galicia, L., y Kraxner, F. (2019). Identifying hotspots of land use cover change under socioeconomic and climate change scenarios in Mexico. *Ambio*, 48(4), 336–349. <https://doi.org/10.1007/S13280-018-1085-0>
- Muñoz-Villers, E. L., Holwerda, F., Alvarado-Barrientos, S. M., Geissert, D., Marín-Castro, B., Gómez-Tagle, A., McDonnell, J., Asbjornsen, H., Dawson, T., Adrian Bruijnzeel, L., y de correspondencia, A. (2015). Efectos hidrológicos de la conversión del bosque de niebla en el Hydrological
- Ortega, M. A., Cayuela, L., Griffith, D. M., Camacho, A., Coronado, I. M., del Castillo, R. F., Figueroa-Rangel, B. L., Fonseca, W., Garibaldi, C., Kelly, D. L., Letcher, S. G., Meave, J. A., Merino-Martín, L., Meza, V. H., Ochoa-Gaona, S., Olvera-Vargas, M., Ramírez-Marcial, N., Tun-Dzul, F. J., Valdez-Hernández, M., ... Muñoz, J. (2024). Climate change increases threat to plant diversity in tropical forests of Central America and southern Mexico. *PLoS ONE*, 19(2 FEBRUARY). <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0297840>
- Pompa-García, M., Camarero, J. J., y Vivar-Vivar, E. D. (2023). Contrasting climate drivers of seasonal growth in western vs. eastern Mexican mountain conifer forests. *Forest Ecosystems*, 10, 100091. <https://doi.org/10.1016/J.FECS.2023.100091>
- Poorter, L., Bongers, F., Aide, T. M., Almeyda Zambrano, A. M., Balvanera, P., Becknell, J. M., Boukili, V., Brancalion, P. H. S., Broadbent, E. N., Chazdon, R. L., Craven, D., De Almeida-Cortez, J. S., Cabral, G. A. L., De Jong, B. H. J., Denslow, J. S., Dent, D. H., DeWalt, S. J., Dupuy, J. M., Durán, S. M., ... Rozendaal, D. M. A. (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* 2016 530:7589, 530(7589), 211–214. <https://doi.org/10.1038/nature16512>
- Ramírez-Mejía, D., Levers, C., Kolb, M., Ghilardi, A., Godínez-Gomez, O., y Mas, J. F. (2024). Mapping spatiotemporal patterns of avocado expansion and land-use intensity in central Mexico and their effects on landscape connectivity. *Environmental Research Letters*, 19(12). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/AD948C>
- Ramírez-Preciado, R. P., Gasca-Pineda, J., y Arteaga, M. C. (2019). Effects of global warming on the potential distribution ranges of six *Quercus* species (Fagaceae). *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 251, 32–38. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2018.12.006>
- Rojas-Soto, O. R., Sosa, V., y Ornelas, J. F. (2012). Forecasting cloud forest in eastern and southern Mexico: conservation insights under future climate change scenarios. *Biodiversity and Conservation* 2012 21:10, 21(10), 2671–2690. <https://doi.org/10.1007/S10531-012-0327-X>

- Sáenz-Romero, C., Mendoza-Maya, E., Gómez-Pineda, E., Blanco-García, A., Endara-Agramont, A. R., Lindig-Cisneros, R., López-Upton, J., Trejo-Ramírez, O., Wehenkel, C., Cibrián-Tovar, D., Flores-López, C., Plascencia-González, A., y Vargas-Hernández, J. J. (2020). Recent evidence of Mexican temperate forest decline and the need for ex situ conservation, assisted migration, and translocation of species ensembles as adaptive management to face projected climatic change impacts in a megadiverse country. *Canadian Journal of Forest Research*, 50(9), 843–854. <https://doi.org/10.1139/CJFR-2019-0329>
- Sandoval, S., y Escobar-Flores, J. G. (2025). Spatial Mapping of Thermal Anomalies and Change Detection in the Sierra Madre Occidental, Mexico, from 2000 to 2024. *Land*, 14(8), 1635. <https://doi.org/10.3390/LAND14081635/S1>
- Sandoval-García, C., Méndez-González, J., Andrés, F., Villavicencio-Gutiérrez, E. E., Paz-Pellat, F., Flores-López, C., Cornejo-Oviedo, E. H., Zermeno-González, A., Sosa-Díaz, L., García-Guzmán, M., y Villarreal-Quintanilla, J. Á. (2024). Mapping the Future: Climate-Induced Changes in Aboveground Live-Biomass Carbon Density Across Mexico's Coniferous Forests. *Forests* 2024, Vol. 15, Page 2032, 15(11), 2032. <https://doi.org/10.3390/F15112032>
- Sandoval-García, R., Sandoval-García, C., Sandoval-García, C., y Marroquín-Morales, P. (2024). Loss of forest ecosystems in two sub-basins of the state of Oaxaca, Mexico, due to the increase in Agave plantations. *Acta Botanica Mexicana*, 2024(131). <https://doi.org/10.21829/ABM131.2024.2261>
- Santos-Hernández, A. F., Monterroso-Rivas, A. I., Granados-Sánchez, D., Villanueva-Morales, A., y Santacruz-Carrillo, M. (2021). Projections for Mexico's Tropical Rainforests Considering Ecological Niche and Climate Change. *Forests* 2021, Vol. 12, Page 119, 12(2), 119. <https://doi.org/10.3390/F12020119>
- Takano-Rojas, H., Murray-Tortarolo, G., Maass, M., y Castillo, A. (2023). Caracterización, variabilidad y tendencias a largo plazo del clima local en un bosque tropical seco mexicano. *International Journal of Climatology*, 43(11), 5077–5091. <https://doi.org/10.1002/joc.8133>
- Trejo, I., y Dirzo, R. (2000). Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*, 94(2), 133–142. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00188-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00188-3)
- Velázquez Alejandro, Francois Mas Jean, Díaz-Gallegos J. R., y Mayorga Rafael. (2022). Land-use and vegetation patterns and change rates in Mexico. Instituto de Geografía, UNAM. https://www.researchgate.net/publication/254360273_Land-use_and_vegetation_patterns_and_change_rates_in_Mexico
- Von Thaden, J. J., Laborde, J., Guevara, S., y Venegas-Barrera, C. S. (2018). Forest cover change in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve and its future: The contribution of the 1998 protected natural area decree. *Land Use Policy*, 72, 443–450. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.040>

Zacarías-Eslava, Y., y Del Castillo, R. F. (2010). Comunidades de vegetación templada de la Sierra Juárez, Oaxaca: Altitudes elevadas y sus posibles implicaciones antes del cambio climático[Comunidades vegetales templadas de la sierra Juárez Oaxaca: Pisos altitudinales sus posibles implicaciones ante el Boletín de La Sociedad Botánica de México.
<https://www.scopus.com/pages/publications/79952578679?origin=resultslist>

CAPÍTULO V

5. CONCLUSIONES GENERALES

El análisis del cambio de uso de suelo en México permitió proyectar las dinámicas futuras de la cobertura forestal mediante modelación basada en redes neuronales, lo que facilitó la identificación de tendencias asociadas a la degradación y deforestación de las áreas forestales. De esta manera, se cumplió el primer objetivo de la investigación, clasificar y proyectar el uso de suelo en México, y se generó el primer componente para la construcción del riesgo ecológico.

El cambio climático fue evaluado a partir de variables de temperatura y precipitación, empleando tres modelos de circulación general (HadGEM, MPI y MIROC). Con base en estos insumos se construyó una matriz de vulnerabilidad climática aplicada a la zona forestal, lo que permitió cumplir el segundo objetivo del estudio y conformar el segundo componente del riesgo.

La integración de ambos componentes mediante una matriz de clasificación permitió delimitar categorías de riesgo ecológico diferenciado, evidenciando que las áreas donde convergen altas presiones antrópicas y elevada vulnerabilidad climática concentran los niveles más altos de riesgo. Estos resultados confirman que la interacción entre el cambio de uso de suelo y el cambio climático amplifica los impactos potenciales sobre los bosques, incrementando la probabilidad de procesos de degradación y pérdida de cobertura forestal. Con ello se alcanzó el tercer objetivo específico y el objetivo general de la investigación.

En conjunto, la aproximación metodológica desarrollada constituye una herramienta útil para apoyar la toma de decisiones en materia de planeación territorial, conservación y adaptación al cambio climático, al proporcionar una base espacialmente explícita para la priorización de acciones. Asimismo, los resultados destacan la importancia de considerar de manera integrada las dinámicas de uso del suelo y los escenarios climáticos futuros para reducir el riesgo ecológico y fortalecer la resiliencia de los bosques de México frente al cambio global.

Finalmente, los resultados evidencian que el riesgo ecológico en los bosques de México no responde a un solo factor dominante, sino a la superposición espacial de procesos antrópicos y climáticos que reducen progresivamente la capacidad de los ecosistemas para mantener su estructura y funcionamiento. En este sentido, el enfoque propuesto permite avanzar de evaluaciones sectoriales hacia una visión integrada del riesgo, más acorde con la complejidad de los sistemas

forestales y con los desafíos actuales de la gestión ambiental bajo escenarios de cambio global.

No obstante, los resultados deben interpretarse en función de la escala de análisis y de los supuestos inherentes a los modelos utilizados, por lo que futuras investigaciones podrían profundizar en la incorporación de variables socioeconómicas y en la evaluación de escenarios de manejo alternativos.