



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES

ÁREAS POTENCIALES PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD Y ESCENARIOS FUTUROS ALTERNATIVOS EN LA SIERRA NORTE DE PUEBLA

LUZ MARÍA OLIVARES GARCÍA

T E S I S
PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO

2018

CARTA DE CONSENTIMIENTO DE USO DE LOS DERECHOS DE AUTOR Y DE LAS REGALIAS COMERCIALES DE PRODUCTOS DE INVESTIGACION

En adición al beneficio ético, moral y académico que he obtenido durante mis estudios en el Colegio de Postgraduados, el que suscribe Luz María Olivares García, Alumno (a) de esta Institución, estoy de acuerdo en ser participe de las regalías económicas y/o académicas, de procedencia nacional e internacional, que se deriven del trabajo de investigación que realicé en esta institución, bajo la dirección del Profesor Dra. Patricia Hernández de la Rosa, por lo que otorgo los derechos de autor de mi tesis Áreas potenciales para la conservación de la biodiversidad y escenarios futuros alternativos en la Sierra Norte de Puebla y de los producto de dicha investigación al Colegio de Postgraduados. Las patentes y secretos industriales que se puedan derivar serán registrados a nombre el colegio de Postgraduados y las regalías económicas que se deriven serán distribuidas entre la Institución, El Consejero o Director de Tesis y el que suscribe, de acuerdo a las negociaciones entre las tres partes, por ello me comprometo a no realizar ninguna acción que dañe el proceso de explotación comercial de dichos productos a favor de esta Institución.

Montecillo, Mpio. de Texcoco, Edo. de México, a 06 de julio de 2018



Firma del
Alumno (a)



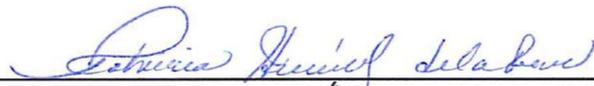
Vo. Bo. del Consejero o Director de Tesis

La presente tesis titulada: **Áreas potenciales para la conservación de la biodiversidad y escenarios futuros alternativos en la Sierra Norte de Puebla** realizada por la alumna: **Luz María Olivares García** bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

**MAESTRA EN CIENCIAS
CIENCIAS FORESTALES**

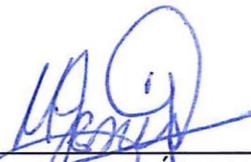
CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERA



DR. PATRICIA HERNÁNDEZ DE LA ROSA

ASESOR



DR. MANUEL DE JESÚS GONZÁLEZ GUILLÉN

ASESOR



DR. MIGUEL JORGE ESCALONA MAURICE

Montecillo, Texcoco, Estado de México, julio de 2018.

ÁREAS POTENCIALES PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD Y ESCENARIOS FUTUROS ALTERNATIVOS EN LA SIERRA NORTE DE PUEBLA

Luz María Olivares García, M. en C.

Colegio de Postgraduados, 2018

RESUMEN

Debido a las amenazas y a los recursos económicos insuficientes para la protección de la diversidad biológica, es importante enfocar la identificación espacial de áreas potenciales para su conservación; para ello, se necesita en primer lugar conocer métodos adecuados para su realización y en segundo lugar, mapear y analizar dicha biodiversidad. Los objetivos de esta investigación se centraron en la búsqueda y análisis de los métodos cuantitativos usados en la identificación de áreas potenciales para la conservación de la biodiversidad, así como en el mapeo de la diversidad vegetal en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán utilizando modelación GAM y a su vez generar escenarios futuros alternativos. Se encontraron métodos y herramientas metodológicas, indicando que cada uno de ellos es insustituible y es mejor hacer una combinación de sus atributos. Por otro lado, la modelación tipo GAM permitió identificar diversos tipos de áreas de diversidad vegetal en la cuenca, así como escenarios futuros alternativos. Se espera que ambos resultados sean herramientas permitan una mejor toma de decisiones en favor de la conservación y manejo de la biodiversidad en el área de estudio y en otras partes.

Palabras clave: Bosques, GAM, Mapeo, Métodos, Planeación, SIG.

POTENTIAL AREAS FOR THE CONSERVATION OF BIODIVERSITY AND ALTERNATIVE FUTURE SCENARIOS IN THE SIERRA NORTE DE PUEBLA

**Luz María Olivares García, M. en C.
Colegio de Postgraduados, 2018**

ABSTRACT

Due to threats and insufficient economic resources for the protection of biological diversity, it is important to focus on the spatial identification of potential areas for their conservation; for which it is necessary firstly to know adequate methods for its realization and secondly, to map and analyze this biodiversity. This is why the objectives of this research focused on the search and analysis of the quantitative methods used in the identification of potential areas for the conservation of biodiversity, as well as in the mapping of plant diversity in the basin of supply Chignahuapan-Zacatlán using GAM modeling and in turn generating alternative future scenarios. Both methods and methodological tools were found, indicating that each of them is irreplaceable and it is better to make a combination of its attributes. On the other hand, GAM type modeling allowed the identification of different types of plant diversity areas in the basin, as well as alternative future scenarios. Both results are expected to allow better decision making in favor of the conservation and management of biodiversity in the basin and in other places.

Keywords: Forests, GAM, Mapping, Methods, Planning, GIS.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo económico otorgado para realizar mis estudios de postgrado.

Al Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo por darme la oportunidad de realizar mis estudios de maestría y contribuir a mi desarrollo profesional.

Al Postgrado en Ciencias Forestales por haberme dado la oportunidad de integrarme a su comunidad estudiantil.

A la Dra. Patricia Hernández de la Rosa por haberme admitido como su estudiante, haberme guiado en mi formación académica y por el tiempo brindado para la realización de esta tesis.

Al Dr. Manuel de Jesús González Guillén por su confianza, paciencia, conocimientos compartidos y su excelente disponibilidad para la mejora de esta investigación.

Al Dr. Miguel Jorge Escalona Maurice por su confianza y su excelente disponibilidad para la mejora de este trabajo.

Al Dr. Valentín José Reyes Hernández por aceptar ser mi Sinodal y porque desde la primera vez que lo conocí me dio seguridad y confianza.

Al Dr. Humberto Vaquera Huerta por haberme asesorado amablemente en la realización de la modelación y que gracias a él aprendí en sus clases a manejar los programas estadísticos.

A todos los profesores del Colegio de Postgraduados y especialmente a los del Postgrado Forestal por los conocimientos tan valiosos que de ellos recibí.

Al Ing. Manuel Morales Martínez y su equipo de colaboradores de la empresa Asesores en Manejo de Recursos Forestales, S. C. que me brindaron amablemente la información primaria para esta investigación.

A los M. C. María Ángeles Soriano Luna y Ramiro Puc Kauil por amablemente haberme asesorado en la modelación.

A los amigos con los cuales pasé momentos muy agradables en nuestra estancia por el Colegio y aprendimos SIG juntos: Sandra Quijano, Alejandra Ochoa, Carlos Bravo y Diana Díaz.

A los compañeros y amigos de la generación Primavera 2016 del Postgrado en Ciencias Forestales con los cuales pasé también momentos muy gratos.

A los compañeros y amigos que conocí del Postgrado en Ciencias Forestales y de los cuales también me llevo buenos recuerdos.

En general a todos los compañeros y amigos que conocí desde la licenciatura por mi paso por el Colegio de Postgraduados y de los cuales me acordaré.

A mis amigos del pasado que seguimos aún en contacto y que siempre me dieron ánimos para seguir.

A todos ellos, muchas gracias.

DEDICATORIA

Quiero agradecer y dedicar este trabajo a mi familia:

A mi papá Jordán Olivares Gutiérrez por su valioso ejemplo en la vida y por haberme acompañado en mi preparación para ingresar a la maestría.

A mi mamá Cecilia García Juárez por su ejemplo de ser una persona muy leal y por estar siempre pendiente de mí.

A mi hermano Jordán Olivares García por su ejemplo de ser una persona muy noble y el cual también se ha interesado por los temas de la biodiversidad.

Para finalizar, quiero dedicar este trabajo a todas las personas interesadas en la diversidad biológica, sobre todo a aquellas que dedican su tiempo a su estudio.

CONTENIDO

RESUMEN	iv
ABSTRACT	v
AGRADECIMIENTOS	vi
DEDICATORIA	viii
CONTENIDO	ix
LISTA DE FIGURAS	xi
LISTA DE CUADROS	xiv
LISTA DE ANEXOS	xv
CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	1
1.2 CARACTERÍSTICAS Y DIAGNÓSTICO DE LA CUENCA DE ABASTO CHIGNAHUAPAN-ZACATLÁN	3
1.3 OBJETIVOS	36
1.3.1 Objetivo General:	36
1.3.2 Objetivos Específicos:	36
1.4. LITERATURA CITADA	37
CAPÍTULO II. ÁREAS POTENCIALES PARA CONSERVAR LA BIODIVERSIDAD: MÉTODOS CUANTITATIVOS PARA SU DEFINICIÓN	41
2.1 RESUMEN	41
2.2 ABSTRACT	42
2.3 INTRODUCCIÓN	43
2.3.1 Objetivos	46
2.4 MATERIALES Y MÉTODOS	46
2.5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	47
2.6 CONCLUSIONES	66
2.7 LITERATURA CITADA	66
CAPÍTULO III. IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS POTENCIALES PARA LA CONSERVACIÓN DE LA DIVERSIDAD VEGETAL Y ESCENARIOS FUTUROS ALTERNATIVOS	77

3.1 RESUMEN	77
3.2 ABSTRACT	78
3.3 INTRODUCCIÓN	79
3.3.1 Objetivos.....	82
3.3.2 Hipótesis.....	83
3.4 MATERIALES Y MÉTODOS	83
3.4.1 Área de estudio	83
3.4.2 Etapas de la investigación	84
3.5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	101
3.5.1 Mapas de distribución de la diversidad vegetal en la cuenca de abasto	101
3.5.2 Escenarios futuros alternativos en la cuenca de abasto	129
3.6 CONCLUSIONES.....	136
3.7 LITERATURA CITADA.....	136
CAPÍTULO IV. CONCLUSIONES E IMPLICACIONES	143
4.1 CONCLUSIONES GENERALES	143
4.2 FORTALEZAS Y DEBILIDADES.....	145
4.3 LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN.....	145
ANEXOS	147

LISTA DE FIGURAS

Figura	Página
1.1. Ubicación geográfica de la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán.	5
1.2. Municipios que integran la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán	5
1.3. Fisiografía de la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán..	7
1.4. Distribución de pendientes en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán	8
1.5. Distribución de la altitud en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán..	9
1.6. Regiones hidrológicas y cuencas de los ríos enmarcados en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán.....	11
1.7. Hidrología superficial en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán ...	11
1.8. Tipos de clima de la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán.....	14
1.9. Tipos de suelos de la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán..	17
1.10. Tipos de vegetación presentes en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán.	21
1.11. Número de habitantes por municipio de la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán.	22
1.12. Nivel de escolaridad de alumnos graduados en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán en el Ciclo Escolar 2014-2015..	27
1.13. Población derechohabiente por institución de salud en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán..	28
3. 1. Malla de muestreo del Estudio florístico de la cuenca de abasto de la Región Chignahuapan-Zacatlán (CONAFOR et al., 2016).....	85
3. 2. Unidades de muestreo primarias y secundarias del muestreo por conglomerados en el Estudio florístico de la cuenca de abasto de la región Chignahuapan-Zacatlán.....	85
3. 3. Localización de conglomerados del muestreo de vegetación en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán.....	87

3. 4. Distribución de frecuencias absolutas por Marca de Clase para el índice de diversidad de Shannon en árboles.....	103
3. 5. Distribución de frecuencias absolutas por Marca de Clase para el índice de diversidad de Shannon en arbustos.	103
3. 6. Distribución de frecuencias absolutas por Marca de Clase para el índice de diversidad de Shannon en hierbas.....	103
3. 7. Distribución de frecuencias absolutas por Marca de Clase para el índice de diversidad de Simpson en árboles.	105
3. 8. Distribución de frecuencias absolutas por Marca de Clase para el índice de diversidad de Simpson en arbustos.	105
3. 9. Distribución de frecuencias absolutas por Marca de Clase para el índice de diversidad de Simpson en hierbas.	105
3. 10. Distribución de frecuencias absolutas por Marca de Clase para el índice de diversidad de Margalef en árboles.....	107
3. 11. Distribución de frecuencias absolutas por Marca de Clase para el índice de diversidad de Margalef en arbustos.	107
3. 12. Distribución de frecuencias absolutas por Marca de Clase para el índice de diversidad de Margalef en hierbas.	108
3. 13. Gráficos parciales de la modelación GAM para el índice de Shannon en árboles.....	113
3. 14. Gráficos parciales de la modelación GAM para el índice de Shannon en arbustos.	114
3. 15. Gráficos parciales de la modelación GAM para el índice de Shannon en hierbas.	115
3. 16. Mapa de áreas potenciales calculadas con el índice de Shannon para la conservación de árboles en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán.	116
3. 17. Mapa de áreas potenciales calculadas con el índice de Shannon para la conservación de arbustos en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán..	116

3. 18. Mapa de áreas potenciales calculadas con el índice de Shannon para la conservación de hierbas en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán..	117
3. 19. Gráficos parciales de la modelación GAM para el índice de Simpson en árboles.....	119
3. 20. Gráficos parciales de la modelación GAM para el índice de Simpson en arbustos.	119
3. 21. Gráficos parciales de la modelación GAM para el índice de Simpson en hierbas.	120
3. 22. Mapa de áreas potenciales calculadas con el índice de Simpson para la conservación de árboles en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán..	121
3. 23. Mapa de áreas potenciales calculadas con el índice de Simpson para la conservación de arbustos en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán..	121
3. 24. Mapa de áreas potenciales calculadas con el índice de Simpson para la conservación de hierbas en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán..	122
3. 25. Gráficos parciales de la modelación GAM para el índice de Margalef en árboles.....	124

LISTA DE CUADROS

Cuadro	Página
1. 1. Tipos de climas y sus características principales en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán.	13
1. 2. Tipos de suelos y sus características principales en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán.	15
1. 3. Tipos de vegetación y sus características principales en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán.	18
1.4. Datos poblacionales de los municipios de la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán, Puebla.	24
1. 5. Habitantes de la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán que hablan alguna lengua indígena.	25
1.6. Población económicamente activa en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán, Puebla.	26
1.7. Superficie sembrada, cosechada y valor de la producción de los municipios que conforman la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán, Puebla.	29
1. 8. Volúmenes de producción pecuarias de los municipios de la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán, Puebla.	30
1. 9. Volumen de la producción forestal maderable por municipio según grupo de especies en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán, Puebla.	31
2. 1. Métodos y herramientas metodológicas cuantitativas para la selección de áreas potenciales para la conservación de la biodiversidad.	52
3.1. Variables independientes propuestas para la modelación de la vegetación en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán, Puebla.	91
3.2. Variables a modificar para la generación de los escenarios futuros alternativos.	98
3.3. Población actual y futura en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán.	99

3.4. Huella ecológica aproximada por persona para distintas actividades.....	99
3.5. Cálculo de las superficies de las variables a modificar para los escenarios futuros alternativos.	100
3.6. Parámetros obtenidos en la modelación GAM para el índice de Shannon, Simpson y Margalef en los tres estratos de vegetación.	111

LISTA DE ANEXOS

Anexo	Página
1. Mapas de las variables independientes utilizadas en este estudio.	147

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La biodiversidad es primordial para el funcionamiento de los ecosistemas y debe ser conservada pasiva y activamente de manera sustentable para seguir obteniendo los bienes y servicios ecosistémicos que de ella se derivan incluyendo los ciclos de nutrientes y del agua, la formación y retención del suelo, la resistencia a las especies invasoras, la polinización de las plantas, la regulación del clima, el control de las plagas y la contaminación. Sin embargo, a pesar de la importancia de la biodiversidad para la vida sobre la tierra, ésta está siendo amenazada a un ritmo acelerado debido a actividades antropógenas tales como los cambios de uso de la tierra, la alteración de las condiciones climáticas, la sobreexplotación o uso no sostenible de los recursos, las especies exóticas invasoras y la contaminación (Millennium Ecosystem Assessment [MEA], 2005; Ceballos *et al.*, 2009; Noonan-Mooney y Gibb, 2013). Por tanto, es fundamental aplicar estrategias y acciones inmediatas para la conservación, protección, rehabilitación, fomento y en general para el manejo de la misma.

Recientemente, organismos internacionales, gubernamentales y no gubernamentales diseñan y aplican perspectivas innovadoras de conservación y uso compatibles con la biodiversidad que buscan ampliar los esfuerzos más allá de las Áreas Protegidas (March, Carvajal, Vidal, San Román y Ruiz, 2009). Ejemplo de lo anterior son el Programa de Conservación de la Biodiversidad en

el Manejo Forestal establecido por el Consejo de Administración Forestal (FSC, por sus siglas en inglés) y la creación de “Áreas de Alto Valor de Conservación” (AAVC) (antes “Bosques de Alto Valor de Conservación” [BAVC]) formuladas por la recién creada Red de Recursos de Altos Valores de Conservación (HCVRN, por sus siglas en inglés) (Brown *et al.*, 2013).

En México, el programa de gobierno relacionado con la biodiversidad se denomina “Biodiversidad en bosques de producción y mercados certificados”, el cual es impulsado por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y otros organismos internacionales incluyendo: el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF, por sus siglas en inglés) y la Alianza para bosques (RA, por sus siglas en inglés) (Vargas-Larreta, 2013; Castaños y Castro-Zavala, 2014). Este programa busca integrar el manejo de la biodiversidad en las actuales prácticas forestales con el apoyo de la Estrategia Nacional de Incremento a la Producción y la Productividad (ENAIPROS) (Castaños y Castro-Zavala, 2014; Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], 2015). Paralelamente, la CONAFOR también maneja el Programa Nacional de Pago por Servicios Ambientales (PSA) el cual actualmente incluye pagos por servicios derivados de la conservación de la biodiversidad (Vargas *et al.*, 2009; Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], 2014).

Particularmente, la ENAIPROS está dirigida a reactivar la producción forestal en regiones con el mayor potencial de producción forestal del país y alcanzar la meta de incrementar un 86% la producción maderable (de 5.9 a 11 millones de m³r)

para el 2018 (Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], 2013). Son varios los estados piloto en el país donde se ha implementado la ENAIPROS: Chihuahua, Durango, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Oaxaca, Puebla, Tlaxcala y Veracruz. Particularmente, el estado de Puebla se ha incluido en la ENAIPROS, por la importancia forestal que tiene la región o cuenca de abasto conocida como "Chignahuapan-Zacatlán" como un área de reactivación de la silvicultura, ya que en esta parte del estado se encuentra más de la mitad de la superficie bajo manejo forestal y por los volúmenes significativos de cosecha anual que se aprovechan, además de encontrarse casi el 50% de la industria forestal (CONAFOR, 2015).

Bajo este contexto, los programas orientados hacia el manejo forestal requieren también de la identificación de áreas e implementación de estrategias y acciones que incluyan la meta de alcanzar una conservación pasiva y activa de la biodiversidad. Esta investigación pretende contribuir a identificar áreas potenciales para la conservación de la biodiversidad, así como generar escenarios futuros alternativos que muestren el impacto sobre la misma ante determinados cambios en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán, Puebla.

1.2 CARACTERÍSTICAS Y DIAGNÓSTICO DE LA CUENCA DE ABASTO CHIGNAHUAPAN-ZACATLÁN

Ubicación geográfica

La cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán forma parte de la región denominada Sierra Norte de Puebla y se localiza entre los paralelos 20° 07' 06" y 19° 44' 18" LN y entre los meridianos 97° 57' 18" y 97° 38' 42" LO. Dicha cuenca colinda al Norte con los municipios de Chiconcuautla, Hermenegildo Galeana, Juan Galindo, San Felipe Tepatlán y Tlapacoya; al Sur, con el estado de Tlaxcala y el municipio de Libres; al Este, con los municipios de Hueytlalpan, Huitzilán de Serdán, Ocoatepec, Olintla, Xochiapulco y Zautla; y al Oeste, con el estado de Hidalgo (Figura 1.1) (CONAFOR, 2015; Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], Turismo de naturaleza de la Sierra Norte de Puebla A. C. y Asesores en Manejo de Recursos Forestales S. C. [ASMARF], 2016).

La cuenca está integrada por siete municipios que cubren una extensión de 2615.75 km² (261,575 ha) equivalentes al 7.6% de la superficie total del estado de Puebla, siendo estos: Ahuazotepec, Aquixtla, Chignahuapan, Huauchinango, Ixtacamaxtitlán, Tetela de Ocampo y Zacatlán (Figura 1.2) (CONAFOR, 2015; CONAFOR *et al.*, 2016; Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2017).

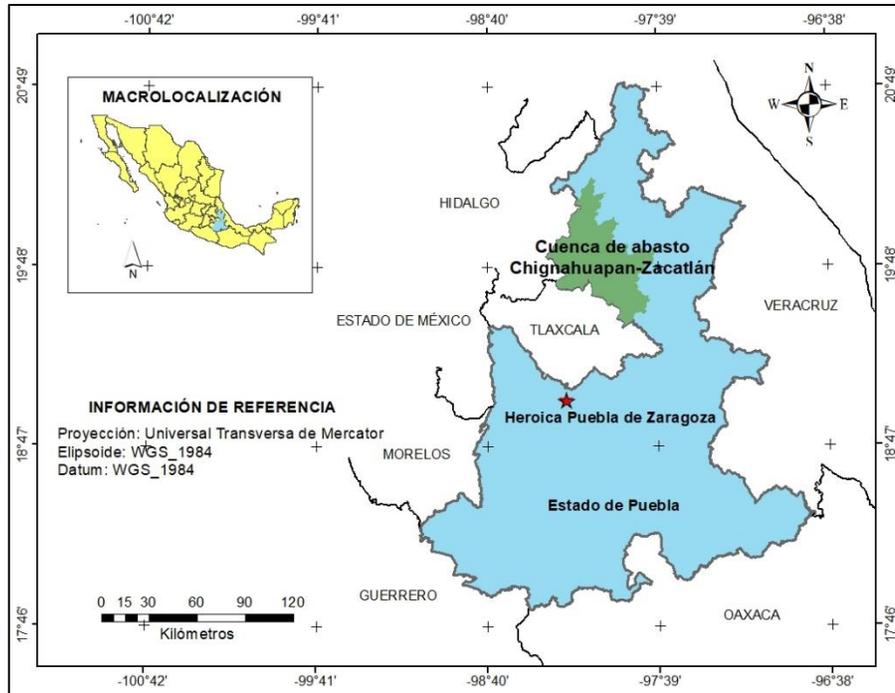


Figura 1. 1. Ubicación geográfica de la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: Elaboración propia con base en el Marco Geoestadístico Nacional (INEGI, 2017).

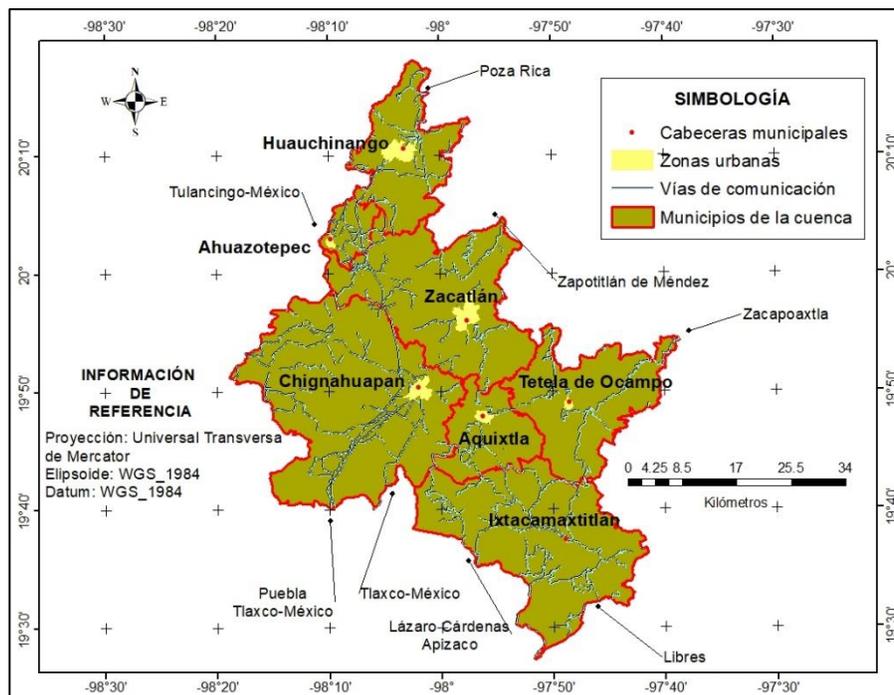


Figura 1. 2. Municipios que integran la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: Marco Geoestadístico Nacional (INEGI, 2017) y cartas topográficas 1:50 000 (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2015).

Ubicación administrativa

Todos los municipios de la cuenca de abasto menos Huauchinango se encuentran dentro de la UMAFOR Zacatlán (2108) (CONAFOR, 2015). Además, parte de los municipios de Ahuazotepec, Huachinango y Zacatlán pertenecen al Área de Protección de Recursos Naturales Cuenca Hidrográfica del Río Necaxa, la cual se localiza entre la Sierra Norte y el Eje Neovolcánico en los estados de Puebla e Hidalgo (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [CONANP], 2011).

Aspectos biofísicos y ambientales

Fisiografía

La cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán forma parte de la subprovincia 57 “Lagos y Volcanes de Anáhuac” que pertenece a la provincia X del Eje Neovolcánico, y a la subprovincia 30 “Carso Huasteco” de la provincia V Sierra Madre Oriental (Figura 1.3) (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2001).

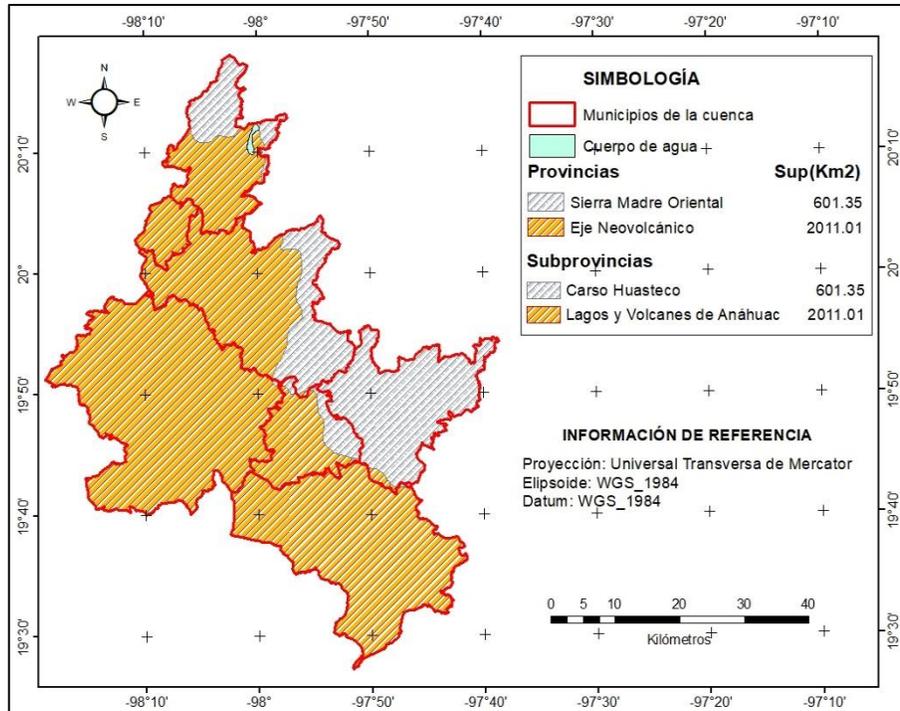


Figura 1. 3. Fisiografía de la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: Mapa fisiográfico 1:1 000 000 (INEGI, 2001).

Topografía

Dentro de esta cuenca se puede encontrar todo tipo de topografías, predominando la accidentada en los municipios de Zacatlán, Aquixtla, Tetela de Ocampo, parte de los municipios de Chignahuapan (límites con los municipios de Zacatlán y Aquixtla), Ahuazotepec, Huauchinango e Ixtacamaxtlán. Las pendientes promedio que se pueden encontrar en la zona están en un intervalo de 30 a 40% (Figura 1.4), mientras que la altitud varía en un intervalo de 1,200 m en las partes más bajas del municipio de Huachinango hasta 3,500 m en las máximas elevaciones de la región (Figura 1.5); esto último, en las colindancias

del municipio de Chignahuapan con el estado de Tlaxcala (CONAFOR, 2015; CONAFOR *et al.*, 2016).

Las zonas forestales más importantes de la cuenca se localizan en los municipios de Chignahuapan, Ixtacamaxtitlán y Zacatlán, presentando características topográficas de ladera media y lomeríos, con pendientes promedio inferiores a 30% (CONAFOR, 2015; CONAFOR *et al.*, 2016).

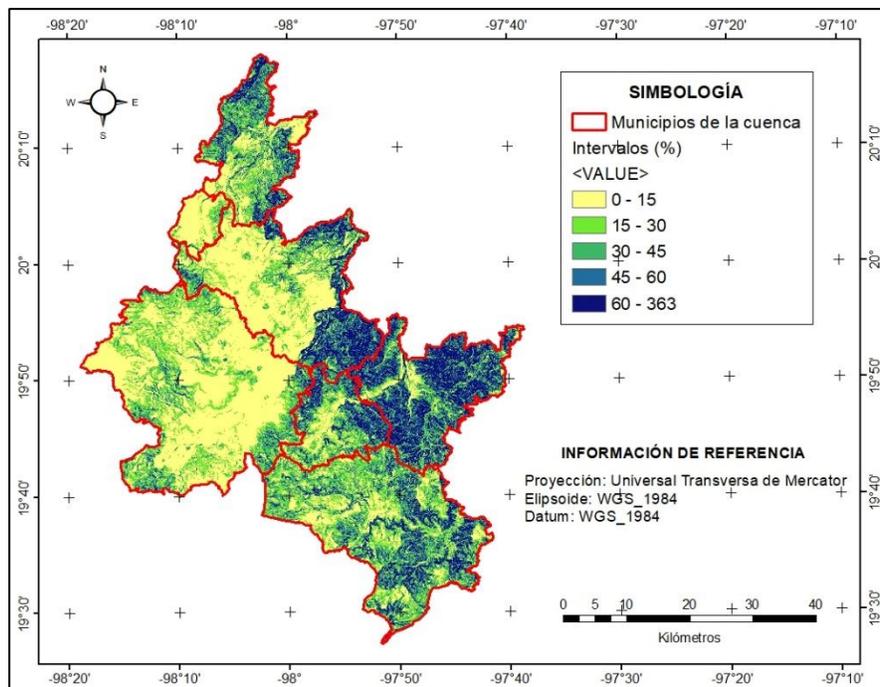


Figura 1. 4. Distribución de pendientes en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: Elaboración propia con base en el Continuo de Elevaciones Mexicano (CEM) (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2017^a).

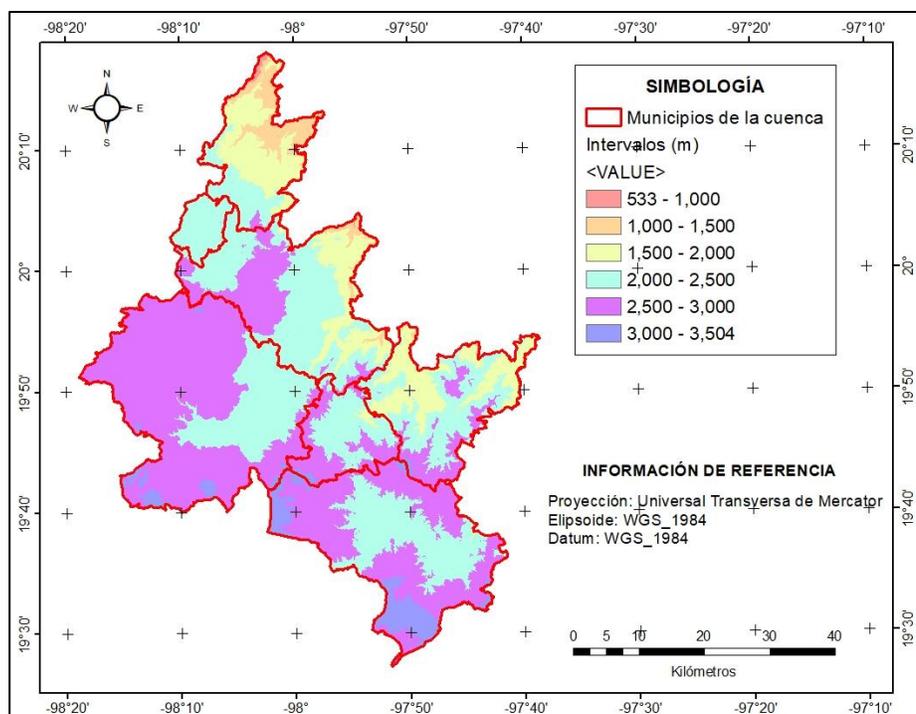


Figura 1. 5. Distribución de la altitud en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: CEM (INEGI, 2017^a).

Hidrología

La superficie de la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán se ubica en su mayoría dentro de la Región Hidrológica “RH27” Norte de Veracruz, en las cuencas del Río Tecolutla y el Río Cazones. Así también, la fracción oeste y noroeste del municipio de Chignahuapan se ubica dentro de las cuencas del Río Pánuco y Cuenca de México que pertenecen a la Región Hidrológica “RH26” Pánuco. Por último, pequeñas fracciones de los municipios de Chignahuapan y Tetela de Ocampo se encuentran dentro de las cuencas Río Balsas y Río Salado pertenecientes a la Región Hidrológica “RH18” Balsas (Figura 1.6) (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática [INEGI], Instituto Nacional de Ecología [INE] y Comisión Nacional de Agua [CNA], 2007).

En la vertiente occidental de la cuenca, los municipios de Chignahuapan y Zacatlán son irrigados por las corrientes intermitentes superficiales donde destacan los ríos: Blanco, Agrio, San Pedro Tuliman, Hueyapan, Tlixtaca, Canautla y Atotonilco, que depositan sus aguas en el Río Ajajalpa perteneciente a la cuenca del Río Tecolutla. En la parte norte y noroeste de Chignahuapan hay corrientes temporales que fluyen al arroyo Atotonilco, afluente del Río Necaxa. Una gran parte de las avenidas que nacen en el noreste de Ahuazotepec y noroeste de Zacatlán descargan sus aguas en el Río Coacuila que abastece, a su vez, a la presa Tenango (Figura 1.7) (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SMNR], 2007).

En la vertiente oriental de la cuenca, se presentan corrientes superficiales que bajan a lo largo de todos sus afluentes para integrarse a los Ríos Zempoala y Apulco, principal abastecedor de la presa la Soledad, para confluir en la cuenca del Río Tecolutla (Figura 1.7) (SMRN, 2007).

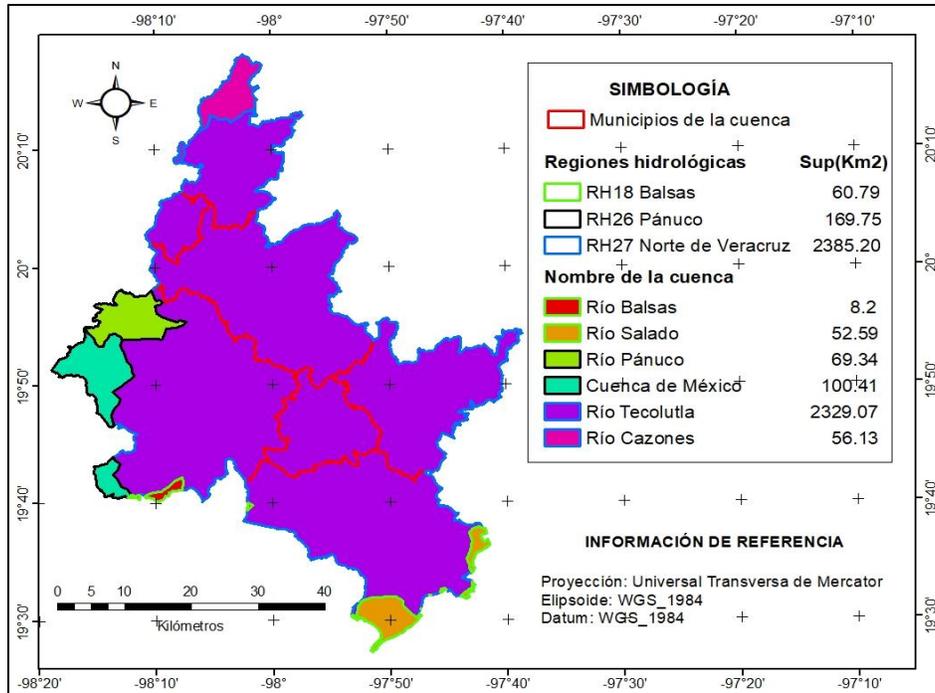


Figura 1. 6. Regiones hidrológicas y cuencas de los ríos enmarcados en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: Mapa de cuencas hidrográficas de México 1:250 000 (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática [INEGI], Instituto Nacional de Ecología [INE] y Comisión Nacional de Agua [CNA], 2007).

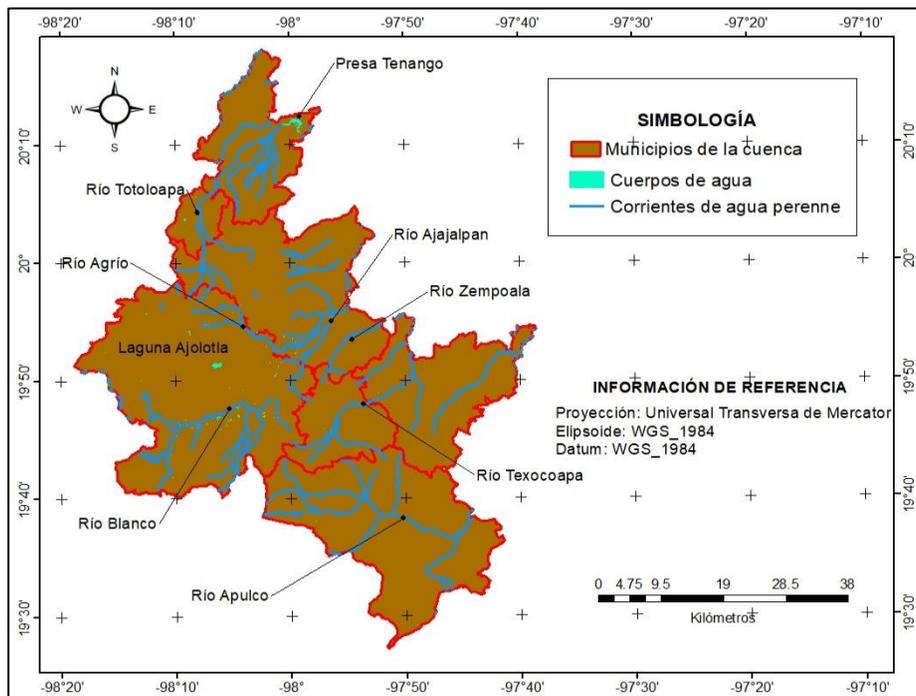


Figura 1. 7. Hidrología superficial en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: cartas topográficas 1:50 000 (INEGI, 2015).

Clima

En el territorio de la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán predominan los climas templados y en general la variedad climática de la región se debe a factores como latitud, altitud, características del relieve orográfico, la distribución de la región respecto a la distancia del mar y a las diferentes presiones atmosféricas a que está sujeta. Los vientos alisios viajan del noreste al suroeste, siendo húmedos debido a su paso por el Golfo de México, sin embargo, sólo producen altas precipitaciones en el noreste y este de la región como resultado de la orientación y altitud del relieve serrano que conforma sobre todo la vertiente oriental de la región, el cual obliga al viento a ascender, éste se enfría, precipita y continúa su recorrido con menos humedad y produciendo una menor cantidad de lluvia en el resto del territorio; efecto conocido como sombra pluviométrica u orográfica (CONAFOR, 2015; CONAFOR *et al.*, 2016). Los tipos de climas, sus características principales y su distribución se pueden observar en el Cuadro 1.1 y en la Figura 1.8.

Cuadro 1. 1. Tipos de climas y sus características principales en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán.

Tipo de clima	Temp. media anual (°C)	Temp. mes más frío (°C)	Temp. mes más caliente (°C)	Precipitación total anual (mm)	Lluvia invernal (%)
Templado subhúmedo con lluvias en verano: C(w1)	12 a 18	-3 a 18	22	600 a 1,000	5 a 10.2
Templado húmedo con lluvias en verano: C(m)(f)	12 a 18	-3 a 18	22	1,000 a +2,000	>10.2
Templado subhúmedo con lluvias en verano, de mayor humedad: C(w2)	12 a 18	-3 a 18	< 22	700 a 1,500	5 a 10.2
Templado húmedo con lluvias todo el año: C(f)	12 a 18	-3 a 18	< 22	> 40 mes más seco	>18
Semifrío, subhúmedo con lluvias en verano: Cb'(w2)	5 a 12	-3 a 18	< 22	< 40 mes más seco	5 a 10.2
Templado subhúmedo con lluvias en verano: C(wo)	12 a 18	-3 a 18	<22	<40 mes más seco	5 a 10.2
Semicálido, húmedo con lluvias todo el año: (A)C(fm)	> 18	< 18	> 22	> 40 mes más seco	<18
Semiseco templado con lluvias en verano: BS ₁ kw	12 a 18		<18	< 600	5 a 10.2
Semifrío, húmedo con lluvias en verano Cb'(w1)	5 a 12	-3 a 18	< 22	< 40 mes más seco	5 a 10.2

Fuente: García y Comisión Nacional para el uso y conocimiento de la biodiversidad [CONABIO] (1998); CONAFOR *et al.* (2016).

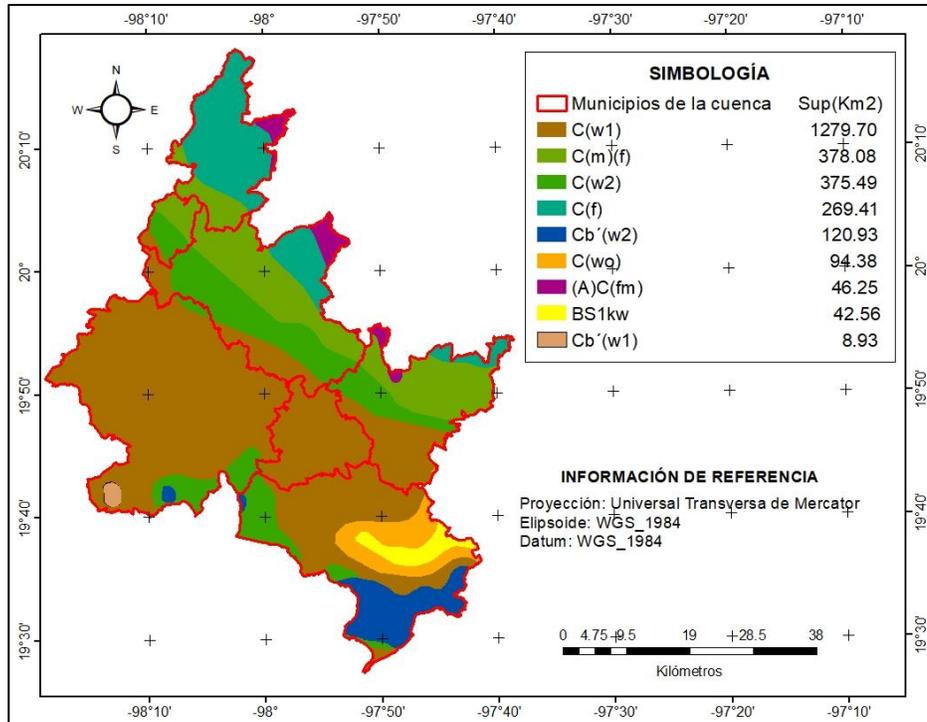


Figura 1. 8. Tipos de clima de la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: Mapa de climas 1:1 000 000 (García y CONABIO, 1998).

Suelo

A continuación se presentan los tipos de suelo predominantes de la zona, considerando la superficie de importancia forestal para la cuenca y de acuerdo con la clasificación utilizada por la Food and Agriculture Organization [FAO] y United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization [UNESCO] (1968) (Cuadro 1.2), aunque estos físicamente se encuentren asociados con otros de acuerdo con su fase física (lítica, dúrica o húmica) (Figura 1.9) (CONAFOR, 2015; CONAFOR *et al.*, 2016).

Cuadro 1. 2. Tipos de suelos y sus características principales en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán.

Tipo de suelo	Origen	Características principales	Localización
Andosol (A)	Suelo poco desarrollado y derivado de cenizas volcánicas y otros materiales piroplásticos.	Ligero y con capacidad muy alta para retener agua. Recomendado para uso forestal.	En vegetación templada, particularmente bosques de coníferas y encinos.
Luvisol (L)		Literalmente, se denomina “suelo lavado”. Por lo general profundo, de textura media a fina y de pendientes entre 8 y 12%. Alta susceptibilidad a la erosión. De color pardo rojizo o amarillo rojizo.	El que prevalece en la cuenca es el del tipo Luvisol órtico asociado con Feozem lúvico y Regosol eútrico.
Feozem háplico (Fh)		Suelo de textura media y consistencia tepetatosá (dúrica).	Asociado con Luvisol pélico, Regosol y Litosol. No de gran presencia en zonas forestales.
Regosol (R)	Poco evolucionado en su perfil y constituye la etapa inicial de un gran número de suelos.	No presenta horizontes de diagnóstico, salvo un horizonte A ótrico, el cual es de color claro y posee muy poca materia orgánica. El horizonte A subyace al horizonte C. Su profundidad es muy variable (entre 10 y más de 100 cm)	Es el de mayor distribución variable en la cuenca. Se encuentra en pastizales cultivados e inducidos, agricultura de temporal y en algunas zonas con bosque de pino y vegetación secundaria de selva baja caducifolia. Susceptibles a la erosión.
Litosol (I)	Sus características dependen del material que lo haya formado.	Profundidad menor de 10 cm hasta la roca, tepetate o caliche duro.	Se encuentra en todos los climas y con diversos tipos de vegetación.
Vertisol (V)	Originado de rocas areniscas, calizas o ígneas básicas.	De color gris oscuro en los vertisoles pélicos y pardo en los vertisoles crómicos. Alta fertilidad.	
Acrisol (A)	Emparentado con los Luvisoles.	Se caracteriza por la formación de un horizonte B argílico. Saturación de bases baja	

		y es ácido de fuerte a muy fuerte.	
Cambisol (B)		Se caracteriza por la presencia del horizonte B cámbico. De color pardo a pardo amarillento. La mayoría de las veces ligeramente ácidos o ligeramente alcalinos.	En laderas de las sierras ubicadas al norte del estado de Puebla y en algunas llanuras y lomeríos del centro.
Rendzina (E)	Formación sobre materiales con abundantes cantidades de carbonatos de calcio como las rocas calizas, algunas lutitas y conglomerados.	Tiene cantidades altas a muy altas de calcio. Caracterizado por un horizonte A mólico. Rico en materia orgánica (aprox. 4.3%)	
Planosol (W)	Desarrollado en relieves planos que se inundan alguna parte del año.	Relativamente profundo entre 50 y 100 cm. Caracterizado por presentar debajo de la capa más superficial una capa infértil y relativamente delgada de material claro que generalmente es menos arcillosa que las capas que la cubren como las capas que la subyacen.	Encontrado en climas templados y semiáridos de vegetación natural de pastizal o matorral.

Fuente: CONAFOR (2015); CONAFOR *et al.* (2016).

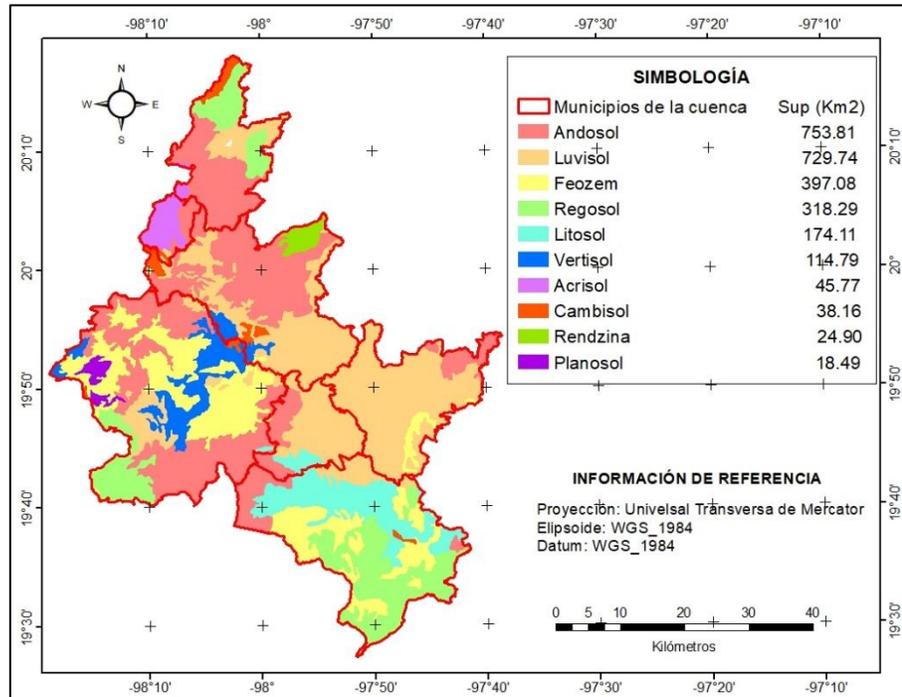


Figura 1. 9. Tipos de suelos de la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: Mapa de suelos 1:1 000 000 (Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias [INIFAP] y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO], 1995).

Vegetación

La variedad de condiciones climáticas y ecológicas en general, así como las distintas magnitudes de la intervención humana han producido una amplia gama de tipos y formas de vegetación en la cuenca (CONAFOR, 2015; CONAFOR et al., 2016). A continuación se presentan algunas de las características más importantes y su distribución de los tipos de vegetación en la cuenca (Cuadro 3.1) (Figura 1.10).

Cuadro 1. 3. Tipos de vegetación y sus características principales en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán.

Tipo de Bosque	Géneros y especies predominantes	Localización	Interacciones
Bosque de pino	El género predominante es <i>Pinus</i> spp. Algunas de las especies más destacadas son: <i>Pinus ayacahuite</i> var. <i>veitchii</i> , <i>P. leiophylla</i> , <i>P. moctezumae</i> , <i>P. patula</i> , <i>P. pseudostrobus</i> (dos subespecies), <i>P. rudis</i> , y <i>P. teocote</i> .	Ocupa las partes más altas de la cuenca, en altitudes superiores a los 2200 m.	La convivencia de los pinos con otras especies de coníferas es muy frecuente, principalmente con <i>Juniperus</i> y <i>Abies</i> . Por ejemplo, el bosque de oyamel se encuentra formando masas mezcladas con <i>Pinus</i> spp. y <i>Quercus</i> spp., a una altitud que fluctúa entre 2500 y 3200 m
Bosque de oyamel		Cubren áreas de laderas o barrancas profundas en los cerros, donde están protegidos de la acción del viento y la insolación; se distribuyen en forma de cinturón discontinuo entre altitudes que van de 2500 y 3200 m, en climas ligeramente húmedos sin estaciones frías y calientes bien diferenciadas, con una temperatura entre 7 y 15 °C y precipitación media anual de 1000 mm.	A mayor altitud, por arriba de los 3000 m, los manchones de oyamel son más frecuentes y el encino ya no se encuentra, convirtiendo la mezcla en oyamel-pino, y por consiguiente, a menos de los 3000 m de altitud en bosques mezclados con pino-encino, frecuentemente tiene dominancia el pino.
Bosque mesófilo de montaña	Bosque de clima húmedo y gran variedad de especies. Las especies más importantes pertenecen a los géneros <i>Liquidambar</i> , <i>Carpinus</i> , <i>Quercus</i> , <i>Clethra</i> , <i>Podocarpus</i> , <i>Oreopanax</i> , <i>Juglans</i> , <i>Persea</i> , <i>Ostria</i> y gran variedad de Pteridofitas (helechos).	Se encuentra fundamentalmente en las laderas orientales de la sierra entre los 1400 a 1800 m en pendientes de 30% y hasta más del 40%, con grados de perturbación alta. Esta forma biológica se establece preferentemente en lugares con relieve accidentado, en	

		<p>laderas escarpadas y cañadas protegidas contra el viento y la insolación.</p> <p>Generalmente los lugares donde se desarrolla poseen mayor gradiente de humedad que la mayoría de los bosques de pino y encino, y temperaturas más altas que las zonas de bosques de <i>Abies</i>, es por ello que su distribución está limitada a algunos espacios restringidos.</p>	
Bosque de encino	Se distingue porque el género predominante es <i>Quercus</i> .	Los encinares, junto con los pinares, constituyen las comunidades vegetales más extendidas de las zonas de climas templados o semifríos del país.	Este tipo de vegetación rara vez se presenta puro, debido a la afinidad ecológica que comparte con otras comunidades, generalmente domina <i>Quercus</i> y se encuentran mezclados con otros géneros como: <i>Pinus</i> , <i>Alnus</i> , <i>Prunus</i> , <i>Ostria</i> , entre otras.
Bosque de pino-encino o encino-pino	Presenta una dominancia de árboles del género <i>Pinus</i> y <i>Quercus</i> , con alturas variables. La abundancia de uno de los dos, determina el tipo de bosque.	La distribución de algunas especies en esta comunidad se ve muy influenciada por factores tales como: exposición, humedad, temperatura y vientos.	
Matorral desértico rosetófilo	Es una agrupación vegetal donde predominan las plantas con hojas largas, en algunos casos son carnosas y espinosas y la disposición de los tallos reducidos es en forma de roseta como	La franja climática en donde se encuentra va de los secos muy cálidos a los semisecos semicálidos con lluvias en verano, con temperaturas anuales de 20 a 24°C, donde la	

	<p><i>Nolina</i> y <i>Agave</i>. Las especies más características son: <i>Agave lechuguilla</i>, <i>Dasyllirion</i> spp., <i>Yucca filifera</i>, <i>Fouqueria</i> spp. y <i>Opuntia</i> spp.</p>	<p>precipitación anual promedio va de menos de 500 a 600 mm, con presencia de canícula.</p>	
Selva baja caducifolia	<p>Los elementos que la conforman alcanzan hasta 10 m de altura, la mayoría de las especies pierden su follaje durante la época seca del año, los troncos de los árboles con frecuencia son retorcidos y se ramifican a corta altura del suelo, mientras que otros presentan colores llamativos, superficies brillantes y desprenden su corteza en forma de láminas como en el caso de algunas especies de <i>Bursera</i>.</p>	<p>Situada a altitudes que van de 1000 a 1800 m, el clima es cálido y semicálido subhúmedo, así como semiseco con lluvias en verano; la temperatura media anual es mayor de 22°C, con precipitaciones anuales entre 800 y 1000 mm, lo que provoca un alto índice de evapotranspiración y una disminución de la humedad ambiental.</p>	
Bosque de Táscate	<p>También denominado bosque escuamifolio por sus hojas escamosas. Las especies que ahí se encuentran son del género <i>Juniperus</i> conocido como "cedro", "sabino", "enebro", "táscate", "tláxcal", "nebrito".</p>	<p>Prosperan sobre una gran variedad de rocas madres y suelos, incluyendo los alcalinos así como los de contenido moderadamente elevado en sales solubles y de yeso, con drenaje deficiente.</p>	
Pastizal inducido	<p>Este tipo de flora forma parte de la vegetación secundaria, las cuales son comunidades naturales de plantas que se han establecido como consecuencia de la destrucción total o parcial de</p>	<p>En algunos casos resulta difícil definir los límites precisos entre la vegetación primaria y la secundaria, pues el grado de alteración causada por el hombre puede ser grave o leve y sólo puede afectar algunas especies o</p>	

	vegetaciones primarias o clímax, realizada directamente por el hombre o por actividad de animales domésticos.	algunos estratos de la comunidad clímax y no altera de manera considerable su fisonomía. De manera general desde el punto de vista fisonómico se pueden distinguir tres categorías principales de vegetación secundaria: pastizal, matorral y acahual.	
--	---	--	--

Fuente: CONAFOR (2015); CONAFOR *et al.* (2016).

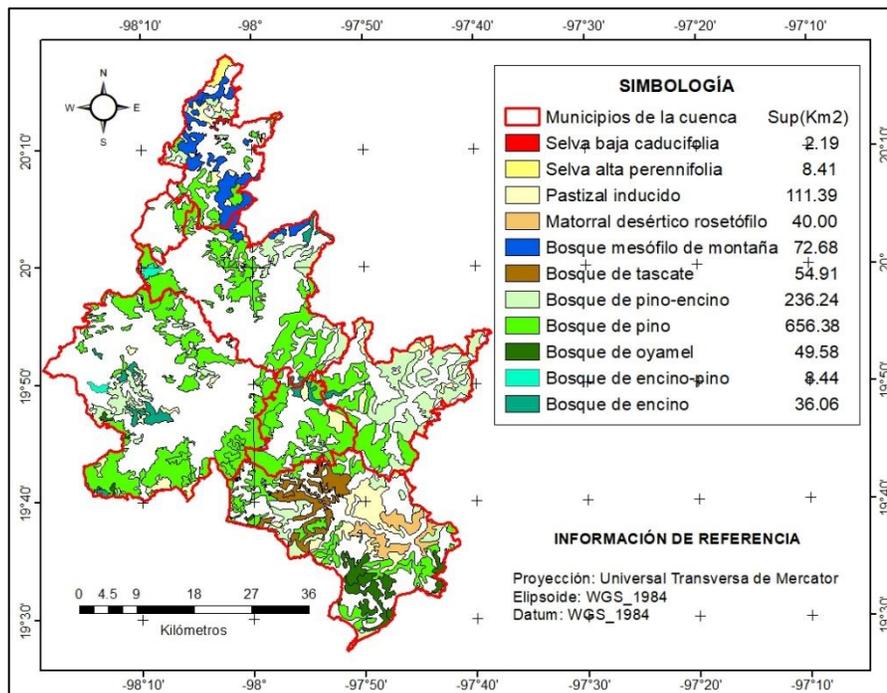


Figura 1. 10. Tipos de vegetación presentes en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: Mapa de uso de suelo y vegetación 1:250 000 (INEGI, 2013).

Aspectos socioeconómicos

Población y localidades

De acuerdo con los datos de la Encuesta Intercensal 2015 reportados en el Anuario Estadístico y Geográfico de Puebla (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2016), la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán tiene una población total de 320,682 habitantes, de los cuales 153,157 (47.76%) son hombres y 167,525 (52.24%) son mujeres. La distribución de estos datos por municipio se observa en la Figura 1.11.

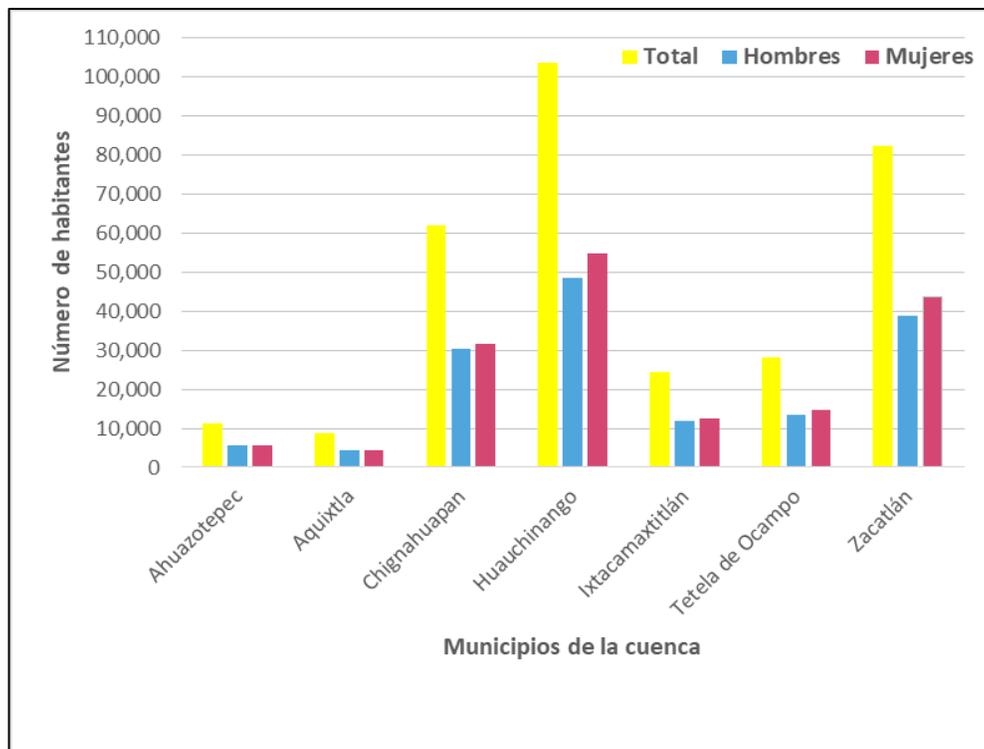


Figura 1. 11. Número de habitantes por municipio de la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: INEGI (2016).

El número total de localidades que integran la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán es de 620, de éstas, 607 son localidades rurales y 13 localidades urbanas (Cuadro 1.4) (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2017b). De acuerdo con los criterios establecidos por el Instituto de Estadística y Geografía [INEGI] (2017c), una población se considera rural cuando tiene menos de 2,500 habitantes, y una población es urbana cuando presenta lo contrario o es capital municipal.

La densidad poblacional para el estado de Puebla al 2015 se reporta de 179.8 habitantes por km²; para la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán, la densidad de la población es en promedio de 147.17 habitantes por km² (Instituto de Estadística y Geografía [INEGI], 2015b). En el Cuadro 1.4 se muestran los datos de densidad poblacional para cada municipio que integra el área de estudio.

Los índices de marginación permiten medir las condiciones de pobreza y el rezago social de una población determinada y de estos índices se obtiene el grado de marginación respectivo (muy alto, alto, medio, bajo y muy bajo). Como se observa en el Cuadro 1.4, de los siete municipios que integran la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán al 2010, ninguno de ellos se encuentra en los márgenes de grado de marginación. Tres municipios se reportan con grado de marginación alto y cuatro con grado de marginación medio (Consejo Nacional de Población [CONAPO], 2016).

Cuadro 1. 4. Datos poblacionales de los municipios de la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán, Puebla.

Municipio	Número de localidades		Población total	Densidad poblacional (hab x km ²)	Grado de marginación
	Rurales	Urbanas			
Ahuazotepec	22	1	11,269	185.5	Medio
Aquixtla	23	1	8,768	52.6	Alto
Chignahuapan	173	2	62,028	81.7	Medio
Huauchinango	74	4	103,509	412.5	Medio
Ixtacamaxtitlán	129	1	24,512	43.7	Alto
Tetela de Ocampo	85	1	28,139	85.6	Alto
Zacatlán	101	3	82,457	168.6	Medio

Fuente: INEGI (2017b); INEGI (2016); INEGI (2015b) y CONAPO (2016).

La comunidad indígena en la cuenca se encuentra representada por 48,058 habitantes de 3 años en adelante que hablan alguna lengua indígena; de estos, 89.21% hablan además el español y el restante 10.79% sólo hablan su lengua indígena natal (INEGI, 2015b). Las lenguas indígenas más habladas son el Náhuatl y la Totonaca (Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal [INAFED], 2010). En el Cuadro 1.5 se desglosa la información anterior por municipio.

Cuadro 1. 5. Habitantes de la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán que hablan alguna lengua indígena.

Municipio	Población total	Número de habitantes que hablan alguna lengua indígena		
		Porcentaje de la población total	Sólo lengua indígena	Lengua indígena y español
Ahuazotepec	11,269	0.87	0	98
Aquixtla	8,768	5.51	0	483
Chignahuapan	62,028	0.67	0	416
Huauchinango	103,509	25.39	2,474	23,807
Ixtacamaxtitlán	24,512	10.24	42	2,468
Tetela de Ocampo	28,139	19.83	428	5,152
Zacatlán	82,457	15.39	2,243	10,447

Fuente: INEGI (2016) e INEGI (2015b).

La población de 12 años y de más edad en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán es de 320,183 habitantes, de los cuales 141,786 (44.28%) son económicamente activos y 178,397 (55.72%) no lo son. La población ocupada es de 136,598 (96.34%) habitantes, quedando una población desocupada de 5,188 (3.66%) habitantes en la cuenca (INEGI, 2015b). El Cuadro 1.6 muestra la distribución de la población económicamente activa, ocupada y desocupada por municipio.

Cuadro 1. 6. Población económicamente activa en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán, Puebla.

Municipio	Población Económicamente Activa	Población ocupada	Población desocupada	Población Económicamente Inactiva
Ahuazotepec	4,958	4,715	243	6,288
Aquixtla	3,875	3,709	167	4,884
Chignahuapan	27,230	26,332	899	34,674
Huauchinango	47,407	44,895	2,513	55,998
Ixtacamaxtitlán	8,751	8,672	79	15,688
Tetela de Ocampo	10,974	10,689	285	17,080
Zacatlán	38,590	37,587	1,003	43,785

Fuente: INEGI (2015b).

Educación

De la población total de la cuenca de abasto (320,682 habitantes), un 94.3% (302,419 habitantes) son personas de 3 años en adelante con posibilidad de asistir a la escuela. De estos, un 65.78% (198,924 habitantes) no asiste y un 33.99% (102,784 habitantes), sí. De los asistentes a la escuela, 50.19% (51,585 habitantes) son hombres y 49.81% (51,199 habitantes) son mujeres. En el Ciclo Escolar 2014-2015 se graduaron 25,075 estudiantes en la cuenca, correspondientes a los niveles desde preescolar hasta postgrado. Los porcentajes de alumnos graduados respectivos a cada nivel educativo para el ciclo escolar 2014-2015 se muestran en la Figura 1.12 (INEGI, 2016).

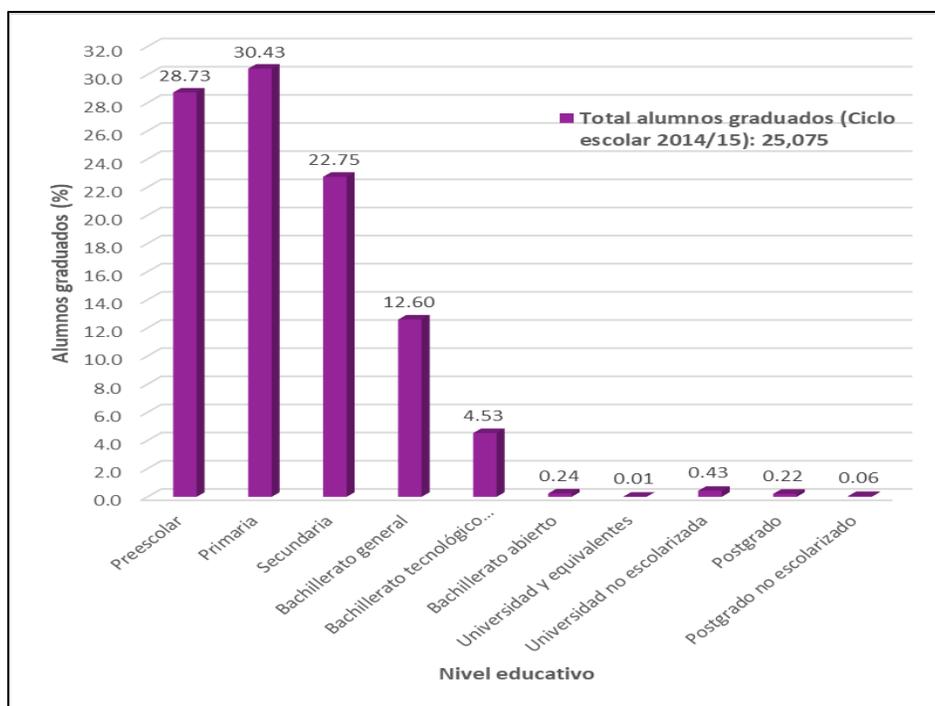


Figura 1. 12. Nivel de escolaridad de alumnos graduados en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán en el Ciclo Escolar 2014-2015. Fuente: INEGI (2016).

Salud y Seguridad Social

De la población total de la cuenca de abasto (320,682 habitantes), un 12.59% (40,365 habitantes) no está afiliada a ninguna institución médica y un 87.13% (279,399 habitantes) si lo está (Figura 1.13) (INEGI, 2016).

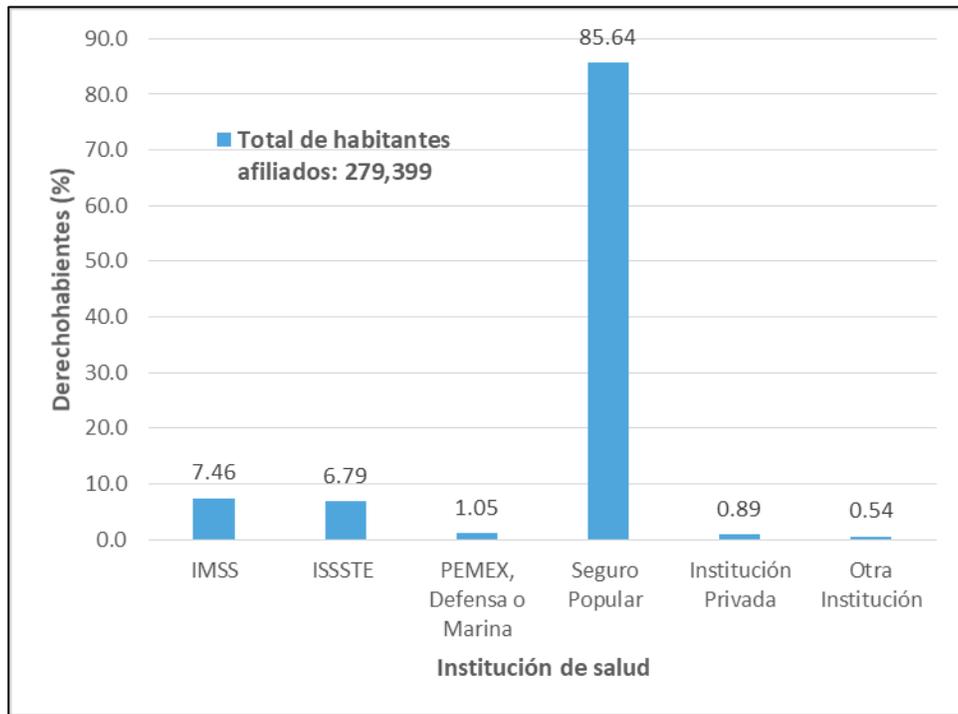


Figura 1. 13. Población derechohabiente por institución de salud en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: INEGI (2016).

Actividades productivas

La mayoría de los municipios de la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán pertenecen al Distrito de Desarrollo Rural (DDR) 112 Zacatlán, y al Centro de Apoyo al Desarrollo Rural (CADER) 1 Zacatlán; excepto el municipio de Ahuazotepec que pertenece al DDR 111 Huachinango y al CADER 1 Xicotepec de Juárez (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera [SIAP], 2016). Tres de las principales actividades primarias son: la agricultura, la ganadería y el aprovechamiento forestal.

Agricultura

La superficie sembrada en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán en el 2015 fue de 71, 678 ha. Los principales cultivos de siembra incluyeron: maíz de grano, avena forrajera, tomate (verde y rojo), chile verde, frijol y trigo. La superficie cosechada es muy similar a la sembrada por lo que no existe gran pérdida de cultivos. En el Cuadro 1.7 se presentan los principales datos de la superficie cultivada en la cuenca por municipio (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera [SIAP], 2015).

Cuadro 1. 7. Superficie sembrada, cosechada y valor de la producción de los municipios que conforman la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán, Puebla.

Municipio	Superficie sembrada (ha)	Superficie cosechada (ha)	Valor de la producción (millones de pesos)
Ahuazotepec	2,865	2,863	20,595,717.18
Aquixtla	4,893	4,853	209,059,368.09
Chignahuapan	23,536	23,148	223,456,974.88
Huauclilla	3,525	3,309	91,649,515.09
Ixtacamaxtitlán	15,551	15,379	119,975,939.39
Tetela de Ocampo	4,777	4,686	106,085,712.13
Zacatlán	16,533	15,768	152,953,726.63
Total	71,678	70,006	923,776,953.39

Fuente: SIAP (2015).

Ganadería

La actividad ganadera en la cuenca de abasto se divide en productos en pie y en canal. Las mayores cantidades de producción son el ganado en pie, sea este bovino, porcino, ovino o caprino con 13,876 t (Cuadro 1.8). También la

producción de leche (bovino y caprino) en la cuenca presentó un máximo con 17, 305 litros (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera [SIAP], 2016a).

Cuadro 1. 8. Volúmenes de producción pecuarias de los municipios de la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán, Puebla.

Municipio	Ganado en pie (bovino, porcino, ovino y caprino) (t)	Ave y guajolote en pie (ave y guajolote) (t)	Carne en canal (bovino, porcino, ovino y caprino) (t)	Carne en canal (ave y guajolote) (t)	Leche (bovino y caprino) (miles de l)	Otros productos (huevo para plato, miel, cera en greña y lana sucia) (t)
Ahuazotepec	512.00	115.00	294.00	94.00	807.00	27.00
Aquixtla	1,108.00	420.00	682.00	346.00	2,631.00	55.02
Chignahuapan	2,283.00	986.00	1,375.00	810.00	4,006.00	237.68
Huauchinango	5,190.00	506.00	3,061.00	415.00	447.00	71.00
Ixtacamaxtitlán	1,362.00	604.00	790.00	495.00	5,110.00	75.68
Tetela de Ocampo	1,207.00	492.00	710.00	404.00	1,341.00	82.57
Zacatlán	2,214.00	803.00	1,357.00	659.00	2,963.00	180.76
Total	13,876.00	3,926.00	8,269.00	3,223.00	17,305.00	729.71

Fuente: SIAP (2016a).

Producción forestal

La producción forestal más importante en la cuenca es la del municipio de Chignahuapan, el cual reporta al 2015 un volumen de 128, 896 m³ rollo. En total la cuenca produjo en el 2015 un total de 179,367 m³ rollo. Los productos que más se generan provienen de pinos y oyameles (Cuadro 1.9) (INEGI, 2016).

Cuadro 1. 9. Volumen de la producción forestal maderable por municipio según grupo de especies en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán, Puebla.

Municipio	Total (m ³ rollo)	Coníferas			Latifoliadas		Preciosas (m ³ rollo)	Comunes tropicales (m ³ rollo)
		Pino (m ³ rollo)	Oyamel (m ³ rollo)	Otras (m ³ rollo)	Encino (m ³ rollo)	Otras (m ³ rollo)		
Ahuazotepec	1,175	1,020	0	0	137	17	0	0
Aquixtla	10,159	7,539	1,739	0	780	102	0	0
Chignahuapan	128,896	96,167	21,654	0	10,080	995	0	0
Ixtacamaxtitlán	15,296	9,570	4,924	296	421	85	0	0
Tetela de Ocampo	2,851	1,907	0	0	677	266	0	0
Zacatlán	20,991	18,830	22	0	1,810	330	0	0
Total	179,367	135,033	28,338	296	13,906	1,795	0	0

Fuente: INEGI (2016).

Cambios de uso de la tierra en la cuenca de abasto

En la región, la superficie con vegetación secundaria es sumamente alta y cada vez se incrementa más, principalmente en las regiones de clima cálido-húmedo y semi-húmedo. Tal es el caso de la selva y el bosque mesófilo de montaña donde prácticamente lo que quedan son relictos consistentes en mosaicos de diferentes comunidades secundarias que representan diversas fases sucesionales que a menudo reflejan los efectos del grado de disturbio (CONAFOR, 2015).

La fragmentación por uso agrícola tiene una frecuencia reducida sobre todo en bosques de uso común como sucede en los municipios de Ahuazotepec, Aquixtla, Chignahuapan y Zacatlán, esta situación es especial debido a la inercia, producto del Plan Forestal Puebla, en donde se han mantenido las parcelas agrícolas originales sin autorización de nuevas. La fragmentación en los bosques

particulares depende principalmente de su extensión, ubicación altitudinal y calidad comercial de los bosques, situación legal y condición económica de los dueños. En los municipios de Ahuazotepec, Aquixtla, Chignahuapan y Zacatlán, hay una tendencia al cuidado y preservación del recurso forestal dejando las partes bajas para la agricultura; en las parcelas agrícolas y abandonadas por sus bajos rendimientos dentro de los bosques se ha generalizado el interés por reforestarlas. En el caso de los municipios de Tetela de Ocampo e Ixtacamaxtitlán se registran los índices de fragmentación más altos, 14% y el 26% respectivamente, comparados con el de Chignahuapan y Zacatlán con el 6.2% y el 3.0% (CONAFOR, 2015).

En Tetela de Ocampo, la tenencia de la tierra se ha modificado con el crecimiento de la población lo que ha provocado una mayor pulverización de la superficie agraria, razón que ha obligado a sus dueños y poseedores a nuevas aperturas de tierras para cultivo o bien sobreexplotando las superficies arboladas con fines de autoconsumo y comercial. Dependiendo de la ubicación de la zona, en el municipio se pueden apreciar diversos grados de fragmentación de los recursos forestales con sus impactos consecuentes en otros recursos asociados como el suelo, agua y la biodiversidad de especies vegetales y de especies faunísticas muy escasas ya en la región (CONAFOR, 2015).

En Ixtacamaxtitlán, la fragmentación ha sido muy severa como consecuencia del uso de la madera con fines comerciales, domésticos y ganaderos principalmente; estas actividades realizadas a lo largo de cinco décadas han estado reforzadas

por las condiciones climáticas: templado y frío subhúmedo con lluvias en verano, fenómenos que no permiten buenos incrementos en el volumen forestal y la recuperación natural se vuelve más lenta que la acción de fragmentación del hombre o bien ya no se regenera como sucede en toda la cuenca del río Apulco (CONAFOR, 2015).

Áreas de importancia para la conservación de la biodiversidad

En la cuenca se presenta una amplia diversidad de condiciones ambientales que dan lugar a nichos ecológicos de importancia para la conservación de la biodiversidad, muchos de ellos en zonas que no están incorporadas al manejo forestal y que no cuentan con ningún régimen de protección, por lo que son objeto de saqueo o de procesos de deterioro por las actividades humanas o por los agentes naturales como plagas y enfermedades. Con la revisión de la clasificación de las superficies bajo manejo y con la interacción con los prestadores de servicios y los silvicultores, se han identificado áreas importantes para la conservación de la biodiversidad, algunas de ellas dentro de los predios que cuentan con manejo forestal y otras, la mayor parte, en áreas que al contar con algún programa de manejo forestal, cuentan con actividades de turismo (CONAFOR, 2015).

En general, se considera que prácticamente todas las superficies forestales de la cuenca son importantes para la conservación de la biodiversidad, ya que las diferentes especies de flora y fauna se encuentran distribuidas en todos los hábitats de la región, o son utilizados por la fauna, aunque sea de forma

temporal. Ante esta situación, la CONAFOR ha implementado la estrategia de que todos aquellos programas de manejo que sean elaborados/modificados con apoyos del PRONAFOR, consideren el componente de mejores prácticas para la conservación de la biodiversidad, como en el caso del ejido Llano Grande, que ya cuenta con áreas específicas para ello, o como los ejidos vecinos Llano Verde, Villa Cuauhtémoc, Rinconada, El Peñón, y otros que tienen proyectos para identificar este tipo de áreas en la superficie arbolada de cada ejido (CONAFOR, 2015).

Las áreas en las que se han encontrado hábitats con riqueza de biodiversidad que requieren ser conservadas o incrementar las actividades para su conservación son las siguientes (CONAFOR, 2015):

1. Barranca Baños termales de Chignahuapan-Salto de Quetzalapa, cubierta de bosque de encino y otras especies de hojosas, con riqueza de plantas epífitas como bromelias, heno y orquídeas; así como especies de fauna como armadillo, tlacuache, tejón, mapache, zorra, tuza y una gran cantidad de aves. Es una superficie bastante accidentada que actualmente está siendo utilizada para aprovechar su belleza escénica para la realización de actividades de turismo de naturaleza.
2. Paraje conocido como “La Barranca”, ubicado en el municipio de Tetela de Ocampo, caracterizado por ser la fuente de agua de la ciudad de Tetela y de otras comunidades aguas abajo, además de poseer una gran variedad de especies de árboles, arbustos y plantas del sotobosque.

3. “La Barranca” de Zacatlán, localizada apenas a un costado de la ciudad de Zacatlán. Está cubierta de vegetación de pino y pino-encino, tierras agrícolas de subsistencia y un afluente del río Laxalapan, es importante por la presencia de bromelias y orquídeas en los árboles, así como por la fragilidad de sus tierras debido a la gran pendiente que se presenta (mayor a 60%).
4. Zona de transición de clima templado frío a clima templado cálido, localizada en los límites de los municipios de Ahuazotepec, Zacatlán y Huauchinango, caracterizada por la presencia de especies indicadoras de clima de transición como *Liquidambar* sp., *Platanus* sp., *Pinus pseudostrobus*, helecho arbóreo, palmillo, *Quercus laurina* y otras especies de latifoliadas, así como gran cantidad de bromelias y orquídeas en las copas de los árboles.
5. Bosques de táscate localizados en diferentes puntos del municipio de Ixtacamaxtitlán, los cuales presentan características muy especiales con respecto a los tipos de fauna asociados a éste, así como la presencia de árboles de gran edad.
6. Zona de distribución de la especie *Pseudotsuga mensiezii*, localizada en pequeños manchones en las cercanías de las comunidades de Cristalaco y Cuatexmola, en el municipio de Ixtacamaxtitlán.

Al considerar que el deterioro y la fragmentación, provenientes sobre todo de la expansión de la población, en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán están

generando un cambio de uso de suelo acelerado y que existen a su vez, lugares que por su belleza y prestación de servicios ecosistémicos que deberían ser resguardados, la presente investigación pretende definir sitios potenciales para la conservación de la biodiversidad. De esta manera, teniendo identificados los lugares valiosos para la biodiversidad, se pueden generar estrategias de manejo para su conservación considerando las demás actividades económicas de la región y con ello lograr una conservación pasiva y activa sustentable del espacio natural.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo General:

Identificar áreas potenciales para la conservación de la biodiversidad y generar escenarios alternativos futuros que muestren el impacto a la biodiversidad ante determinados cambios en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán, Puebla.

1.3.2 Objetivos Específicos:

- a) Identificar, conjuntar y realizar un análisis comparativo de los métodos cuantitativos usados en la definición de áreas con potencial alto para la conservación de la biodiversidad.
- b) Determinar la distribución espacial de la diversidad vegetal en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán con la finalidad de predecir las áreas con más potencial de conservación.

- c) Generar escenarios futuros alternativos en la zona de estudio a partir de la modificación de las variables predictoras más influyentes que determinan la diversidad vegetal.

1.4. LITERATURA CITADA

- Brown, E., Dudley, N., Lindhe, A., Muhtaman, D. R., Stewart, C. & Synnott, T. (2013). Guía genérica para la identificación de altos valores de conservación. Red de Recursos de AVC (Hcvrn). Recuperado de <https://www.hcvnetwork.org/resources/folder.2006-09-29.6584228415/2013guiagenericaavc>
- Castaños, L. G. & Castro-Zavala, S. (2014). Manejo forestal: reserva forestal multifuncional “El Manantial” S. C. México: CONAFOR-PNUD. Recuperado de <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/49/6273Caso%20de%20C3%A9xito%20El%20Manantial.pdf>
- Ceballos, G., Díaz-Pardo, E., Espinosa, H., Flores-Villela, O., García, A., Martínez, L., ... Santos-Barrera, G. (2009). Zonas críticas y de alto riesgo para la conservación de la biodiversidad de México. En: J. Sarukhán (Ed.). *Capital Natural de México, Vol. II: Estado de Conservación y Tendencias de Cambio* (pp. 575-600). México: CONABIO.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [CONANP]. (2011). APRN Cuenca Hidrográfica del Río Necaxa. Consultado el día 29 de septiembre de 2017 en <http://regiongolfodemexico.conanp.gob.mx/rionecaxa.php>
- Consejo Nacional de Población [CONAPO]. (2016). Índice de marginación por entidad federativa y municipio 2015. Consultado el día 27 de septiembre de 2017 en <https://www.gob.mx/conapo/documentos/indice-de-marginacion-por-entidad-federativa-y-municipio-2015>
- Comisión Nacional Forestal [CONAFOR]. (2015). Estudio de cuenca de abasto para la Región Chignahuapan-Zacatlán. Consultado el día 31 de julio de 2017 en <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/22/6249Chignahuapan%20-%20Zacatlan.pdf>
- _____. (2014). Lecciones aprendidas en materia de monitoreo, reporte y verificación del programa de pago por servicios ambientales en México. México D. F.: CONAFOR, Proyecto Fortalecimiento REDD+ y Cooperación Sur-Sur. Recuperado de <http://www.monitoreoforestal.gob.mx/repositorioidigital/items/show/19>

_____. (2013). Estrategia Nacional de Manejo Forestal para el Incremento de la Producción y Productividad (ENAIROS). México: CONAFOR. Recuperado de:

<http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/50/6418Planeaci%C3%B3n%20ENAIROS%202013-2018.pdf>

Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], Turismo de naturaleza de la Sierra Norte de Puebla A. C. & Asesores en Manejo de Recursos Forestales S. C. [ASMARF]. (2016). Estudio florístico de la cuenca de abasto de la región Chignahuapan-Zacatlán, Puebla, México. México: CONAFOR- Turismo de naturaleza de la Sierra Norte de Puebla A. C.-ASMARF. 640 p.

Food and Agriculture Organization [FAO] & United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization [UNESCO]. (1968). Revised legend of the FAO-UNESCO soil map of the world. International soil reference and information centre. Roma, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

García, E. & Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO]. (1998). Conjunto de datos vectoriales del mapa de climas nacional. Escala: 1:1 000 000. Consultado el día 08 de septiembre de 2017 en

http://www.Conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/clima1mgw.xml?xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&indent=no

Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal [INAFED]. (2010). Lengua Indígena. Consultado el día 27 de septiembre de 2017 en <http://www.snim.rami.gob.mx/>

Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI]. (2017). Conjunto de datos vectoriales del Marco Geoestadístico Nacional. Consultado el día 07 de septiembre de 2017 en <http://www.beta.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463142683>

_____. (2017^a). Conjunto de datos vectoriales (E14B13-E14B14-E14B15-E14B23-E14B24-E14B25-E14B33-E14B34-E14B35-F14D73-F14D74-F14D75-F14D82-F14D83-F14D84-F14D85) de cartas topográficas. Escala: 1:50 000. Consultado el día 15 de agosto de 2017 en <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/Descarga.aspx>

_____. (2017^b). Catálogo Único de Claves de Áreas Geoestadísticas Estatales, Municipales y Localidades. Consultado el día 27 de septiembre de 2017 en

<http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/geoestadistica/CatalogoClaves.aspx>

_____. (2017c). Población rural y urbana. Consultado el día 28 de septiembre de 2017 en http://cuentame.inegi.org.mx/poblacion/rur_urb.aspx?tema=P

_____. (2016). Anuario estadístico y geográfico de Puebla 2016. México: Inegi. 952 p.

_____. (2015). Conjunto de datos vectoriales (E14B13-E14B14-E14B15-E14B23-E14B24-E14B25-E14B33-E14B34-E14B35-F14D73-F14D74-F14D75-F14D83-F14D84-F14D85) de cartas topográficas. Escala: 1:50 000. Consultado el día 15 de agosto de 2017 en <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/topografia/default.aspx>

_____. (2015b). México en cifras: Puebla. Consultado el día 28 de septiembre de 2017 en <http://www.beta.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=21#>

_____. (2013). Conjunto de datos vectoriales (F14-11, F14-12, E14-02, E14-03) de la carta de uso de suelo y vegetación. Escala 1:250 000, Serie V. Consultado el día 11 de septiembre de 2017 en <http://www.beta.inegi.org.mx/temas/mapas/usosuelo/>

_____. (2001). Conjunto de datos vectoriales fisiográficos nacional. Escala 1:1 000 000, Serie I. Consultado el día 17 de agosto de 2017 en <http://www.beta.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825267575>

Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática [INEGI], Instituto Nacional de Ecología [INE] & Comisión Nacional de Agua [CNA]. (2007). Conjunto de datos vectoriales de las cuencas hidrográficas de México. Escala: 1: 250 000. Consultado el día 18 de agosto de 2017 en http://www.Conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/cue250k_07gw.xml?_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias [INIFAP] & Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO]. (1995). Conjunto de datos vectoriales del mapa edafológico nacional. Escala: 1:1 000 000. Consultado el día 09 de septiembre de 2017 en http://www.Conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/eda251mgw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no

March, I. J., Carvajal, M. A., Vidal, R. M., San Román, J. E. & Ruiz, G. (2009). Planificación y desarrollo de estrategias para la conservación de la biodiversidad. En: J. Sarukhán (Coord.). *Capital Natural de México, Vol. II:*

- Estado de Conservación y Tendencias de Cambio* (pp. 545-573). México: CONABIO.
- Millennium Ecosystem Assessment [MEA]. (2005). Conceptual framework. En: R. M. Hassan, R. Scholes y N. Ash (Eds.), *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends. Volume 1* (pp. 25–36). Washington DC, USA: Press Island. <https://doi.org/10.1079/PHN2003467>
- Noonan-Mooney, K. & Gibb, C. (2013). How are people affecting biodiversity?. En: C. Gibb, N. Pratt, and R. Sessa (Eds.). *The Youth Guide to Biodiversity: 1st. Ed.* (pp. 13–21). Rome, Italy: FAO.
- Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera [SIAP]. (2016). Catálogos. Consultado el día 28 de septiembre de 2017 en <http://www.sagarpa.gob.mx/quienesomos/datosabiertos/siap/Paginas/Catalogos.aspx>
- _____. (2016^a). Producción por municipio. Consultado el día 28 de septiembre de 2017 en http://infosiap.siap.gob.mx/anpecuario_siapx_gobmx/indexmpio.jsp
- _____. (2015). Estadística de la Producción Agrícola. Consultado el día 28 de septiembre de 2017 en <https://datos.gob.mx/busca/dataset/estadistica-de-la-produccion-agricola>
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SMNR]. (2007). Diagnóstico Socioeconómico y de Manejo Forestal de la Unidad de Manejo Forestal (UMAFOR) Zacatlán. Puebla, México: Asociación Regional de Silvicultores Chignahuapan-Zacatlán, A.C. 281 p.
- Vargas-Larreta, B. (2013). Manual de mejores prácticas de manejo forestal para la conservación de la biodiversidad en ecosistemas templados de la región norte de México. México: CONAFOR-PNUD. Recuperado de <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/49/6317Manual%20de%20Mejores%20Pr%C3%A1cticas.pdf>
- Vargas-Guillén, A., Aguilar-Martínez, S., Castillo-Santiago, M. A., Esquivel-Bazán, E., Hernández-Vázquez, M. A., López-Gómez, A. M. & Quechulpa-Montalvo, S. (2009). Programa estatal para la compensación por servicios ecosistémicos: una propuesta para Chiapas. México, D. F.: Corredor Biológico Mesoamericano México Serie Acciones/Número 5, CONABIO. 54 p.

CAPÍTULO II. ÁREAS POTENCIALES PARA CONSERVAR LA BIODIVERSIDAD: MÉTODOS CUANTITATIVOS PARA SU DEFINICIÓN

2.1 RESUMEN

Debido a las amenazas y a los recursos económicos insuficientes para la protección de la diversidad biológica, es importante enfocar la identificación espacial de áreas potenciales para su conservación; para ello, es necesario contar con métodos apropiados para su análisis pero actualmente se carece de información sobre estos. El objetivo de este estudio fue identificar y realizar un análisis comparativo de los métodos cuantitativos usados en la identificación de áreas potenciales para la conservación de la biodiversidad. Se realizó una búsqueda bibliográfica en medios electrónicos para posteriormente hacer una clasificación y análisis de los métodos cuantitativos encontrados. Se encontraron nueve herramientas metodológicas cuantitativas y 10 métodos cuantitativos. La comparación de dichas herramientas y métodos indica que cada uno de ellos es insustituible y que haciendo combinaciones de sus atributos, el administrador o planificador de recursos naturales puede obtener resultados eficientes y eficaces.

Palabras clave: Hotspots, Marxan, métodos cuantitativos, Planeación Sistemática de la Conservación, Sistema de Información Geográfica, Zonation.

2.2 ABSTRACT

Due to threats and insufficient economic resources for the protection of biological diversity, it is important to focus on the spatial identification of potential areas for their conservation; for this, it is necessary to have appropriate methods of analysis, but currently there is not enough information about them. The objective of this study was to identify and perform a comparative analysis of the quantitative methods used in the identification of potential areas for the conservation of biodiversity. An electronic bibliographic search was carried out to make a classification and analysis of the quantitative methods found. We identified nine quantitative methodological tools and 10 quantitative methods. The comparison of these tools and methods indicates that each of them is irreplaceable and that by making combinations of their attributes, the natural resources administrator can obtain efficient and effective results.

Keywords: Hotspots, Marxan, quantitative methods, Systematic Conservation Planning, Geographic Information System, Zonation.

2.3 INTRODUCCIÓN

La biodiversidad o diversidad biológica representa uno de los temas primordiales en la gestión de los recursos naturales debido al papel preponderante que juega en el funcionamiento de los ecosistemas y en los bienes y servicios ambientales que generan, incluyendo los ciclos de nutrientes y del agua, la formación y retención del suelo, la resistencia a las especies invasoras, la polinización, la regulación del clima, el control de las plagas y la contaminación (Millennium Ecosystem Assessment [MEA], 2005). Sin embargo, la diversidad está siendo amenazada a un ritmo acelerado debido a actividades antropógenas tales como los cambios de uso de la tierra, la alteración de las condiciones climáticas, la sobreexplotación o uso no sostenible, las especies exóticas invasoras y la contaminación (MEA, 2005; Ceballos *et al.*, 2009; Noonan-Mooney y Gibb, 2013). De continuar con esta tendencia, se podría poner en riesgo la vida en varias partes de la Tierra; es por ello que resulta fundamental aplicar estrategias y acciones inmediatas para su conservación.

Una de las estrategias iniciales y más importantes para resguardar a la diversidad biológica a nivel mundial ha sido la creación de Áreas Protegidas (AP) (March, Carvajal, Vidal, San Román y Ruiz, 2009; Jardel-Peláez, 2015), las cuales han demostrado ser útiles para disminuir la pérdida y el deterioro de la biodiversidad (Koleff *et al.*, 2009; March *et al.*, 2009; Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente [PNUMA], 2012; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO], 2014; Jardel-Peláez, 2015).

Sin embargo, estas medidas no han sido suficientes debido a que es difícil elegir una buena representatividad de toda la biodiversidad existente en el planeta o a diferentes escalas espaciales, requiriendo mayor esfuerzo cuando se trata de países megadiversos como México (Koleff *et al.*, 2009; PNUMA, 2012; CONABIO, 2014).

En la década de 1980, como una medida para contrarrestar las deficiencias en la selección de reservas, emergió la Planeación Sistemática de la Conservación (PSC) la cual mejoró el diseño de sistemas de reservas a partir de identificar áreas prioritarias para dirigir eficientemente los recursos económicos (Margules y Pressey, 2000; Sarkar *et al.*, 2006). Actualmente resulta fundamental emplear una gama amplia de instrumentos que contribuyan a la conservación fuera de las AP (Koleff y Urquiza-Haas, 2011), requiriendo para ello la identificación clara de lo que es prioritario conservar.

Debido a que los recursos económicos son insuficientes para proteger tanto a la biodiversidad en peligro como a las áreas con potencial alto para conservación (Ochoa-Ochoa, Vázquez, Urbina-Cardona y Flores-Villela, 2011; Ríos-Franco, Franco-Creutzberg y Forero-Medina 2013), es necesario evaluar en qué regiones o territorios se encuentran y de esta forma orientar los diferentes programas hacia su protección. Para ello existe la necesidad urgente de encontrar y conocer métodos adecuados para identificarlas, además de vencer el reto de que sean eficaces en el uso de los datos e información disponible de biodiversidad, y que

permitan reexaminar prioridades y objetivos cada vez que aumente el conocimiento.

La biodiversidad abarca la complejidad de los ecosistemas, especies, sus poblaciones y su variabilidad genética, y sus interacciones. Por tanto, difícilmente podría existir una medida universal e inconfundible para identificar los sitios de mayor biodiversidad o los más relevantes para la conservación que considere la totalidad de los elementos del sistema. Por esta razón, se requieren estudios con diferentes enfoques y escalas aplicados a los diversos elementos de la biodiversidad considerados “objetos de conservación” con el fin de tener el mayor número de criterios y atributos disponibles para identificar las áreas y los sitios prioritarios para la conservación.

En las últimas décadas, han surgido métodos innovadores que usan algoritmos de selección para identificar prioridades de manera estandarizada y repetible; estos se basan en datos digitales y georreferenciados de los elementos mejor conocidos de la biodiversidad y establecen objetivos específicos bajo determinadas metas de conservación (Margules, Sarkar, Figueroa y Sánchez-Cordero, 2009). Sin embargo, la información al respecto es escasa y dispersa, por lo que es importante recopilarla, clasificarla y analizarla comparativamente incluyendo sus bondades y flaquezas. La importancia de este trabajo radica en conocer las ventajas y desventajas de los métodos más importantes que se han utilizado en la planeación de la conservación y sugerir aquellos con mayor eficacia en la identificación de áreas potenciales de conservación de la

biodiversidad. Este estudio representa una herramienta valiosa para los tomadores de decisión y planificadores al momento de definir áreas de conservación prioritaria para la conservación de la biodiversidad.

2.3.1 Objetivos

Debido a que los métodos cualitativos suelen ser subjetivos y dependen del criterio y experiencia de los expertos en la materia, esta investigación identifica, conjunta y realiza un análisis comparativo de los métodos cuantitativos usados en la definición de áreas con potencial alto para la conservación de la biodiversidad. Más que la búsqueda y análisis de los métodos usados para recabar datos de biodiversidad, el estudio se centra en analizar las distintas metodologías que evalúan dichos datos y selecciona aquellas que podrían ser de utilidad en la toma de decisiones tanto en áreas de conservación como en el manejo de recursos naturales.

2.4 MATERIALES Y MÉTODOS

A finales del año 2016 y principios del 2017 se realizó una revisión bibliográfica en buscadores electrónicos Google, Consorcio Nacional de Recursos de Información Científica y Tecnológica (CONRICyT) y en bases de datos de texto completo: Annual Reviews, Emerald, BioOne, Ebsco Host, Jstor, Elsevier y SpringerLink, proporcionadas por el Colegio de Postgraduados. En la búsqueda, se introdujeron combinaciones de conceptos relacionados con áreas potenciales para la conservación de la biodiversidad, tales como: áreas potenciales,

conservación, biodiversidad, métodos y análisis. Posteriormente, los métodos encontrados en las investigaciones de la revisión, se clasificaron, caracterizaron y analizaron comparativamente con la finalidad de seleccionar aquel o aquellos que presentaron mayores ventajas.

2.5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Debido a que la biodiversidad abarca una gran complejidad de formas de vida distribuidas de manera irregular, es difícil encontrar una sola medida universal e inconfundible para identificar sitios que consideren la mayor cantidad de elementos en el sistema; por tanto, se requieren estudios con diferentes enfoques y escalas aplicados a los diversos elementos de la biodiversidad con el fin de tener el mayor número de criterios y atributos disponibles para identificar las áreas y los sitios potenciales para la conservación (Koleff *et al.*, 2009). Independiente de las AP, existen otros enfoques de conservación de la biodiversidad (March *et al.*, 2009) que incluyen aquellos que se basan en la riqueza de especies o ecosistemas: Hotspots (Myers, Mittermeier, Mittermeier, Da Fonseca y Kent, 2000), Áreas de Endemismo de Aves (EBA, por sus siglas en Inglés) (BirdLife International, 2017), Sitios Cero Extinciones (AZE, por sus siglas en Inglés) (Ricketts *et al.*, 2005), Ecorregiones (Olson y Dinerstein, 2002), entre otros. Estos enfoques han servido de guía para otros planteamientos regionales e incluso parte de éstos han llegado a implementarse como objetos de conservación legal.

Aparte de las AP, los enfoques para determinar áreas prioritarias para la conservación, son producto de distintos métodos que, en su mayoría, se apoyan en la biología de la conservación, la cual es la integración de distintas disciplinas de biología y ciencias sociales (Sánchez-Cordero, Illoldi, Linaje, Fuller y Sarkar, 2008). Para poder identificar dichas áreas, primero se requiere encontrar una buena representación de la biodiversidad (genes, especies, ecosistemas), esto se puede hacer usando indicadores de riqueza, endemismo, diversidad y distribución de especies focales, y que están en función de una meta de conservación que defina su representatividad expresada en porcentaje de terreno o en cantidad (Margules, Pressey y Williams, 2002). Posteriormente, a las áreas importantes de biodiversidad se integra un conjunto diverso de dinámicas territoriales para identificar geográficamente donde aplicar acciones de conservación (Cuesta *et al.*, 2013). De esta manera existen dos tipos de métodos: (a) aquellos que se usan para obtener datos geográficos de biodiversidad, y (b) los que se utilizan para evaluar esos datos (Margules *et al.*, 2002). Estos últimos no siempre incluyen la evaluación formal de las amenazas (cambio de uso de la tierra, sobreexplotación, contaminación, entre otros), por lo que se sugiere analizarlos por separado.

Los métodos para obtener datos e información de la distribución espacial de la biodiversidad ha mejorado sustancialmente con la tecnología computacional y los Sistemas de Información Geográfica (SIG) (Margules *et al.*, 2002). Algunos ejemplos incluyen a MASS (MacKinnon, 1992), Bioclim (Busby, 1991) y Conservation International's RAP (Rapid Assessment of Biodiversity Priority

Areas) (Abate, 1992). Actualmente se puede encontrar una cantidad importante de herramientas desde bases de datos, modelos de distribución de especies e inclusive métodos filogenéticos (Williams, Margules y Hilbert, 2002; Escalante, 2009; Mateo, Felicísimo y Muñoz, 2011; Li y Wang, 2013) que apoyan a la recolección de información geográfica de la biodiversidad la cual es la base para poder determinar un área de importancia.

Por su parte, la clase de métodos que se encarga de la evaluación de los datos geográficos de biodiversidad se ha incrementado sustancialmente Margules y Pressey (2000). Estos métodos se pueden dividir en cualitativos o intuitivos y analíticos o cuantitativos. Los métodos cualitativos se caracterizan por incluir análisis relativamente simples y opiniones de expertos en gran parte de los casos, es por ello que se considera presentan un margen de error elevado por el tipo de análisis empleado además de una alta incertidumbre debido a la subjetividad de las opiniones. Ejemplo de este tipo de métodos son los Talleres de Conservación de Biodiversidad (Conservation Biodiversity Workshops) y la Evaluación de Necesidades de Conservación (Conservation Needs Assessment), en ambos se invita a expertos quienes analizan el conocimiento de la biodiversidad y establecen prioridades de conservación (World Conservation Monitoring Centre [WCMC], 1996).

Los métodos cuantitativos reducen la incertidumbre y la inconsistencia de los resultados (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2006) porque manejan la información de manera más sistemática y lógica por

medio de modelos espaciales, estadísticos o de optimización para evaluar sus criterios a distintas escalas espacio temporales. También pueden hacer uso de técnicas como las encuestas, los talleres y la consulta a expertos, entre otros (SEMARNAT, 2006; Chávez-González, González-Guillén y Hernández-de la Rosa, 2015).

El Cuadro 2.1 muestra la clasificación y caracterización de los métodos encontrados en la selección de áreas potenciales para la conservación de la biodiversidad. Estos incluyen: (1) herramientas metodológicas cuantitativas, las cuales tienen como característica principal el no tener un protocolo muy elaborado. Se guían de instrumentos de otras disciplinas que no pertenecen a la biología como la geografía y las matemáticas pero sirven como base para este tipo de análisis; y (2) los métodos cuantitativos, son más completos respecto a las herramientas metodológicas en cuanto a su estructura en pasos o criterios y están fundamentados en su mayoría por la biología de la conservación.

Todos los métodos y herramientas presentados en el Cuadro 2.1 están apoyados por los SIG debido a que la conservación de la biodiversidad (genes, especies y ecosistemas) tiene un componente espacial muy marcado requiriendo conocer y manejar su ubicación y distribución geográfica (Moreira-Muñoz, 1996); particularmente, las herramientas metodológicas cuantitativas espaciales (operaciones, extensiones y modelos) pueden apoyar en ese sentido porque provienen de comandos de softwares de SIG. La principal ventaja de este grupo de herramientas radica en que se pueden aplicar de manera muy práctica, es

decir, a veces no se requiere mayor información ni análisis que la conjunción de capas de información sobre la distribución de especies (Escalante-Espinosa, 2003; Pelayo y Soriano, 2014) tal como con la herramienta de sobreposición de mapas. A menudo se requiere identificar zonas de amortiguamiento de AP o corredores de conservación que tampoco requieren mayor análisis y pueden ser fácilmente calculadas por medio de zonas buffer, distancias o superficies de costo (Manterola *et al.*, 2011; González-Caro *et al.*, 2014).

Cuadro 2. 1. Métodos y herramientas metodológicas cuantitativas para la selección de áreas potenciales para la conservación de la biodiversidad.

Clasificación	Subclasificación	Nombre de la herramienta/método	Objetivo	Requerimientos y procedimiento	Ventajas	Desventajas	Situación actual	Referencias
Herramientas metodológicas	Herramientas espaciales	Sobreposición de mapas	Identifica zonas comunes de distribución de entidades biológicas.	Requiere capas de datos de criterios ecológicos y preferentemente biológicos (distribución de especies/taxones) que son sumadas matemáticamente para producir un resultado compuesto que puede ser clasificado en prioridades.	Ayuda muy útil en la determinación de prioridades.	Gran margen de error en la combinación de criterios.	Es utilizada actualmente para sobreponer áreas de distribución de dos o más especies/regiones para encontrar una zona común prioritaria.	Hughey, Cullen y Moran (2003); Escalante-Espinosa (2003); Eastman (2012); Pelayo y Soriano (2014) y Wenjie <i>et al.</i> (2014).
					Se aplica a diferentes escalas y límites territoriales.	No considera amenazas.		
		Zona buffer	Identifica área de amortiguamiento alrededor de una zona natural o biológica.	Teniendo localizadas las zonas de interés de conservación se calculan a partir de ellas una zona "buffer" (área con una distancia específica desde las zonas de interés).	Ayuda muy útil en generar zonas de amortiguamiento.	No considera amenazas.	Es utilizada actualmente para generar corredores y calcular efectos de borde.	Eastman (2012) y González-Caro <i>et al.</i> (2014).
		Distancia de costo	Identifica rutas óptimas entre zonas naturales y/o biológicas y sus amenazas.	Teniendo mapas de clasificación del paisaje (que incluyan zonas de interés y AP) y capas de datos de zonas establecidas como resistencia (por lo regular son amenazas que impiden el movimiento de los individuos: deforestación, carreteras, entre otros) se calculan rutas con base en los costos que hay con respecto a las resistencias. Los costos están dados en unidades de costo, tiempo y esfuerzo.	Con el cálculo de "costo" se pueden comparar costos, tiempo y esfuerzo respecto a dos puntos de interés biológico.	Aplican la distancia en unidades de costo, no en unidades geográficas.	Es utilizada actualmente en la definición de rutas de conexión y corredores de conservación.	Manterola <i>et al.</i> (2011); Eastman (2012) y González-Caro <i>et al.</i> (2014).
		Superficie de costo	Identifica zonas óptimas entre zonas naturales y/o biológicas y sus amenazas.	Está estrechamente relacionada con la distancia de costo, ya que se obtiene al calcular los movimientos de costo para una región entera; así, con estos cálculos se puede encontrar la ruta de menor costo.	A diferencia de la distancia de costo, es de aplicación a regiones más grandes.	De manera igual que la distancia de costo puede existir error en la asignación de costos.	Es utilizada actualmente en la definición de rutas de conexión y corredores de conservación.	Manterola <i>et al.</i> (2011); Eastman (2012) y González-Caro <i>et al.</i> (2014).
		Modelos SIG	Definen áreas prioritarias de conservación de acuerdo con la generación de modelos de SIG.	Estos modelos son creados por el usuario con comandos de SIG o con el ModelBuilder™ (aplicación que permite agregar o quitar variables y alterar operaciones entre capas de acuerdo con las necesidades del	Sirven de apoyo a la Planificación Sistemática de la Conservación. Se pueden retroalimentar los modelos cada vez que	Se requiere conocimiento de programación en SIG. Requieren gran cantidad de información.	Poco utilizados actualmente pero son buenas herramientas para evaluar biodiversidad en zonas regionales.	Li y Nigh (2011); Ríos-Franco <i>et al.</i> (2013) y González-Caro <i>et al.</i> (2014).

			usuario) de ArcGis®. Con estos modelos se pueden incorporar capas de ecosistemas, AP, distribución de especies, acceso humano y oportunidades de conservación.	se tenga información actualizada.			
				Para tomadores de decisiones en el ámbito regional preferentemente.	No ponen énfasis en especies restringidas.		
				Tienen flexibilidad para asignar peso a las variables de acuerdo con el interés deseado.			
Modelos de priorización de sitios	Marxan	Prioriza unidades espaciales en el paisaje con criterios como complementariedad, singularidad y vulnerabilidad.	Utiliza un algoritmo heurístico llamado: “simulated annealing” para encontrar múltiples áreas alternativas de priorización adecuadas teniendo en cuenta criterios ecológicos y socioeconómicos para un conjunto de metas de conservación dado. Posteriormente, las opciones determinadas por el programa se clasifican con diversos criterios dependiendo los intereses del usuario, por ejemplo, complementariedad, singularidad, representatividad y vulnerabilidad.	Es uno de los enfoques más prometedores y usados para diseñar y evaluar políticas de conservación de la biodiversidad.	Tiene alta complejidad.	Actualmente utilizado para priorizar áreas de flora y fauna con enfoque de nicho ecológico o modelos de amenazas. También usado para realizar Análisis de vacíos.	Watts <i>et al.</i> (2009); Ball, Possingham y Watts (2009); Blumentrath (2011); Loos (2011); Cuesta <i>et al.</i> (2013); Lu, Zhi-yun, Wei-hua y Chun-quan (2014); Wu <i>et al.</i> (2014) y Tantipisanuh, Savini, Cutter y Gale (2016).
				Tiene flexibilidad (posibilidad de objetivos de conservación, datos de entrada o uso de productos).	Tiene limitaciones en las unidades de planeación que alientan la ejecución del software y aumentan la memoria.		
				Considera restricciones y costos.	Marxan with zones requiere una gran cantidad de datos adicionales.		
	ConsNet	Prioriza unidades espaciales en el paisaje con criterios como la complementariedad.	Integra un análisis multicriterio que puede ser controlado íntegramente por el usuario y cuyo proceso minimiza el número de sitios de interés seleccionados al tiempo que optimiza una variedad de costos y criterios espaciales. ConsNet incluye criterios como compacidad, conectividad, replicación y alineación. Las áreas obtenidas finales se clasifican por el método de complementariedad.	Es uno de los enfoques junto con Marxan más prometedor para diseñar y evaluar políticas de conservación de la biodiversidad.	Su principal debilidad es no poder manejar varias alternativas de conservación como Marxan.	Actualmente utilizado para priorizar áreas de riqueza florística con variabilidad climática y nicho ecológico.	Ciarleglio, Barnes y Sarkar (2009); Blumentrath, (2011); Suárez-Mota y Téllez-Valdés (2014) y Suárez-Mota, Villaseñor y López-Mata (2015).
				Tiene flexibilidad (posibilidad de objetivos de conservación, datos de entrada o uso de productos).	Requiere cierta cantidad de memoria, procesador y programas adicionales como Java.		
				Toma en cuenta criterios sociales y económicos, además de restricciones.	Tiene alta complejidad.		

		C-Plan	Optimiza unidades espaciales en el paisaje con criterios como la irremplazabilidad.	Realiza iteración automática y manual (aceptar o rechazar las unidades de planificación automáticamente seleccionadas) para el proceso de selección de sitios de interés. Posteriormente utiliza el criterio de irremplazabilidad para clasificar las áreas.	Se puede vincular a cualquier sistema SIG y aplica restricciones.	No es tan usable y tiene problemas en soluciones técnicas.	El software está desactualizado pero se ha utilizado para priorizar áreas de vacíos de bosques.	Pressey, Watts, Barrett y Ridges (2009); Blumentrath, (2011) y Luan <i>et al.</i> (2012).
		Zonation	Prioriza unidades espaciales en el paisaje buscando soluciones ecológicamente óptimas.	La jerarquía que produce este algoritmo computacional es generada vía iterativa, removiendo las unidades de selección (células) bajo el criterio de la menor pérdida marginal de valor de conservación y decidir cuál unidad se removerá a continuación. Se pueden implementar características dentro de esta herramienta para asegurar una mejor selección; dentro de esas se incluyen objetivos de planeación, costos, agregación de áreas, entre otros.	Esta herramienta no solo prioriza sitios ricos sino también protege objetos de distribución restringida. Aplicable para paisajes relativamente grandes (millones de cuadrículas). Aplica restricciones.	Busca soluciones ecológicamente óptimas dejando de lado los criterios socioeconómicos (menos los costos por unidad de planificación). Tiene problemas con las restricciones. Metodología compleja.	Actualmente utilizado para priorizar áreas de diversos grupos taxonómicos y también para realizar análisis de vacíos.	Moilanen (2007); Franco <i>et al.</i> (2009); Blumentrath (2011); Sharafi, Moilanen, White y Burgman (2012); Lehtomäki y Moilanen (2013); Whitehead <i>et al.</i> (2014) y González-Caro <i>et al.</i> (2014).
Métodos	Métodos espaciales	Análisis de decisión multicriterio	Prioriza opciones ecológicas con base en una serie de criterios e indicadores ecológicos elegidos.	Involucra la evaluación de eventos geográficos basados sobre valores de criterios de tipo ecológico y preferencias de los tomadores de decisiones con respecto a la evaluación del conjunto de criterios, dando como resultado una serie de alternativas jerarquizadas.	Se pueden incorporar preferencias de los tomadores de decisiones (juicios de valor) respecto a criterios de evaluación y/o alternativas, lo cual permitiría una mejora en las políticas.	Se debe de tener cuidado con una verdadera correspondencia entre la vida real y los criterios tomados para el análisis.	Es utilizado actualmente para evaluar aspectos ecológicos como: amenazas a la permanencia e integridad de un ecosistema, calidad de bosque y oportunidades de conservación.	Jankowski (1995); Malczewski (1999); Malczewski (2006); Toledo-Aceves, Meave, González-Espinosa y Ramírez-Marcial (2011) y Chávez-González <i>et al.</i> (2015).
					Puede incluir estudio de amenazas, restricciones o riesgos.	Los procesos pueden volverse complejos y se puede llegar a requerir ayuda especializada.		
					Permite el estudio en cualquier límite territorial, unidades de medida y escala.	Es débil al incluir datos biológicos.		
Métodos basados en índices	Partición de la diversidad	Clasifica índices de diversidad espacialmente.	Se parte por agrupar las celdas de la cuadrícula construidas a partir de los rangos de distribución con una composición de especies similar	Permite detectar la alta variación dentro de los ecosistemas.	Se tiene que tener conocimiento de los diversos índices de diversidad y de similaridad.	Actualmente es poco utilizado. Ha sido considerado para evaluar la riqueza y	Cayuela, Rey-Benayas, Justel y Salas-Rey (2006); Razola,	

			(diversidad beta) y así calcular los índices de interés (diversidad alfa) siendo las áreas primordiales aquellas con los mayores índices alfa dentro de los beta.	Asegura hábitats apropiados de acuerdo con el tipo de grupo estudiado.	No considera amenazas.	similitud de especies entre regiones.	Benayas-Rey, de la Montaña y Cayuela (2006) y González-Caro <i>et al.</i> (2014).
	Índice combinado estandarizado de Rey Benayas y de la Montaña (ICE)	Combina criterios para determinar áreas importantes de conservación.	Este índice combina en una fórmula para cada grupo taxonómico analizado: riqueza de especies, rareza basada en la distribución geográfica de las especies, la vulnerabilidad (establecida en catálogos oficiales) y un índice basado en los tres anteriores. Posteriormente, dicho índice integra todos los resultados por celda simultáneamente para todos los taxones. Las áreas importantes para la biodiversidad son el resultado de escoger las celdas con los índices más elevados.	Índice combinado concreto de relativamente fácil implementación.	No considera estudios de amenazas como tal pero si incluye la vulnerabilidad.	Es poco utilizado. Se ha aplicado para las distribuciones de diversos grupos taxonómicos.	Rey-Benayas y de la Montaña (2003) y Razola <i>et al.</i> (2006).
Métodos basados en enfoques	Hotspots	Enfocados a encontrar áreas con grandes cantidades de biodiversidad.	Requiere Identificar número excepcional de especies de plantas con alto nivel de endemismo y a su vez tener altos índices de agotamiento (pérdida de cobertura mayor a 70%). Se apoya de herramientas de SIG para llevar a cabo sus procesos.	Riguroso método para establecer prioridades internacionales.	Una larga lista de especies no refleja las metas de conservación de todos, particularmente si son servicios ecosistémicos.	Están proliferando como una guía o teoría sobre puntos clave de biodiversidad.	Myers <i>et al.</i> (2000); Myers (2003); Tang, Tao y Gu (2016) y Kareiva y Kareiva, (2017).
				Ahorra el gasto de protección y promueve la cooperación internacional.	Los datos utilizados en el ejercicio en el cual está basada son débiles y no reflejan maximizar o minimizar alguna función objetivo.		
				Agrupar otras áreas de conservación.	El concepto está expresado en términos de costo-efectividad pero no hay costos como tal.		
	Análisis de vacíos	Se refiere a la importancia de priorización que	El análisis se desarrolla por la sobreposición de la distribución de AP actuales y los objetos a	Dirige a los tomadores de decisiones sobre las áreas sin proteger.	No gradúa las áreas elegidas.	Es utilizado actualmente como método	Rodríguez <i>et al.</i> (2004) y Tang <i>et al.</i> (2016).

		debe darse a unidades de conservación que están poco representadas y resguardadas.	proteger. Puede involucrar herramientas de percepción remota y modelos de distribución de especies.	Muchos países han implementado esta teoría y técnica para buscar huecos de protección.	Los objetos de conservación son transferibles y las áreas de vacíos no son constantes.	complementario cuando otros métodos/herramientas no cuentan con análisis de amenazas.	
				Es compatible con otros esquemas de conservación.			
Métodos de planeación	Planeación Sistemática de la Conservación (SCP)	Describe modelos operativos que cubren tanto el diseño y la implementación de la conservación.	De manera básica requiere la aplicación de los siguientes pasos: elegir las características de la biodiversidad; objetivos explícitos de preferencia cuantitativos; representación de las AP; elegir métodos y criterios, simples y explícitos; por último, adoptar objetivos y mecanismos para mantener las condiciones para la persistencia de las características clave naturales.	Influencia las decisiones sobre el uso de la tierra a escala global.	Existe confusión en la definición de los principios utilizados para priorizar un área.	Actualmente es el principal eje rector de las áreas prioritarias de conservación.	Margules y Pressey (2000); Sarkar e Iloldi-Rangel (2010); Kukkala y Moilanen (2013) y Tang <i>et al.</i> (2016).
				En dicho esquema se pueden incluir prácticamente todo tipo de representación biológica (especies, hábitats, servicios ecosistémicos, genes, entre otros).	La mayoría de las veces se apoya en los modelos de priorización de sitios, lo cual puede ser un tanto difícil para operar.		
				Se pueden incluir variables socioeconómicas, amenazas, costos e influencias antropogénicas.			
	Planificación ecorregional (Diseño para la Conservación de The Nature Conservancy)	Desarrolla estrategias y acciones dónde es importante cuidar la biodiversidad.	Requiere definir: objetos de conservación, metas de conservación, evaluación de la viabilidad, formulación de un portafolio, tomar acciones para la conservación, revisión de expertos, manejo de la información y evaluación del portafolio.	Sirve de apoyo en los planes de manejo de las AP.	Requiere del conocimiento de expertos en diferentes áreas.	Actualmente es implementada en regiones dónde hay conflicto de intereses con la conservación de la biodiversidad.	Groves <i>et al.</i> (2000); Granizo <i>et al.</i> (2006); Galindo, Marcelo, Bernal, Vergara y Betancourth (2009) y Galindo, Palacios, Bernal, Otero y Betancourth (2009).
				Se enfoca en diferentes contextos y situaciones (zonas públicas y privadas, espacios rurales y urbanos, pueblos indígenas, entre otros).	Utiliza mucha información.		
				Incorpora aspectos sociales e incentiva la participación social.			
Otros métodos	Modelos estadísticos	Identifican áreas prioritarias o críticas para la conservación biológica basadas en modelos estadísticos.	Se refieren a establecer metodologías basadas en grupos biológicos, datos ambientales, modelos estadísticos y técnicos de SIG. Los grupos biológicos o especies de preferencia tienen que ser bien conocidos para que los modelos tengan robustez.	Reducen los errores de selección.	Se requieren conocimientos especializados sobre todo en estadística multivariada.	Utilizados actualmente en identificar zonas prioritarias de geoconservación y en bosques tropicales. Se recomienda su	SEMARNAT (2006); Zaragoza-Álvarez, Peters-Recagno, Bollo-Manent y Hernández-Santana (2013)

		Las herramientas estadísticas más utilizadas son los Modelos Lineales Generalizados (GLM, siglas en inglés) y los Análisis de correlación. Se consideran datos ambientales obtenidos de bases de datos con los cuales se relacionaran los datos biológicos, obteniendo así las variables que definen la biodiversidad y con las cuales se pueden extrapolar a otras zonas. Posteriormente, dichas zonas se priorizan por ejemplo por métodos de optimización.	Destaca el uso de modelos probabilísticos de distribución de especies generados solamente de datos locales.	No incluyen estudios de amenazas.	uso cuando se requiera mayor objetividad en la identificación de áreas.	y Mokany, Westcott, Prasad, Ford y Metcalfe (2014).	
			Los Modelos Lineales Generalizados pueden ligarse fácilmente a un SIG.	Requieren mucha información.			
	Modelos macro-ecológicos	Priorizan áreas importantes de biodiversidad con amenazas y servicios ecosistémicos.	Agrupan tres componentes primordiales por lo regular: amenazas relacionadas con el ser humano (carreteras, población, zonas agrícolas) servicios ecosistémicos y medidas biológicas. Estas últimas son tomadas de las Áreas Clave para la Biodiversidad (en inglés KBA's) o de registros. Hace uso de muchas herramientas de SIG como la sobreposición de mapas, la clasificación de datos espaciales e inclusive usa modelos de priorización de sitios.	Toman en cuenta a los servicios ecosistémicos.	Requieren mucha información.	Utilizados en países que tienen gran cantidad de diversidad biológica. Recomendados para países desarrollados.	Rogers, Glew, Honzák y Hudson (2010); Baral, Keenan, Sharma, Stork y Kasel (2014) y Teixeira-Duarte, Cezar-Ribeiro y Pereira-Paglia (2016).
			Aplicables a otras regiones del mundo.	Requieren conocimientos especializados.			
			Podrían consultar a la comunidad y/o las partes interesadas.	Son débiles al incorporar biodiversidad.			
Mecanismo de Reducción de Emisiones de la Deforestación y Degradación de bosques (REDD+)	Identifica zonas prioritarias forestales que contribuyan a beneficios múltiples, incluyendo biodiversidad.	Cuando REDD+ es implementado ayuda a la conservación de la biodiversidad por medio de la identificación de zonas con múltiples beneficios por ejemplo, riqueza de carbono y biodiversidad. Para contemplar a la biodiversidad dentro de este mecanismo, REDD+ utiliza áreas ya establecidas como las Áreas Clave para la Biodiversidad (en	Es de utilidad cuando se requieren considerar múltiples servicios.	Requiere una gran cantidad de información especializada espacial.	Es utilizado actualmente cuando se aplican programas de reducción en deforestación y degradación que favorecen las reservas de carbono.	Harris, Petrova, Stolle y Brown (2008); Angelsen <i>et al.</i> (2009); Parker, Mitchell, Trivedi y Mardas (2009); Bertzky et al. (2011) y Buchanan, Donald y	

			<p>inglés KBA's) y posteriormente se sobreponen dichas áreas a otras de interés del programa relacionadas con el carbono forestal. También pueden identificarse zonas degradadas o deforestadas que indirectamente ayudan a la biodiversidad. Para la identificación de las áreas de REDD+ existen lineamientos ya establecidos que guían el proceso.</p>	<p>Se puede aplicar a cualquier escala espacial.</p>	<p>Tiene complejidad por la cantidad de información que ocupa.</p>	<p>Butchart (2011).</p>
				<p>Van implícitas las amenazas.</p>		

Si los usuarios estuvieran interesados en conjuntar diversas capas de información de los principales grupos biológicos y de sus amenazas comunes, bastaría con recurrir a los modelos SIG, que son modelos ya integrados en un software específico de SIG especialmente preparados para identificar áreas potenciales e inclusive pueden ser manipulados por el mismo usuario (Li y Nigh, 2011; Ríos-Franco *et al.*, 2013). En general, las herramientas metodológicas cuantitativas tienen la desventaja de tener un nivel alto de error e incertidumbre por la simpleza de sus procesos e inconsistencia de sus resultados.

Si se tiene la necesidad de elegir áreas de conservación de la biodiversidad de la manera más precisa posible y bajo diversos criterios es muy útil recurrir a los modelos de priorización de sitios (Cuadro 2.1), los cuales utilizan algoritmos de optimización matemática para poder discernir entre áreas (Sarkar *et al.*, 2006; Blumentrath, 2011). Estos modelos tienen varias ventajas; primero, utilizan distintos criterios desde ecológicos hasta socioeconómicos; segundo, pueden aplicarse a una gran cantidad de datos de entrada; tercero, se pueden aplicar restricciones y objetivos de conservación definidos por el usuario (Blumentrath, 2011). Existen diferencias entre cada uno de los modelos de priorización de sitios debidas a la capacidad de procesamiento e integración de toda la información, de mayor a menor capacidad se encuentran: Marxan (Cuesta *et al.*, 2013; Lu *et al.*, 2014; Wu *et al.*, 2014; Tantipisanuh *et al.*, 2016), ConsNet (Suárez-Mota y Téllez-Valdés, 2014; Suárez-Mota *et al.*, 2015), Zonation (Sharafi *et al.*, 2012; Whitehead *et al.*, 2014; González-Caro *et al.*, 2014) y C-Plan (Luan *et al.*, 2012).

Los modelos de priorización de sitios son los que hacen un uso eficiente de los datos aunque en realidad sus procesos son complejos.

Al igual que con los modelos de priorización de sitios, un método que permite incluir información de diversos criterios y sobre todo de tipo ecológico es el Análisis de decisión multicriterio (Cuadro 2.1). Este prioriza y jerarquiza por medio de la ayuda de otras estandarizaciones que incluyen, por ejemplo, las opiniones de expertos (Malczewski, 1999; Malczewski, 2006). El Análisis de decisión multicriterio ha sido considerado uno de los principales métodos para la definición de áreas potenciales para la biodiversidad junto con los Hotspots, la Planeación Sistemática de la Conservación y el Análisis de vacíos (Tang *et al.*, 2016); otros autores opinan (Chávez-González *et al.*, 2015) y demuestran (Toledo-Aceves *et al.*, 2011) que este sirve en realidad más como un método que evalúa la aptitud porque los datos biológicos no pueden agregarse de manera directa y ser ponderados por los expertos.

Cuando se realiza un estudio de definición de áreas potenciales por lo regular siempre se basan en estudiar a la riqueza de especies, en cambio, los métodos basados en índices (Cuadro 2.1) se basan en las escalas de índices de diversidad (alfa, beta y gama) o en otras combinaciones de atributos biológicos con vulnerabilidad, por lo que necesitan mayor cantidad de información biológica sobre diversas especies. El método de Partición de la diversidad considera una clasificación de la diversidad biológica definida para una zona (González-Caro *et al.*, 2014) y puede interpolarse o extrapolarse a otras áreas, abarcando regiones

más grandes como lo describe Cayuela *et al.* (2006). La principal debilidad del método de Partición de la diversidad es no incluir las amenazas. Por otro lado, el Índice Combinado Estandarizado de Rey Benayas y de la Montaña es un método basado en un índice combinado de la riqueza, la rareza en su distribución y la vulnerabilidad de las especies (Razola *et al.*, 2006); se considera un método integral y práctico que intenta considerar la vulnerabilidad de las especies aunque es poco reconocido posiblemente por los requerimientos de datos.

Los métodos basados en enfoques (Cuadro 2.1) son trabajos derivados de ejercicios bien conocidos ya establecidos a nivel mundial, sobre todo los Hotspots, que al igual que el Análisis de vacíos han adquirido mucha importancia por lo conciso de su teoría. El Análisis de vacíos es muy útil sobre todo para identificar omisiones de conservación en AP y a su vez es un método complementario cuando otros métodos no cuentan con análisis de amenazas. Los Hotspots no tienen estudios de amenazas como tal pero abarcan la vulnerabilidad dentro de su procedimiento.

Además de los métodos y herramientas que manejan los datos geográficos de biodiversidad existen otros que dirigen la correcta planificación de las áreas potenciales de conservación: los métodos de planeación (Cuadro 2.1). Estos métodos son de mucha ayuda y abordan una serie de pasos y criterios recomendables desde la planificación de las áreas hasta la ejecución de acciones de conservación. De los dos métodos que conforman la categoría, es la

Planificación Sistemática de la Conservación (PSC) la que es considerada como el paradigma más influyente para identificar áreas importantes para la conservación y a la fecha continua modificándose (Sarkar e Iloldi-Rangel, 2010). En general, la PSC tiene tres objetivos: (1) adecuar todos los componentes de biodiversidad en redes de áreas de conservación, (2) asegurar la persistencia de la biodiversidad en el futuro, y (3) lograr objetivos economizando tantos recursos como sea posible (Margules *et al.*, 2009). La Planeación ecorregional, tiene como objetivo primordial el desempeño de acciones encaminadas a la conservación de la biodiversidad en áreas específicas y que a su vez puedan empatarse con otras actividades humanas (Galindo *et al.*, 2009; Galindo *et al.*, 2009a); esta última característica la hace diferente de la PSC.

Si el usuario necesita generar algún tipo de dependencia entre los datos biológicos y variables ambientales, sobre todo para cuando se requieren como sustituto de datos ausentes de biodiversidad, los modelos estadísticos (análisis de correlación, lineales generalizados, GAM) son de gran ayuda (Cuadro 2.1) (Zaragoza-Álvarez *et al.*, 2013; Mokany *et al.*, 2014). De manera parecida a los modelos estadísticos, los modelos macroecológicos clasifican o modelan mediante softwares especiales como el Invest datos biológicos, sus amenazas y servicios ecosistémicos (Rogers *et al.*, 2010; Baral *et al.*, 2014; Teixeira-Duarte *et al.*, 2016). Ambos grupos de modelos requieren gran cantidad de información y son complejos y no se recomendarían a menos que se tenga una gran zona de estudio con suficiente información relacionada a ella.

En otro sentido, el Mecanismo de Reducción de Emisiones de la Deforestación y Degradación de bosques (REDD+) (Cuadro 2.1) es considerado como un método especial que identifica zonas de almacenamiento de carbono que están en riesgo por deforestación y degradación, además en estas mismas áreas, se ubican aquellas que sean clave para la conservación de la biodiversidad y de esta forma se protegen ambas situaciones. Por lo general se utilizan áreas ya establecidas de importancia para la biodiversidad como son las Áreas Clave para la Biodiversidad (en inglés KBA's) y posteriormente se sobreponen dichas áreas a otras de interés del mecanismo (Buchanan *et al.*, 2011). Para la identificación de las áreas de REDD+ existen lineamientos ya establecidos que guían el proceso (Parker *et al.*, 2009; Bertzky *et al.*, 2011).

Elegir un método o un conjunto de métodos para identificar áreas potenciales para conservar biodiversidad no es una decisión sencilla. A pesar de que todos los métodos tienen aparentemente el mismo objetivo, dependerá del nivel de dificultad (información requerida, procedimiento, entre otros) con el que se quiera abordar el problema de estudio.

En cuanto a la cantidad de información requerida, las herramientas que usan información de menor a mayor son: la zona buffer, la sobreposición de mapas, la distancia y superficie de costo, los métodos basados en enfoques, los métodos basados en índices de diversidad, el Análisis de decisión multicriterio y los modelos SIG. El resto de los métodos tiene más o menos el mismo nivel de requerimiento. Por la complejidad de sus procedimientos la jerarquía sería de

menor a mayor: la zona buffer, la sobreposición de mapas, la distancia y superficie de costo, los modelos SIG, el Análisis de vacíos, Partición de la diversidad, Hotspots, Índice de Rey Benayas y de la Montaña, el Análisis de decisión multicriterio, los modelos estadísticos, los modelos de priorización de sitios, REDD+ y los modelos macroecológicos. Los modelos de planeación serían complementarios a todos los mencionados.

Idealmente, los mejores métodos serían aquellos considerados óptimos e integradores como los modelos de priorización de sitios o los modelos macroecológicos pero su conceptualización y aplicación es compleja debido a la gran cantidad de datos que requieren y al manejo especializado que necesita la información. En esos casos, utilizar herramientas espaciales simples (sobreposición de mapas, zona buffer, distancia y superficie de costo) combinadas con métodos como el de Partición de la diversidad y modelos estadísticos podría ser eficiente, económico y completo para aplicarse a escalas regionales y locales en la identificación de áreas potenciales para la conservación de la biodiversidad.

A lo largo de esta revisión se ha observado el avance que han tenido los métodos en la selección de áreas para la conservación de la biodiversidad. En un inicio, las AP no contaban con ningún método objetivo que pudiera definir las y eran escogidas arbitrariamente; al paso del tiempo, y conforme han avanzado las herramientas computacionales y de SIG, se han generado métodos más precisos que han permitido una mejor identificación de nuevas áreas de conservación

fuera de las AP ya establecidas y que inclusive permiten evaluar a las ya existentes. Varios de los métodos mencionados siguen haciendo mejoras en sus procedimientos y algunos, según la literatura, tienen un futuro prometedor, tal es el caso de los softwares Marxan y ConsNet que han mejorado en cuanto a su optimización computacional y por evaluar múltiples zonas al mismo tiempo. La Planeación Sistemática de la Conservación, ha seguido perfeccionándose en sus criterios y pasos que la definen. Los métodos basados en enfoques se han considerado inclusive como teorías y podrían consolidarse. Los métodos basados en modelos (estadísticos y macroecológicos) han ido ocupando mayor importancia debido a que están agregando a los análisis más información como la de servicios ecosistémicos o perfeccionando los análisis con modelos estadísticos.

Debido a que existen muchas actividades que podrían ayudar a la conservación de la biodiversidad de manera sostenible, se requiere buscar métodos especializados que pudieran adaptarse a dichas actividades, por ejemplo, las forestales. Por último, es importante que se incorporen más variables socioeconómicas como aquellas que describan a la población que usa a la biodiversidad (escolaridad, condiciones de vivienda, ingresos, entre otros) y que casi ningún método incluye, ya que el Análisis de decisión multicriterio y los modelos de priorización de sitios incluyen solamente el valor económico.

2.6 CONCLUSIONES

Se encontraron nueve herramientas metodológicas y 10 métodos cuantitativos para identificar áreas potenciales para conservación de la biodiversidad. La comparación de dichas herramientas y métodos indica que cada uno de ellos es insustituible y que haciendo combinaciones de sus atributos se pueden obtener buenos resultados. Se recomienda combinar herramientas metodológicas espaciales simples (sobreposición de mapas, zona buffer, distancia y superficie de costo) con métodos basados en índices (Partición de la diversidad) y modelos estadísticos para obtener resultados económicos, precisos e integrales.

2.7 LITERATURA CITADA

- Abate, T. (1992). Environmental rapid-assessment programs have appeal and critics. *BioScience*, 42(7), 486–489.
- Angelsen, A., Brown, S., Loisel, C., Peskett, L., Streck, C. & Zarín, D. (2009). *Reducción de Emisiones de la Deforestación y la Degradación de bosques (REDD): Reporte de evaluación de opciones*. Washington D. C., USA: Meridian Institute. Recuperado de http://www.redd-oar.org/links/REDD_OAR_es.pdf
- Ball, I. R., Possingham, H. P. & Watts, M. E. (2009). Marxan and relatives : Software for spatial conservation prioritization. En A. Moilanen, K. A. Wilson y H. P. Possingham (Eds.), *Spatial Conservation Prioritisation: Quantitative Methods and Computational Tools* (pp. 185–195). Oxford, UK: Oxford University Press.
- Baral, H., Keenan, R. J., Sharma, S. K., Stork, N. E. & Kasel, S. (2014). Spatial assessment of biodiversity and conservation priorities in a heavily modified and fragmented production landscape in north-central Victoria, Australia. *Ecological Indicators*, 36, 552–562.
- Bertzky, M., Ravilious, C., Araujo-Navas, A. L., Kapos, V., Carrión, D., Chiu, M. & Dickson, B. (2011). *Carbono, biodiversidad y servicios ecosistémicos: explorando los beneficios múltiples, Ecuador*. Cambridge, UK: United Nations Environment Programme- World Conservation Monitoring Centre.

- Recuperado de <https://www.unredd.net/documents/global-programme-191/multiple-benefits/studies-reports-and-publications-1364/6148-ecuador-carbono-biodiversidad-y-servicios-ecosistemas-explorando-los-beneficios-multiples-unep-wcmc-6148.html>
- BirdLife International. (2017). BirdLife Data Zone. Consultada el 20 de agosto de 2017 en <http://datazone.birdlife.org/home>
- Blumentrath, S. (2011). Site prioritisation models and their suitability for assessing and designing policy mixes for biodiversity conservation and ecosystem services provision: a comparison of software packages. *Policy and Technical Brief*. Policymix. Recuperado de http://policymix.nina.no/Portals/policymix/Policymix_technical_brief_issue_4_site_prioritisation_models_2011_06_30-dnb_rev1.pdf?ver=2012-08-01-195453-807
- Buchanan, G. M., Donald, P. F. & Butchart, S. H. M. (2011). Identifying priority areas for conservation: A global assessment for forest-dependent birds. *PLoS ONE*, 6(12), 1–10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0029080>
- Busby, J. R. (1991). Bioclim – a bioclimatic analysis and prediction system. En C. R. Margules y M. P. Austin (Eds.), *Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis* (pp. 64–68). Melbourne, Australia: Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/237129410_Bioclim_A_bioclimatic_analysis_and_prediction_system
- Cayuela, L., Rey-Benayas, J. M., Justel, A. & Salas-Rey, J. (2006). Modelling tree diversity in a highly fragmented tropical montane landscape. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 602–613. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822x.2006.00255.x>
- Ceballos, G., Díaz-Pardo, E., Espinosa, H., Flores-Villela, Ó., García, A., Martínez, L., ... Santos-Barrera, G. (2009). Zonas críticas y de alto riesgo para la conservación de la biodiversidad de México. En J. Sarukhán (Ed.), *Capital Natural de México, Vol. II: Estado de Conservación y Tendencias de Cambio* (pp. 575–600). México: Conabio.
- Chávez-González, H., González-Guillén, M. de J. & Hernández-de la Rosa, P. (2015). Metodologías para identificar áreas prioritarias para conservación de ecosistemas naturales. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 6(27), 8–23.
- Ciarleglio, M., Barnes, J. W. & Sarkar, S. (2009). ConsNet: new software for the selection of conservation area networks with spatial and multi-criteria

- analyses. *Ecography*, 32, 205–209. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05721.x>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio]. (2014). *Quinto Informe Nacional de México ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB)*. México: Conabio. Recuperado de <https://www.cbd.int/doc/world/mx/mx-nr-05-es.pdf>
- Cuesta, F., Peralvo, M., Baquero, F., Bustamante, M., Merino, A., Muriel, P., ... Torres, O. (2013). Identificación de vacíos y prioridades de Conservación en el Ecuador Continental, V 4.0. Ecuador. <https://doi.org/10.13140/2.1.1360.0007>
- Eastman, J. R. (2012). *Idrisi Selva. Guía para SIG y procesamiento de imágenes*. Córdoba, Argentina: Clark University. Recuperado de <https://clarklabs.org/wp-content/uploads/2016/10/Idrisi-Selva-Spanish-Manual.pdf>
- Escalante, T. (2009). Un ensayo sobre regionalización biogeográfica. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80, 551–560.
- Escalante-Espinosa, T. (2003). Determinación de prioridades en las áreas de conservación para los mamíferos terrestres de México, empleando criterios biogeográficos. *Anales Del Instituto de Biología, Serie Zoología, Universidad Nacional de México*, 74(2), 211–237.
- Franco, A. M. A., Anderson, B. J., Roy, D. B., Gillings, S., Fox, R., Moilanen, A. & Thomas, C. D. (2009). Surrogacy and persistence in reserve selection: Landscape prioritization for multiple taxa in Britain. *Journal of Applied Ecology*, 46, 82–91. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01598.x>
- Galindo, G., Marcelo, D., Bernal, N. R., Vergara, L. K. & Betancourth, J. C. (2009). *Planificación ecorregional para la conservación de la biodiversidad en el Caribe Continental Colombiano*. Serie Planificación Ecorregional para la Conservación de la Biodiversidad, No.1. Bogotá D.C., Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Agencia Nacional de Hidrocarburos, The Nature Conservancy e Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Recuperado de <http://www.humboldt.org.co/es/test/item/367-planificacion-ecorregional-para-la-conservacion-de-la-biodiversidad-en-el-caribe-continental-colombiano-volumen-i>
- Galindo, G., Palacios, S., Bernal, N. R., Otero, J. & Betancourth, J. C. (2009a). *Planificación ecorregional para la conservación de la biodiversidad en el Pacífico Continental Colombiano*. Serie Planificación Ecorregional para la Conservación de la Biodiversidad, No. 3. Bogotá D.C. Colombia: Instituto

- de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Agencia Nacional de Hidrocarburos, The Nature Conservancy e Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Recuperado de <http://humboldt.org.co/es/estado-de-los-recursos-naturales/item/366-planificacion-ecorregional-para-la-conservacion-de-la-biodiversidad-en-el-pacifico-continental-colombiano>
- Gonzalez-Caro, S., Restrepo, Z., Yusti, C., Botero, S., López, B., Posada, L., ... Alvarez-Davila, E. (2014). *Antioquia un territorio para conservar*. Medellín, Colombia: Gobernación de Antioquia-Jardín Botánico de Medellín. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/280558934_Antioquia_un_territorio_para_conservar_Convenio_4600000674_Gobernacion_de_AntioquiaJardin_Botanico_de_Medellin_Medellin_Colombia_ISBN_978-958-57435-6-4
- Granizo, T., Molina, M. E., Secaina, E., Herrera, B., Benítez, S., Maldonado, O., ... Castro, M. (2006). *Manual de Planificación para la Conservación de Áreas, PCA. Quito, Ecuador: The Nature Conservancy-Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional*. Recuperado de <https://www.conservationgateway.org/Files/Pages/manual-de-planificación-p.aspx>
- Groves, C., Valutis, L., Vosick, D., Neely, B., Wheaton, K., Touval, J. & Runnels, B. (2000). *Diseño de una geografía de la Esperanza: Manual para la planificación de la conservación ecorregional*. The Nature Conservancy. Recuperado de <https://www.conservationgateway.org/ConservationPlanning/SettingPriorities/EcoregionalReports/Documents/ManualPlanificacionConservacionEcorregional.pdf>
- Harris, N. L., Petrova, S., Stolle, F. & Brown, S. (2008). Identifying optimal areas for REDD intervention: East Kalimantan, Indonesia as a case study. *Environmental Research Letters*, 3, 1–11. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/3/3/035006>
- Hughey, K. F. D., Cullen, R. & Moran, E. (2003). Integrating economics into priority setting and evaluation in conservation management. *Conservation Biology*, 17(1), 93–103.
- Jankowski, P. (1995). Integrating geographical information systems and multiple criteria decision-making methods. *International Journal of Geographical Information Systems*, 9(3), 251–273. <https://doi.org/10.1080/02693799508902036>
- Jardel-Peláez, E. J. (2015). *Criterios para la conservación de la biodiversidad en*

- los programas de manejo forestal*. México: Comisión Nacional Forestal-Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Recuperado de <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/49/6529Criterios para la conservaci3n de biodiversidad en los programas de manejo forestal.pdf>
- Kareiva, P. & Kareiva, I. (2017). Biodiversity hotspots and conservation priorities. En *Oxford Research Encyclopedia, Environmental Science* (pp. 1–18). USA: Oxford University Press.
- Koleff, P. & Urquiza-Haas, T. (Coords.). (2011). *Planeaci3n para la conservaci3n de la biodiversidad terrestre en M3xico: Retos en un pa3s megadiverso*. M3xico: CONABIO-CONANP. Recuperado de http://www.researchgate.net/publication/216838723_Priorizacin_de_reas_para_conservacin_de_la_herpetofauna_utilizando_diferentes_mtodos_de_seleccin/file/0cd361f7d45ddb214935e481cce9fab2.pdf
- Koleff, P., Tambutti, M., March, I. J., Esquivel, R., Cant3, C. & Lira-Noriega, A. (2009). Identificaci3n de prioridades y an3lisis de vac3os y omisiones en la conservaci3n de la biodiversidad de M3xico. En J. Sarukh3n (Coord.), *Capital Natural de M3xico, Vol. II: Estado de Conservaci3n y Tendencias de Cambio* (pp. 651–718). M3xico: Conabio. Recuperado de [http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/pdf/CapNatMex/VolII/II16_Identificacion de prioridades y analisis de vacios y.pdf](http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/pdf/CapNatMex/VolII/II16_Identificacion_de_prioridades_y_analisis_de_vacios_y.pdf)
- Kukkala, A. S. & Moilanen, A. (2013). Core concepts of spatial prioritisation in Systematic Conservation Planning. *Biological Reviews*, 88, 443–464. <https://doi.org/10.1111/brv.12008>
- Lehtom3ki, J. & Moilanen, A. (2013). Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. *Environmental Modelling & Software*, 47, 128–137. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.05.001>
- Li, X., & Wang, Y. (2013). Applying various algorithms for species distribution modelling. *Integrative Zoology*, 8(2), 124–135. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12000>
- Li, Y. & Nigh, T. (2011). GIS-based prioritization of private land parcels for biodiversity conservation: A case study from the current and eleven point conservation opportunity areas, Missouri. *Applied Geography*, 31, 98–107. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.02.006>
- Loos, S. (2011). Marxan analyses and prioritization of conservation areas for the Central Interior Ecoregional Assessment. *Journal of Ecosystems and Management*, 12(1), 88–97.

- Lu, Z., Zhi-yun, O., Wei-hua, X. & Chun-quan, Z. (2014). Determination of priority nature conservation areas and human disturbances in the Yangtze River Basin, China. *Journal for Nature Conservation*. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.02.007>
- Luan, X. F., Sun, G. Q., Qu, Y., Huang, W. N., Li, D. Q., Liu, S. R. & Wu, B. (2012). Prioritizing biodiversity in conservation planning based on C-Plan: A case study from northeast China. *Acta Ecologica Sinica*, 32(3), 715–722.
- MacKinnon, J. (1992). *The logic of MASS*. Hong Kong: Asian Bureau for Conservation.
- Malczewski, J. (1999). *GIS and Multicriteria Decision Analysis*. USA: John Wiley & Sons, Inc.
- Malczewski, J. (2006). International Journal of Geographical GIS- based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *Journal of Geographical Information Science*, 20(7), 703–726. <https://doi.org/10.1080/13658810600661508>
- Manterola, C., Amor-Conde, D., Colchero, F., Rivera, A., Huerta, E., Soler, A. & Pallares, E. (2011). *El jaguar como elemento estratégico para la conservación*. México: Conabio. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/265946294_El_jaguar_como_elemento_estrategico_para_la_conservacion
- March, I. J., Carvajal, M. A., Vidal, R. M., San Román, J. E., & Ruiz, G. (2009). Planificación y desarrollo de estrategias para la conservación de la biodiversidad. En J. Sarukhán (Coord.), *Capital natural de México Vol II: Estado de conservación y tendencias de cambio* (pp. 545–573). México: Conabio. Recuperado de http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/pdf/CapNatMex/VolII/II13_Planificacion_y_desarrollo_de_estrategias_para_la_con.pdf
- Margules, C. R., Sarkar, S., Figueroa, F. & Sánchez-Cordero, V. (2009). *Planeación Sistemática de la Conservación*. México, D. F.: Universidad Nacional Autónoma de México-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Margules, C. R., Pressey, R. L. & Williams, P. H. (2002). Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of Biosciences*, 27(4 Suppl 2), 309–326. <https://doi.org/10.1007/BF02704962>
- Margules, C. R. & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning.

- Nature*, 405, 243–253. <https://doi.org/10.1038/35012251>
- Mateo, R. G., Felicísimo, Á. M. & Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84, 217–240. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2011000200008>
- Millennium Ecosystem Assessment [MEA]. (2005). MA Conceptual Framework. En R. M. Hassan, R. Scholes y N. Ash (Eds.), *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends: Volume 1* (pp. 25–36). Washington DC, USA: PRESS, ISLAND. <https://doi.org/10.1079/PHN2003467>
- Moilanen, A. (2007). Landscape Zonation, benefit functions and target-based planning: Unifying reserve selection strategies. *Biological Conservation*, 134, 571–579. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.09.008>
- Mokany, K., Westcott, D. A., Prasad, S., Ford, A. J. & Metcalfe, D. J. (2014). Identifying priority areas for conservation and management in diverse tropical forests. *PLoS ONE*, 9(2), 1–10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0089084>
- Moreira-Muñoz, A. (1996). Los Sistemas de Información Geográfica y sus aplicaciones en la conservación de la diversidad biológica. *Ambiente y Desarrollo*, XIII(2), 80–86.
- Myers, N. (2003). Biodiversity hotspots revisited. *BioScience*, 53(10), 916–917.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, G. C., Da Fonseca, G. A. B. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(February), 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Noonan-Mooney, K. & Gibb, C. (2013). How are people affecting biodiversity?. En C. Gibb, N. Pratt y R. Sessa (Eds.), *The Youth Guide to Biodiversity* (1st. ed.), pp. 13–21). Rome, Italy: FAO.
- Ochoa-Ochoa, L., Vázquez, L. B., Urbina-Cardona, J. N. & Flores-Villela, O. (2011). Priorización de áreas para conservación de la herpetofauna utilizando diferentes métodos de selección. En P. Koleff y T. Urquiza-Haas (Coords.), *Planeación para la Conservación de la Biodiversidad Terrestre en México: retos en un país megadiverso* (pp. 89–107). México: Conabio-Conanp.
- Olson, D. M. & Dinerstein, E. (2002). The Global 200: Priority Ecoregions for Global Conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 89, 199–224.
- Parker, C., Mitchell, A., Trivedi, M. & Mardas, N. (2009). *The Little REDD+ Book*. (Oxford, Ed.) (2nd ed.). United Kingdom: Global Canopy Foundation.

Recuperado de
http://redd.unfccc.int/uploads/2_162_redd_20091201_gcp.pdf

- Pelayo, R. C. & Soriano, P. J. (2014). Áreas prioritarias para la conservación de las aves en las cuencas altas de tres ríos andinos. En F. Cuesta, J. Sevink, L. D. Llambí, B. De Bièvre y J. Posner (Eds.), *Avances en Investigación para la Conservación de los Páramos Andinos* (pp. 87–104). Venezuela: CONDESAN.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente [Pnuma]. (2012). GEO 5: Perspectivas del Medio Ambiente Mundial. Panamá: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. <https://doi.org/10.2307/2807995>
- Pressey, R. L., Watts, M. E., Barrett, T. W. & Ridges, M. J. (2009). The C-Plan Conservation Planning System: Origins, applications, and possible futures. En A. Moilanen, K. A. Wilson y H. P. Possingham (Eds.), *Spatial Conservation Prioritisation: Quantitative Methods and Computational Tools* (pp. 211–234). Oxford, UK: Oxford University Press.
- Razola, I., Benayas-Rey, J. M., de la Montaña, E. & Cayuela, L. (2006). Selección de áreas relevantes para la conservación de la biodiversidad. *Ecosistemas*, 15(2), 34–41.
- Rey-Benayas, J. M. & de la Montaña, E. (2003). Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biological Conservation*, 114, 357–370. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00064-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00064-8)
- Ricketts, T. H., Dinerstein, E., Boucher, T., Brooks, T. M., Butchart, S. H. M., Hoffmann, M., ... Wikramanayake, E. (2005). Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(51), 18497–18501. <https://doi.org/10.1073/pnas.0509060102>
- Ríos-Franco, C. A., Franco-Creutzberg, P. & Forero-Medina, G. (2013). Toolbox para la identificación de áreas prioritarias para la conservación, Modelo SIG dinámico V 1.0. Santiago de Cali.
- Rodrigues, A. S. L., Akçakaya, H. R., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T. M., ... Yan, X. (2004). Global Gap Analysis : Priority regions for expanding the global protected-area network. *BioScience*, 54(12), 1092–1100.
- Rogers, H. M., Glew, L., Honzák, M. & Hudson, M. D. (2010). Prioritizing key biodiversity areas in Madagascar by including data on human pressure

- and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 96, 48–56. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.02.002>
- Sánchez-Cordero, V., Illoldi, P., Linaje, M., Fuller, T. & Sarkar, S. (2008). ¿Por qué hay un costo en posponer la conservación de la diversidad biológica en México? *Biodiversitas*, 76, 7–12.
- Sarkar, S. & Illoldi-Rangel, P. (2010). Systematic Conservation Planning: An updated protocol. *Natureza & Conservação*, 8(1), 19–26. <https://doi.org/10.4322/natcon.00801003>
- Sarkar, S., Pressey, R. L., Faith, D. P., Margules, C. R., Fuller, T., Stoms, D. M., ... Andelman, S. (2006). Biodiversity conservation planning tools: Present status and challenges for the future. *Annual Review of Environment and Resources*, 31, 123–159. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.31.042606.085844>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat]. (2006). Métodos para identificar áreas prioritarias de conservación de la biodiversidad para el ordenamiento ecológico. En G. Alcantar-López, G. S. Castro-Miranda, S. Díaz-Mondragón, F. Rosete-Verges, G. J. Gabriel-Morales y J. M. Aguilar-Hernández (Eds.), *Manual del proceso de ordenamiento ecológico* (pp. 223–254). México: Semarnat.
- Sharafi, S. M., Moilanen, A., White, M. & Burgman, M. (2012). Integrating environmental gap analysis with spatial conservation prioritization: A case study from Victoria, Australia. *Journal of Environmental Management*, 112, 240–251. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.010>
- Suárez-Mota, M. E. & Téllez-Valdés, O. (2014). Red de áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad del Eje Volcánico Transmexicano analizando su riqueza florística y variabilidad climática. *Polibotánica*, (38), 67–93.
- Suárez-Mota, M. E., Villaseñor, J. L. & López-Mata, L. (2015). La región del Bajío, México y la conservación de su diversidad florística. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86, 799–808. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2015.06.001>
- Tang, Y., Tao, G. & Gu, X. (2016). Research progress of the planning methods of prior conservation areas. *Agricultural Science & Technology*, 17(2), 398–404.
- Tantipisanuh, N., Savini, T., Cutter, P. & Gale, G. A. (2016). Biodiversity gap analysis of the protected area system of the Indo-Burma Hotspot and priorities for increasing biodiversity representation. *Biological Conservation*, 195, 203–213.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.043>

- Teixeira-Duarte, G., Cezar-Ribeiro, M. & Pereira-Paglia, A. (2016). Ecosystem services modeling as a tool for defining priority areas for conservation. *PLoS ONE*, 11(5), 1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154573>
- Toledo-Aceves, T., Meave, J. A., González-Espinosa, M. & Ramírez-Marcial, N. (2011). Tropical montane cloud forests: Current threats and opportunities for their conservation and sustainable management in Mexico. *Journal of Environmental Management*, 92, 974–981. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.007>
- Watts, M. E., Ball, I. R., Stewart, R. S., Klein, C. J., Wilson, K., Steinback, C., ... Possingham, H. P. (2009). Marxan with Zones: Software for optimal conservation based land- and sea-use zoning. *Environmental Modelling & Software*, 24(12), 1513–1521. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.06.005>
- World Conservation Monitoring Centre [WCMC]. (1996). *Assessing biodiversity status and sustainability*. (B. Groombridge & M. D. Jenkins Eds.). Cambridge, UK: World Conservation Press. Recuperado de http://old.unep-wcmc.org/medialibrary/2010/09/10/506a7da4/Assessing_Biodiversity_Status_and_Sustainability.pdf
- Wenjie, W., Hua, Z., Chao, X., Weiguo, J., Yunhui, D., Wei, W., ... Xiaofu, L. (2014). Spatial correlation and ecological characteristics analysis of management area for biodiversity conservation and relevant regionalization. *Chinese Geographical Science*, 24(1), 71–82. <https://doi.org/10.1007/s11769-014-0657-6>
- Whitehead, A. L., Kujala, H., Ives, C. D., Gordon, A., Lentini, P. E., Wintle, B. A., ... Raymond, C. M. (2014). Integrating biological and social values when prioritizing places for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 28(4), 992–1003. <https://doi.org/10.1111/cobi.12257>
- Williams, P. H., Margules, C. R. & Hilbert, D. W. (2002). Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. *Journal of Biosciences*, 27(4), 327–38. <https://doi.org/10.1007/BF02704963>
- Wu, R., Long, Y., Malanson, G. P., Garber, P. A., Zhang, S., Li, D., ... Duo, H. (2014). Optimized spatial priorities for biodiversity conservation in China: A Systematic Conservation Planning Perspective. *PLoS ONE*, 9(7), 1–11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103783>
- Zaragoza-Alvarez, R. A., Peters- Recagno, E. M., Bollo-Manent, M. y Hernández-

Santana, J. R. (2013). Áreas Prioritarias de Geo-conservación de la biodiversidad en la Península de Baja California, México. *Journal of Latin American Geography*, 12(3), 7-31.
<https://doi.org/10.1353/lag.2013.0036>

CAPÍTULO III. IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS POTENCIALES PARA LA CONSERVACIÓN DE LA DIVERSIDAD VEGETAL Y ESCENARIOS FUTUROS ALTERNATIVOS

3.1 RESUMEN

Los bosques tienen mucha importancia por su producción maderable pero también por otros bienes y servicios que de ellos se derivan. Debido a que los bosques siguen en riesgo por consecuencia del cambio de uso de la tierra, es necesario saber dónde se pueden encontrar espacialmente y de mejor manera los mayores atributos de la diversidad boscosa. Particularmente, los modelos espaciales estadísticos como GAM han ayudado no solo al mapeo de las distribuciones de los seres vivos sino también a cuantificar las relaciones entre las variables de respuesta y sus variables predictoras. Es por lo anterior que este trabajo se planteó el objetivo de mapear la diversidad vegetal en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán utilizando modelación GAM y a su vez generar escenarios futuros alternativos. Los resultados indican que la modelación tipo GAM permitió evaluar las relaciones entre la diversidad vegetal de la cuenca y diversas variables independientes, las cuales permitieron a su vez extrapolar datos a donde se carecía de ellos, además de generar escenarios futuros alternativos que en conjunto permitirían la mejor toma de decisiones en favor de la diversidad vegetal de la zona.

Palabras clave: árboles, arbustos, GAM, Margalef, Shannon, Simpson.

3.2 ABSTRACT

Forests are very important for their timber production but also for other goods and services that derive from them. Because forests are still at risk as a result of land use change, it is necessary to know where the greatest attributes of forest diversity can be found spatially and in a better way. In particular, statistical spatial models such as GAM have helped not only to map the distributions of living beings but also to quantify the relationships between response variables and their predictor ones. The objective of this research was to map plant diversity in the Chignahuapan-Zacatlán basin using GAM modeling and also to generate alternative future scenarios. The results indicate that GAM modeling allowed to evaluate the relationships between the plant diversity of the basin and several independent variables, and also to extrapolate data to where they were lacking. In addition it was possible to generate alternative future scenarios that together let to make the best decision in favor of the plant diversity of the area.

Keywords: trees, shrubs, GAM, Margalef, Shannon, Simpson.

3.3 INTRODUCCIÓN

Además de la importancia de los bosques por su producción maderable, estos también son muy útiles para las comunidades locales y para la población en general por ser una fuente de materiales de construcción, plantas medicinales, alimentos y forraje para el ganado. Las tierras forestales permiten la continua fertilidad de los suelos, capturan agua, son zonas de esparcimiento, son fuente de datos para investigación, entre otros (Chapela, 2012). En México, existe una dinámica cambiante entre las tasas de deforestación, superficie de vegetación secundaria y su recuperación, lo que ha hecho difícil cuantificar la cobertura forestal perdida; sin embargo, en los últimos años se asegura que se ha seguido teniendo una tendencia hacia la deforestación y degradación de los bosques (Rosete-Vergés *et al.*, 2014) es por ello que resulta fundamental aplicar estrategias y acciones inmediatas para revertir este proceso, rehabilitando las áreas afectadas y fomentando su conservación (Chapela, 2012).

Para poder aplicar estrategias y acciones a favor de los bosques y de cualquier ser vivo es importante caracterizar la condición inicial en términos de sus poblaciones, ubicación, distribución, etc.; para ello se ha utilizado una gran cantidad de modelos de distribución de especies, los cuales son herramientas útiles para predecir la ocurrencia de las especies en áreas con poca información. Dichos modelos utilizan datos georreferenciados de especies, además de variables ambientales disponibles dentro del área de interés y con las cuales se harán las predicciones de los datos biológicos (Mateo, Felicísimo y Muñoz, 2011;

Pinzon y Spence, 2013). Los diferentes patrones resultantes entre las relaciones de las variables y el ambiente son manipulados adecuadamente a través de los Sistemas de Información Geográfica (SIG), los cuales han tenido mucha influencia en el desarrollo de la modelación de las áreas de distribución (Illoldi-Rangel y Escalante, 2008).

Dentro de los modelos espaciales que se han utilizado para crear áreas de distribución de las especies destacan los de regresión multivariada, sin embargo, otros enfoques de regresión están surgiendo como técnicas más eficientes tales como los Modelos lineales generalizados (GLMs, por sus siglas en inglés) y los Modelos aditivos generalizados (GAMs, por sus siglas en inglés) (Nogués-Bravo, 2009). Particularmente, estos últimos han demostrado ser una herramienta útil y flexible para describir la contribución de cada variable predictora respecto a la variable de respuesta, sobre todo en la identificación de las relaciones no lineales de las covariables (Hastie y Tibshirani, 1986; De Bock, Coussement y Van den Poel, 2010; Clark, 2016). Especialmente, los GAMs son útiles en el caso de que la suposición de normalidad para la variable dependiente no se pueda mantener (Cabrero-Ortega y García-Pérez, 2015).

Todas las bondades de la modelación GAM han quedado constatadas en los muchos trabajos donde se ha empleado, sobre todo ha sido aplicada últimamente para estudiar la complejidad de los ambientes marinos (Katsanevakis y Maravelias, 2009; Muylaert, Sabbe y Vyverman, 2009; Paramo, Guillot-Illidge, Benavides, Rodríguez y Sánchez-Ramírez, 2009; Gutiérrez-

Estrada y Bilton, 2010; Alahuhta, Heino y Luoto, 2011; Esteban *et al.*, 2014; Zhao *et al.*, 2014; Young y Carr, 2015; Peristeraki, Tserpes, Lampadariou y Stergiou, 2017; Cacciapaglia y van Wodesik, 2018). Muy pocos estudios han utilizado la modelación GAM para estudiar a los animales terrestres (Sheeren, Bonthoux y Balent, 2014; Heinänen, Zydalis, Dorsch, Nehls y Skov, 2017; Michaelsen, 2017) y otros pocos, han sido utilizados para estudiar la vegetación (Syphard y Franklin, 2009; Furukawa, Fujiwara, Kiboi y Chalo-Mutiso, 2011; Heubes *et al.*, 2011; Chuangye, Chong y Huiming, 2013; Muenchow *et al.*, 2013; Dyakov, 2015; Räsänen, Kuitunen, Hjort, Vaso, Kuitunen y Lensu, 2016; Antúnez, Hernández-Díaz, Wehenkel y Clark-Tapia, 2017; Wang, Goslee, Miller, Sanderson y Gonet, 2017).

De los estudios realizados en la vegetación con GAM, pocos son los que han separado el estudio de la vegetación en estratos. Algunos autores como Dobrowski *et al.* (2008) y Chuangye *et al.* (2013) lo han hecho al menos con dos de ellos y solamente Furukawa *et al.* (2011) han estudiado a la vegetación con cuatro estratos aunque con otros fines a los del mapeo de distribuciones de vegetación. Además, no existen estudios de modelación GAM donde la vegetación se analice por medio de índices de diversidad, en cambio se ha utilizado la cobertura del dosel (Heubes *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2017), la presencia-ausencia de especies (Dobrowski, Safford, Cheng y Ustin, 2008; Parviainen, Luoto, Rytta y Heikkinen, 2008; Syphard y Franklin, 2009; Chuangye *et al.*, 2013), la abundancia (Dyakov, 2015; Antúnez *et al.*, 2017) y la riqueza de

especies (Austin, Belbin, Meyers, Doherty y Luoto, 2006; Furukawa *et al.*, 2011; Muenchow *et al.*, 2013; Räsänen *et al.*, 2016) como variables dependientes.

La cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán tiene una amplia diversidad de condiciones ambientales que es necesario evaluar para ubicar zonas de conservación de la diversidad vegetal, ya que se considera que prácticamente todas las superficies forestales de la cuenca tienen especies de importancia ecológica de flora y fauna que residen de manera permanente y temporal. Además, muchas áreas de la cuenca no cuentan con un régimen de protección o aprovechamiento sustentable, siendo objeto de saqueo y de deterioro por las actividades humanas o por agentes naturales como las plagas y enfermedades (Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], 2015).

Este estudio tiene como objetivo mapear la diversidad vegetal en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán utilizando modelación GAM y a su vez generar escenarios futuros alternativos de impactos posibles ante el cambio en las variables predictoras más influyentes. Se pretende contribuir al conocimiento actual y futuro de la distribución espacial de la diversidad vegetal de la cuenca, lo cual será de utilidad en la evaluación, planificación y toma de decisiones a nivel local y regional.

3.3.1 Objetivos

- a) Determinar la distribución espacial de la diversidad vegetal en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán con la finalidad de predecir las áreas con más potencial para la conservación en la zona de estudio.

- b) Generar escenarios futuros alternativos en la zona de estudio a partir de la modificación de las variables predictoras más influyentes que determinan la diversidad vegetal.

3.3.2 Hipótesis

Debido a la heterogeneidad ambiental imperante en la cuenca de abasto, la modelación tipo GAM será capaz de establecer las relaciones entre variables predictoras y la diversidad vegetal. Lo anterior con la finalidad de mapear y generar escenarios de distribución potencial de la diversidad de árboles, arbustos y hierbas.

3.4 MATERIALES Y MÉTODOS

3.4.1 Área de estudio

El estudio se realizó en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán, la cual forma parte de la región denominada Sierra Norte de Puebla y colinda al Norte con los municipios de Chiconcuautla, Hermenegildo Galeana, Juan Galindo, San Felipe Tepatlán y Tlapacoya; al Sur, colinda con el estado de Tlaxcala y el municipio de Libres; al Este, colinda con los municipios de Hueytlalpan, Huitzilán de Serdán, Ocoatepec, Olintla, Xochiapulco y Zautla; y al Oeste, colinda con el estado de Hidalgo. La cuenca está integrada por siete municipios que son Ahuazotepec, Aquixtla, Chignahuapan, Huauchinango, Ixtacamaxtitlán, Tetela de Ocampo y Zacatlán; todos ellos cubren una extensión de 2,615.75 km² (261,575 ha) equivalentes al 7.6% de la superficie total del estado de Puebla. La

cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán tiene una población total de 320,682 habitantes, de los cuales 153,157 (47.76%) son hombres y 167,525 (52.24%) son mujeres.

3.4.2 Etapas de la investigación

3.4.2.1 Construcción de mapas de distribución de la diversidad vegetal en la cuenca de abasto.

(a) Cálculo de índices de diversidad

A través de la empresa Asesores en Manejo de Recursos Forestales S.C., se obtuvo información sobre la abundancia de especies de árboles, arbustos y hierbas del Estudio florístico de la cuenca de abasto de la región Chignahuapan-Zacatlán. La información del Estudio florístico fue recolectada en campo por medio de muestreo por conglomerados (Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], Turismo de naturaleza de la Sierra Norte de Puebla A. C. y Asesores en Manejo de Recursos Forestales S. C. [ASMARF], 2016) el cual se aplicó de acuerdo a la metodología del Inventario Estatal Forestal y de Suelos (IEFyS) del estado de Puebla. A la malla del IEFyS se le agregaron hileras en medio de las ya existentes del inventario, las cuales están a una equidistancia de 2.5 km una de la otra, de tal forma que en cada una de las “nuevas” hileras, la distancia entre conglomerados fue de 1.25 km aproximadamente. En las hileras del IEFyS se colocó un nuevo conglomerado en medio de cada cruce de las hileras tal y como se muestra en la Figura 3.1.

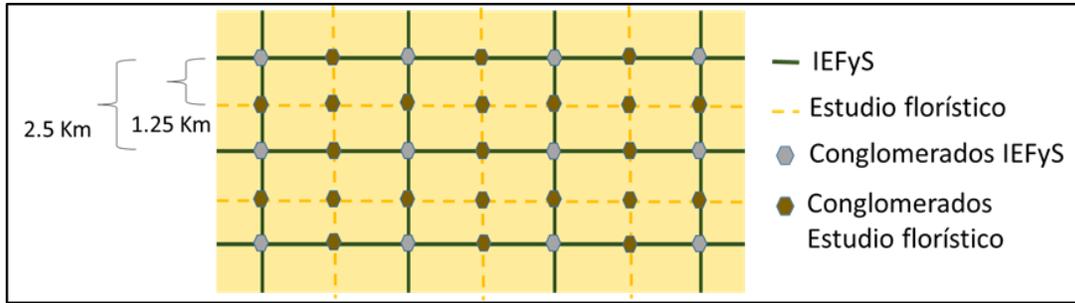


Figura 3. 1. Malla de muestreo del Estudio florístico de la cuenca de abasto de la Región Chignahuapan-Zacatlán (CONAFOR *et al.*, 2016).

Los conglomerados del muestreo tuvieron un arreglo de Unidades de Muestreo Primario (UMP) que contenían a su vez a las Unidades de Muestreo Secundario (UMS) (CONAFOR *et al.*, 2016). La UMP constaba de una parcela circular de una hectárea (56.42 m de radio), en la cual se evaluaron cuatro UMS o sitios, dispuestos geométricamente en forma de una “Y” invertida con respecto al norte (Figura 3.2).

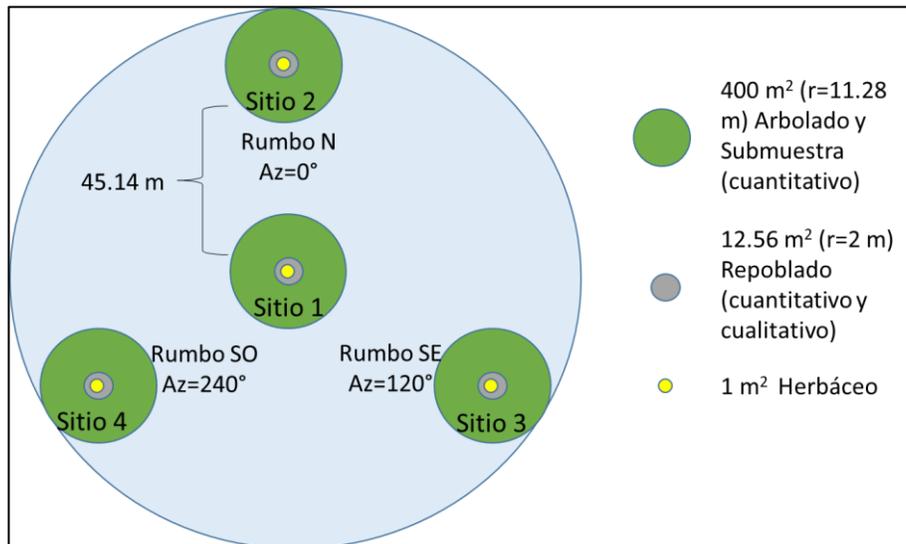


Figura 3. 2. Unidades de muestreo primarias y secundarias del muestreo por conglomerados en el Estudio florístico de la cuenca de abasto de la región Chignahuapan-Zacatlán.

En cada una de las UMS se obtuvo la información siguiente:

1. En el sitio de 400 m² se contó el número de individuos de cada especie de árboles, considerando aquellos que tuvieran un diámetro mayor a 7.5 cm medido a 1.30 m sobre la superficie del suelo.
2. En el sitio de 12.56 m², se registró la frecuencia de arbustos de cada especie.
3. En el sitio de 1 m², se contó la frecuencia de hierbas y pastos encontrados por cada especie.

En total se consideraron 377 conglomerados (Figura 3.3), de los cuales 345 se localizan en la superficie de manejo forestal y provinieron del Estudio florístico de la cuenca de abasto de la Región Chignahuapan-Zacatlán (CONAFOR *et al.*, 2016) y los 32 conglomerados restantes, los cuales no estaban bajo manejo forestal, se obtuvieron en la zona de Bosque Mesófilo de Montaña. Debido a que algunos conglomerados del muestreo quedaron en municipios aledaños, se modificó el área original de estudio digitalizando polígonos para abarcar aquellos que estaban fuera de los municipios estudiados (Figura 3.3).

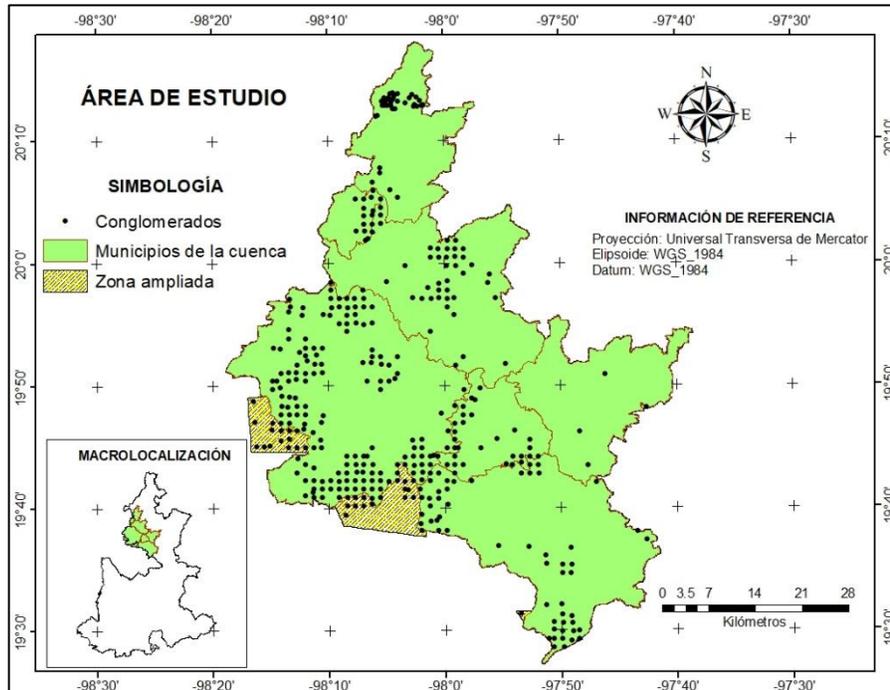


Figura 3. 3. Localización de conglomerados del muestreo de vegetación en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: Marco Geoestadístico Nacional (INEGI, 2017) y elaboración propia.

Se decidió abordar en forma independiente, cada una de las formas de vida (árboles, arbustos y hierbas) de manera que se pudiera tener un mayor detalle en el análisis de la información. El listado de especies de los tres estratos (árboles, arbustos y hierbas) por conglomerado se depuró para eliminar sinonimias. Esto se hizo con la ayuda del Estudio florístico de la cuenca de abasto de la Región Chignahuapan-Zacatlán (CONAFOR *et al.*, 2016) y con páginas especializadas de internet como Trópicos (www.tropicos.org/2018) y The Plant List (www.theplantlist.org/2013). En los tres estratos de vegetación existieron especies aún no identificadas las cuales se consideraron como una

especie diferente. Una vez depurado el listado de especies se procedió a calcular la diversidad alfa.

Se calcularon tres tipos de índices de diversidad alfa: Shannon, Simpson y Margalef (Magurran, 2004) por conglomerado y forma de vida. El índice de Shannon es un índice de diversidad que evalúa la equidad, el índice de Simpson se considera de dominancia y el de Margalef está basado en la riqueza de especies (Moreno, 2001). Existen muchos tipos de índices pero se eligieron estos tres tipos porque además de ser los más usados, cada uno posee características importantes para describir a la diversidad y por tanto son complementarios.

El índice de diversidad de Shannon mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Magurran, 1988). Asume que los individuos son muestreados aleatoriamente y que todas las especies están representadas en el muestreo (Magurran, 2004). Este índice es dominado por la abundancia de especies (Seaby y Henderson, 2007). Empíricamente, el índice de Shannon presenta valores entre 1.5 y 3.5, y raramente sobrepasa 4 (Margalef, 1972); además, adquiere valores de cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de la riqueza, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988).

El índice de Simpson es inverso a la equidad (Moreno, 2001) y manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Está fuertemente afectado por la importancia de las especies más

dominantes (Magurran, 1988) y menos influenciado por la riqueza de especies. Cuando se calcula el inverso a la dominancia ($1/C$) entre más grandes los valores más grande será la diversidad (Seaby y Henderson, 2007). El índice de Simpson es uno de los más significativos y robustos índices disponibles; este captura la variación de la distribución de la abundancia de las especies (Magurran, 2004).

El índice de Margalef transforma el número de especies por muestra a una proporción a la cual las especies son añadidas por expansión de la muestra. Supone que hay una relación funcional entre el número de especies y el número total de individuos (Magurran, 1988). El índice puede adquirir valores de 0 cuando hay una sola especie (Moreno, 2001).

Los tres tipos de índices fueron calculados por medio del software Species Diversity & Richness IV (Pisces Conservation Ltd., 2007). La fórmula empleada para cada uno de los índices fue la siguiente (Seaby y Henderson, 2007):

Índice de Shannon (Ecuación 1):

$$H = -\sum_{i=1}^{S_{obs}} p_i \log_e p_i \quad [\text{Ec. 1}]$$

Donde:

p_i = proporción de individuos en la i^{th} especie. El software Species Diversity & Richness IV calcula el índice usando el logaritmo natural.

Índice de Simpson (Ecuación 2):

$$C = \sum_i^{S_{obs}} p_i^2 \quad [\text{Ec. 2}]$$

Donde:

S_{obs} = número de observaciones y, estrictamente se expresa como:

$$p_i^2 = \frac{N_i(N_i-1)}{N_T(N_T-1)} \quad [\text{Ec. 3}]$$

Pero usualmente es aproximado como:

$$p_i^2 = \left(\frac{N_i}{N_T}\right)^2 \quad [\text{Ec. 4}]$$

Donde:

N_i = número de individuos en la i -ésima especie y N_T el total de individuos en la muestra. El índice final es:

$$D = \frac{1}{C} \quad [\text{Ec. 5}]$$

Índice de Margalef (Ecuación 6):

$$D = \frac{(S-1)}{\ln N} \quad [\text{Ec. 6}]$$

Donde:

S = número de especies y N = número total de individuos.

(b) Obtención de las variables predictoras

Se ubicó la zona de trabajo por medio de información de relieve de 15 cartas topográficas en escala 1:50 000 (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2017a). Éstas se utilizaron como referencia para recabar material cartográfico digital de la zona de estudio sobre los factores que más influyeran en explicar la diversidad vegetal (Cuadro 3.1). Las variables independientes utilizadas para la modelación de los índices se incluyen en el Anexo 1.

Cuadro 3. 1. Variables independientes propuestas para la modelación de la vegetación en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán, Puebla.

Variable		Descripción	Unidad de medida	Fuente
1	X	Coordenada x de ubicación	Metros (UTM)	Información proporcionada por Asesores en Manejo de Recursos Forestales S.C. (ASMARF)
2	Y	Coordenada y de ubicación	Metros (UTM)	Información proporcionada por ASMARF
3	RE_ALTITUD	Altitud	Metros	Continuo de Elevaciones Mexicano (CEM) (INEGI, 2017a)
4	RE_PENDIEN	Pendiente	Grados	Elaboración propia con base al CEM (INEGI, 2017a)
5	RST_BE	Bosque de encino	0 y 1	Mapa de uso de suelo y vegetación 1:250 000 (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2013)
6	RST_BEP	Bosque de encino-pino	0 y 1	Mapa de uso de suelo y vegetación 1:250 000 (INEGI, 2013)
7	RST_BMM	Bosque mesófilo de montaña	0 y 1	Mapa de uso de suelo y vegetación 1:250 000 (INEGI, 2013)

8	RST_BO	Bosque de oyamel	0 y 1	Mapa de uso de suelo y vegetación 1:250 000 (INEGI, 2013)
9	RST_BP	Bosque de pino	0 y 1	Mapa de uso de suelo y vegetación 1:250 000 (INEGI, 2013)
10	RST_BPE	Bosque de pino-encino	0 y 1	Mapa de uso de suelo y vegetación 1:250 000 (INEGI, 2013)
11	RST_BT	Bosque de táscate	0 y 1	Mapa de uso de suelo y vegetación 1:250 000 (INEGI, 2013)
12	RST_MDR	Matorral desértico rosetófilo	0 y 1	Mapa de uso de suelo y vegetación 1:250 000 (INEGI, 2013)
13	RST_PI	Pastizal inducido	0 y 1	Mapa de uso de suelo y vegetación 1:250 000 (INEGI, 2013)
14	D_ANP	Distancia a Áreas Naturales Protegidas	Metros	Elaboración propia en base a las Áreas Naturales Protegidas Federales de la República Mexicana (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [CONANP], 2016)
15	D_CORR_INT	Distancia a corrientes intermitentes	Metros	Elaboración propia en base a cartas topográficas 1:50 000 (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2015)
16	D_CORR_PER	Distancia a corrientes perennes	Metros	Elaboración propia en base a cartas topográficas 1:50 000 (INEGI, 2015)
17	D_CUE_INTE	Distancia a cuerpos de agua intermitentes	Metros	Elaboración propia en base a cartas topográficas 1:50 000 (INEGI, 2015)
18	D_CUE_PERE	Distancia a cuerpos de agua perennes	Metros	Elaboración propia en base a cartas topográficas 1:50 000 (INEGI, 2015)

19	D_LOC_100	Distancia a localidades con población mayor a 100 habitantes	Metros	Elaboración propia en base a cartas topográficas 1:50 000 (INEGI, 2015)
20	DENS_POB	Densidad poblacional	Habitantes/ km ²	Elaboración propia en base a la Encuesta Intercensal 2015 (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2015a)
21	D_USV_AGRI	Distancia a áreas con uso de suelo agrícola	Metros	Elaboración propia en base a mapa de uso de suelo y vegetación 1:250 000 (INEGI, 2013)
22	D_USV_PECU	Distancia a áreas con uso de suelo pecuario	Metros	Elaboración propia en base a mapa de uso de suelo y vegetación 1:250 000 (INEGI, 2013)
23	D_ASERRA	Distancia a aserraderos	Metros	Elaboración propia en base a información proporcionada por ASMARF
24	D_CAM_BREC	Distancia a caminos tipo brecha	Metros	Elaboración propia en base a cartas topográficas 1:50 000 (INEGI, 2015)
25	D_CAM_VERE	Distancia a caminos tipo vereda	Metros	Elaboración propia en base a cartas topográficas 1:50 000 (INEGI, 2015)
26	D_CARR_PAV	Distancia a carreteras pavimentadas	Metros	Elaboración propia en base a cartas topográficas 1:50 000 (INEGI, 2015)
27	D_CARR_TER	Distancia a carreteras terracería	Metros	Elaboración propia en base a cartas topográficas 1:50 000 (INEGI, 2015)
28	EJI_CON_MA	Ejidos con manejo forestal	0=Presencia 1=Ausencia	Información proporcionada por ASMARF
29	EJI_SIN_MA	Ejidos sin manejo forestal	0=Presencia 1=Ausencia	Información proporcionada por ASMARF
30	PART_CON_MA	Predios particulares con manejo forestal	0=Presencia 1=Ausencia	Información proporcionada por ASMARF

31	MARG_ALTO	Marginación nivel alto	0=Presencia 1=Ausencia	Consejo Nacional de Población [CONAPO] (2016)
32	MARG_MEDIO	Marginación nivel medio	0=Presencia 1=Ausencia	CONAPO (2016)

Todas las operaciones con las capas de información se llevaron a cabo con el programa ArcGis v10 (Environmental Systems Research Institute [ESRI], 2014). La información espacial de todas las variables independientes se colocó a una resolución de 100x100 (1 ha) m y con el apoyo de herramientas de SIG se extrajo el dato de cada hectárea para cada variable independiente.

(c) Modelación espacial de la diversidad vegetal

Para correlacionar los índices de diversidad (Shannon, Simpson y Margalef) en cada estrato de vegetación con las variables que contribuyen a explicarla, se emplearon los Modelos GAM, los cuales fueron propuestos por Hastie y Tibshirani (1986). De acuerdo a estos autores, la modelación GAM es una herramienta muy útil cuando se trata de hacer descripciones de datos, predicciones e incluso hacer recomendaciones para la transformación de las covariables.

Con base en Cabrero-Ortega y García-Pérez (2015), la modelación GAM es una derivación de los Modelos de regresión lineal múltiple y de los Modelos aditivos.

Mientras que el primero explica la media de la variable respuesta Y con k covariables de forma lineal (Ecuación 7):

$$E\langle Y|X \rangle = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_k X_k \quad [\text{Ec. 7}]$$

en los modelos aditivos se sigue manteniendo la linealidad del modelo pero se permite a las covariables X_i una expresión más general que la anterior mediante funciones h_i (Ecuación 8):

$$E\langle Y|X \rangle = h_0 + h_1(X_1) + \dots + h_k X_k \quad [\text{Ec. 8}]$$

Al agregar las funciones h_i hace que el modelo sea más flexible para adaptarse a datos más complejos que no demuestran una estricta linealidad en las covariables.

Para pasar de los Modelos aditivos a la modelación tipo GAM, se hace una generalización de la distribución normal mediante la Ecuación 9 (Cabrero-Ortega y García-Pérez, 2015):

$$g(E\langle Y|X \rangle) = g(\mu) = h_0 + h_1(X_1) + \dots + h_k X_k \quad [\text{Ec. 9}]$$

Donde:

g = función link. Las funciones link y las distribuciones para Y son las mismas que para los GLM.

Las funciones h_i no son conocidas y se miden con un estimador natural de la media μ (Cabrero-Ortega y García-Pérez, 2015) (Ecuación 10):

$$\hat{\mu} = g^{-1}(\widehat{h}_0 + \widehat{h}_1(X_1) + \dots + \widehat{h}_k(X_k)) \quad [\text{Ec. 10}]$$

Existen dos maneras para estimar las funciones h_i que son: (a) el Algoritmo de puntuación local generalizado (GLSA, por sus siglas en inglés) (Hastie y Tibshirani, 1986; Cabrero-Ortega y García-Pérez, 2015) y (b) elegir dentro de un grupo de funciones suavizadas (funciones ajustadas a los datos) y estimarlas por métodos no paramétricos (Cabrero-Ortega y García-Pérez, 2015, Clark, 2016).

En la situación tan general de los modelos GAM se pueden mezclar términos paramétricos con términos en las funciones h_i , convirtiéndose en un modelo semi-paramétrico (Hastie y Tibshirani, 1986; Cabrero-Ortega y García-Pérez, 2015). Este fue el caso aplicado a este trabajo donde se agregaron variables categóricas que fueron relacionadas linealmente. El modelo aplicado tuvo la forma (Cabrero-Ortega y García-Pérez, 2015) (Ecuación 11):

$$g(E\langle Y|X \rangle) = g(\mu) = \beta_0 + \beta_1 X_1 + h_1(X_2) + h_2(X_3) \quad [\text{Ec. 11}]$$

La modelación GAM para este trabajo se llevó a cabo con el paquete `mgcv` del software R (RStudio, 2017) con una distribución tipo Gaussiano y una función link de identidad. Para estimar el valor de las funciones h_i , en este trabajo se utilizó la técnica llamada suavizado con regresión de *splines* penalizada (del inglés: *smoothing with penalized regression splines*), la cual mantiene el grado de suavizado de la base (grupo de funciones a las que pertenece h) y añade un componente de penalización que en lugar de minimizar los residuos, minimiza la función (Cabrero-Ortega y García-Pérez, 2015, Clark, 2016).

Para seleccionar el mejor modelo, se tomó en cuenta el menor valor del Criterio de información de Akaike (AIC, por sus siglas en inglés), el cual da una medida relativa de la calidad del modelo ajustado, dado un conjunto de datos y es utilizado como medida comparativa (Cabrero-Ortega y García-Pérez, 2015; Clark, 2016); en segundo lugar, se consideró el modelo que tuviera el mayor número de variables con resultados significativos ($p < 0.05$), y en tercer lugar se tomaron en cuenta el ajuste de los datos y el porcentaje de desviación explicada. Al finalizar, se utilizó el comando *predict* del software R (RStudio, 2017) con el modelo elegido para interpolar los índices de diversidad vegetal de cada estrato al resto de la zona donde no se tenían muestreos y para editar los mapas generados se exportaron al programa Arcgis v10 (ESRI, 2014). La clasificación de las categorías para cada índice de cada estrato fue a través de los cortes naturales (*natural breaks*) de los datos.

3.4.2.2 Escenarios futuros alternativos en la cuenca de abasto

(a) Diseño de los escenarios futuros alternativos

Para poder identificar cambios a futuro en la cuenca de abasto, se tuvieron que modificar algunas de las variables de los modelos elegidos en la identificación de las áreas potenciales del apartado (1) anterior, tomando en cuenta que las variables a modificar pudieran tener cambios importantes a futuro. Las variables a modificar fueron las siguientes (Cuadro 3.2):

Cuadro 3. 2. Variables a modificar para la generación de los escenarios futuros alternativos.

Variables a modificar	Descripción
RST_BMM	Bosque mesófilo de montaña
RST_BP	Bosque de pino
RST_BPE	Bosque de pino-encino
D_LOC_100	Distancia a localidades mayores a 100 hab
D_USV_AGRI	Distancia a uso de suelo agrícola
D_USV_PECU	Distancia a uso de suelo pecuario
MARG_ALTO	Marginación nivel alto
MARG_MEDIO	Marginación nivel medio

Los escenarios fueron proyectados al 2030 calculados indirectamente con el aumento de la población y la consideración de la huella ecológica por persona. Uno de los indicadores ambientales que ha tenido amplia aceptación en las instituciones o actores con intereses ambientales ha sido el de la huella ecológica (Martínez-Castillo, 2008). La huella ecológica por persona es el área biológicamente productiva necesaria para generar los recursos que consume un ser humano y absorber sus desechos; la huella ecológica suma y estima el tamaño de las diversas áreas utilizadas, sin importar el sitio donde estas se encuentren (Martínez-Castillo, 2008; Global FootPrint Network, 2018).

Los escenarios fueron calculados en varios pasos:

1. Se consideró primero la cantidad actual y futura de la población del área de estudio (Cuadro 3.3):

Cuadro 3. 3. Población actual y futura en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán.

Población total del área de estudio (2016)*	Población total del área de estudio (2030)**	Incremento de la población al 2030 (habitantes)	Incremento de la población al 2030 (%)
320,682	363,602	42,920	13.4

Fuente: * Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI] (2016); ** Consejo Nacional de Población [CONAPO] (2017).

2. Se tomó en cuenta la huella ecológica por persona actual para México, bajo el supuesto que se mantuviera la misma huella ecológica aproximada que se ha mantenido en las últimas tres décadas, y la división de la misma entre las variables a modificar (Cuadro 3.4).

Cuadro 3. 4. Huella ecológica aproximada por persona para distintas actividades.

Huella ecológica por persona (ha globales)*	Desglose de la huella ecológica por rubro (%)**		Cálculo de ha reales por persona por rubro
2.6			
	14.7	Agrícola	0.38
	35.3	Pastizal	0.92
	35.3	Bosque	0.92
	14.7	Terrenos modificados	0.38

Fuente: *Global FootPrint Network (2018); ** Martínez-Castillo (2008).

3. La superficie de bosque (0.92 ha) que le corresponde a cada persona de la huella ecológica fue dividida entre los tres tipos principales de bosque de la zona de estudio (Bosque mesófilo de montaña, Bosque de pino y Bosque de pino-encino) suponiendo que en ellos recayera todo el impacto y disminuyéndoles un porcentaje relativo a la superficie actual. Debido a que el uso pecuario no está incluido explícitamente en las proporciones de la huella ecológica por persona,

se ocupó el rubro de terrenos modificados (0.38 ha) para proyectar a las áreas pecuarias y también a las áreas que serán ocupadas por las ciudades, asignándoles a ambas un tercio del rubro de terrenos modificados. Solamente las áreas agrícolas fueron calculadas con la proporción total aproximada de la huella ecológica por persona (0.38 ha). Las variables de marginación se modificaron subiendo de grado/nivel a la categoría del original (Cuadro 3.5).

Cuadro 3. 5. Cálculo de las superficies de las variables a modificar para los escenarios futuros alternativos.

VARIABLES A MODIFICAR	Superficie actual (ha)	Cálculo	Aumento/disminución de ha al 2030	Cantidad total de ha al 2030
RST_BMM	7,404	$1/10(0.92*42,920)$	3,939	3,465
RST_BP	72,937	$1/60(0.92*42,920)$	23,635	49,302
RST_BPE	25,364	$1/30(0.92*42,920)$	11,818	13,547
D_LOC_100	11,016	$1/3(0.38*42,920)$	5,468	16,484
D_USV_AGRI	134,095	$0.38*42,920$	16,404	150,499
D_USV_PECU	1,253	$1/3(0.38*42,920)$	5,468	6,721
MARG_ALTO		*	0.05 a 1.15	-
MARG_MEDIO		*	-0.50 a 0.05	-

Fuente: * Modificación del rango de marginación de la categoría original (CONAPO, 2016). RST_BMM: Bosque mesófilo de montaña; RST_BP: Bosque de pino; RST_BPE: Bosque de pino-encino; D_LOC_100: Distancia a localidades mayores a 100 habitantes; D_USV_AGRI: Distancia a uso de suelo agrícola; D_USV_PECU: Distancia a uso de suelo pecuario; MARG_ALTO: Marginación alta; MARG_MEDIO: Marginación media.

(b) Elaboración de los escenarios

Una vez realizados los cálculos, se elaboraron las capas de datos para las variables a modificar. Para los tipos de vegetación se ocuparon las mismas cartas obtenidas de INEGI (2013) y se quitaron polígonos hasta completar el área a disminuir para que una vez terminado se convirtieran a raster y se reclasificaran. Para aumentar el área a las localidades, a las zonas agrícolas

y a las zonas pecuarias se utilizó como guía al programa Google Earth Pro (Google, 2018), mismo que sirvió para identificar y digitalizar los tipos de actividades mencionados y su posible expansión. Posteriormente, los polígonos digitalizados se exportaron al software ArcGis (ESRI, 2014) v10 donde fueron editados para calcular el área a incrementar; después, se generaron los mapas de distancias euclidianas para cada variable. En el caso de las variables de marginación, se tomaron las mismas capas de CONAPO (2016) y se ajustaron a los nuevos cambios en los niveles de marginación, para posteriormente transformarlos a raster y clasificarlos. Para finalizar, se sustituyeron dos variables modificadas de manera independiente en los modelos ya elegidos en la identificación de las áreas potenciales y se volvieron a correr con el comando *predict* de R (RStudio, 2017) para extrapolar nuevamente al resto de la zona.

3.5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.5.1 Mapas de distribución de la diversidad vegetal en la cuenca de abasto

(a) Índices de diversidad

En la zona de estudio hay pocos trabajos florísticos. Uno de ellos es el de CONAFOR *et al.* (2016) del cual se obtuvieron los datos primarios para elaborar los índices de diversidad. Este estudio es el más completo que hasta la fecha se haya realizado en la zona, con el mayor número de sitios evaluados y el mayor número de especies registradas. Anteriormente, solo el trabajo de

Olguín (2008) intentó recabar la diversidad vegetal de la zona reportando un total de 402 especies que incluyen árboles, arbustos y hierbas. De los 377 conglomerados derivados del estudio florístico y que fueron utilizados para este estudio, se identificaron íntegramente: 73 especies de árboles, 128 especies de arbustos y 310 especies de herbáceas. En los árboles, la especie con mayor frecuencia en la zona de estudio fue *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham. En el caso de los arbustos, la especie con mayor abundancia fue *Baccharis conferta* Kunth y la especie herbácea más abundante fue *Nasella mucromata* (Kunth.) R. Pohl.

El índice de diversidad de Shannon para los árboles (Figura 3.4) no tuvo una distribución normal según la prueba de bondad de ajuste de Shapiro-Wilk ($p=0.05$) y presentó valores promedio mínimos de 0.12 y máximos de 2.26. La mayor cantidad de observaciones la tuvo un valor promedio de 1.55. El índice de diversidad de Shannon para los arbustos (Figura 3.5) tampoco tuvo una distribución normal según la prueba de bondad de ajuste de Shapiro-Wilk ($p=0.05$) y tuvo valores promedio mínimos de 0.15 y máximos de 2.83. La mayor cantidad de observaciones la tuvo un valor promedio de 1.34. Por su parte, el mismo índice de Shannon pero para hierbas (Figura 3.6) si tuvo una distribución normal según la prueba de bondad de ajuste de Shapiro-Wilk ($p=0.01$) y tuvo valores promedio mínimos de 1.18 y máximos de 3.05. La mayor cantidad de observaciones la tuvo un valor promedio de 2.21.

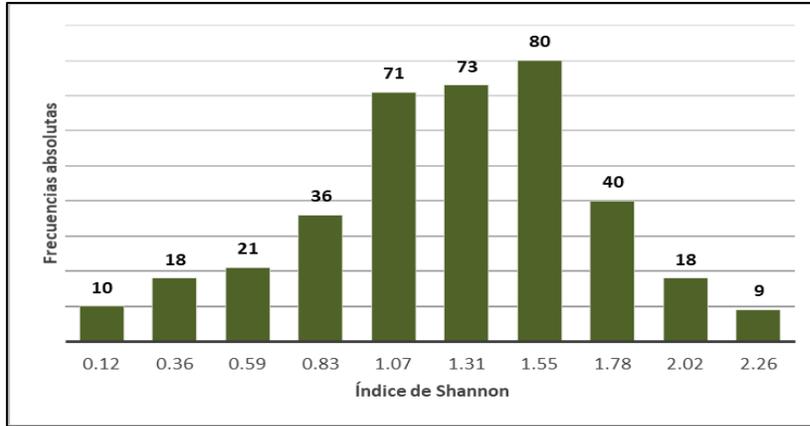


Figura 3. 4. Distribución de frecuencias absolutas por Marca de Clase para el índice de diversidad de Shannon en árboles.

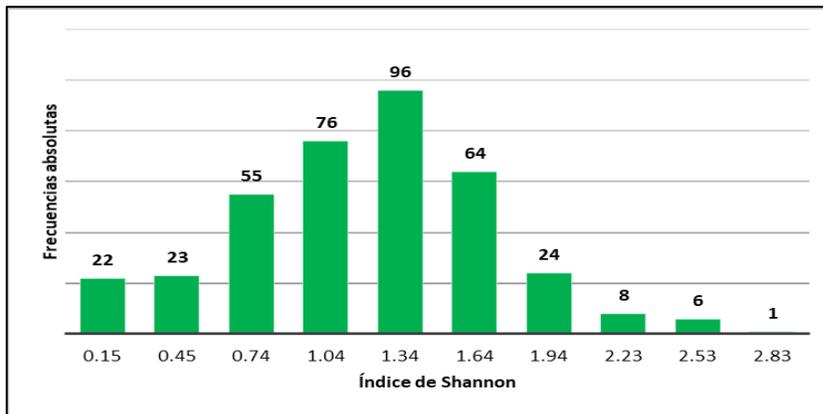


Figura 3. 5. Distribución de frecuencias absolutas por Marca de Clase para el índice de diversidad de Shannon en arbustos.

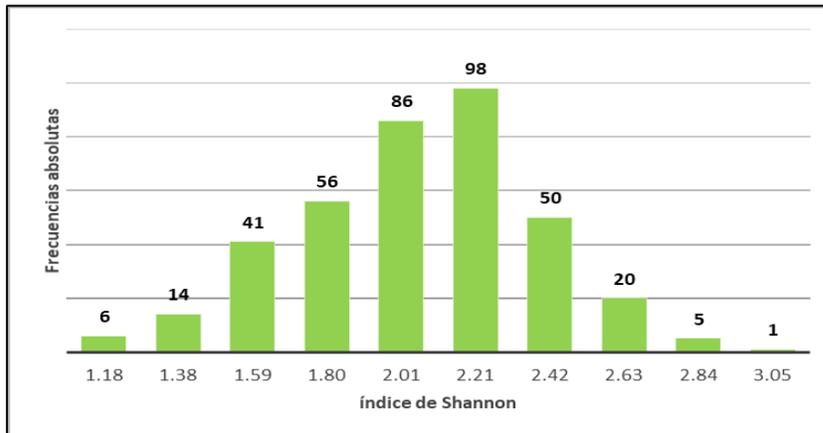


Figura 3. 6. Distribución de frecuencias absolutas por Marca de Clase para el índice de diversidad de Shannon en hierbas.

De acuerdo a la literatura, el índice de diversidad de Shannon fluctúa entre 1.5 a 3.5 y raramente sobrepasa 4 (Margalef, 1972). Si se comparan los índices calculados para la zona de estudio, se puede observar (Figuras 3.4-3.6) que en los tres estratos existe aproximadamente un 50% de valores por abajo del umbral mínimo de la escala del índice, por lo que en los tres estratos el índice de Shannon se considera bajo. Las hierbas son las más cercanas a la escala normal del índice debido posiblemente por la cantidad mayor de especies muestreadas, ya que dicho índice es muy susceptible a la intensidad de muestreo (Magurran, 2004).

El índice de diversidad de Simpson para los árboles (Figura 3.7) no tuvo una distribución normal según la prueba de bondad de ajuste de Shapiro-Wilk ($p=0.05$), siendo sus valores promedio mínimos y máximos de 1.46 y 9.66, respectivamente. La mayor cantidad de observaciones la tuvo un valor promedio de 2.37. Por su parte, el mismo índice de Simpson para los arbustos (Figura 3.8) tampoco tuvo distribución normal según la prueba de bondad de ajuste de Shapiro-Wilk ($p=0.05$). Sus valores promedio mínimos y máximos fueron 1.85 y 17.13, respectivamente. La mayor cantidad de observaciones la tuvo un valor promedio de 1.85. El índice de diversidad de Simpson para las hierbas (Figura 3.9) no tuvo una distribución normal según la prueba de bondad de ajuste de Shapiro-Wilk ($p=0.05$), siendo sus valores promedio mínimos y máximos de 3.02 y 19.83, respectivamente. La mayor cantidad de observaciones la tuvo un valor promedio de 6.75.

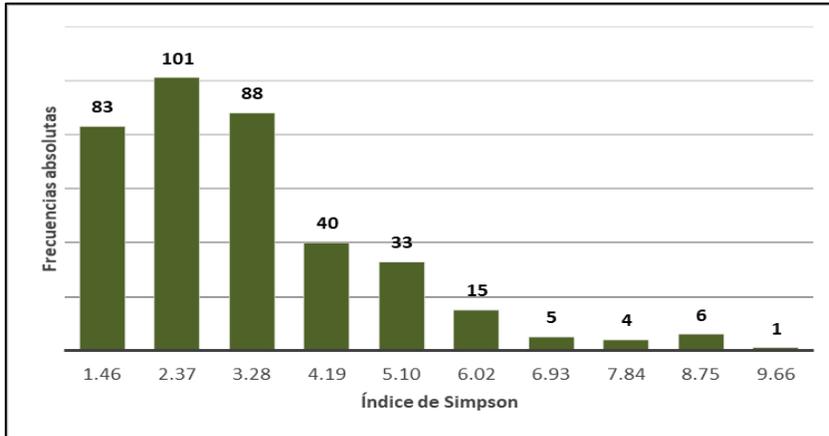


Figura 3. 7. Distribución de frecuencias absolutas por Marca de Clase para el índice de diversidad de Simpson en árboles.

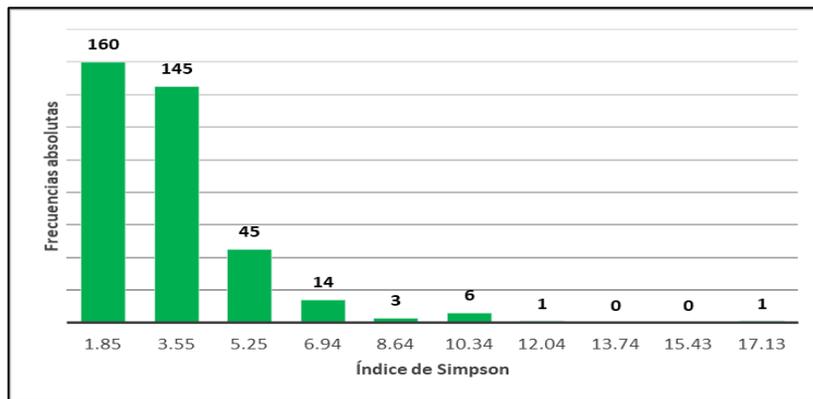


Figura 3. 8. Distribución de frecuencias absolutas por Marca de Clase para el índice de diversidad de Simpson en arbustos.

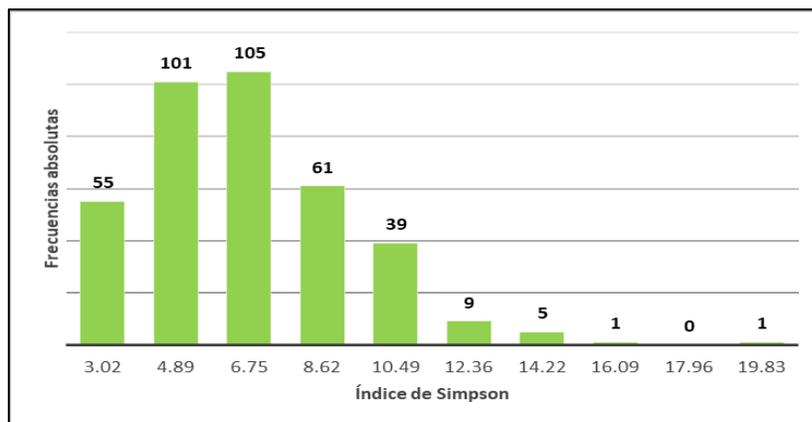


Figura 3. 9. Distribución de frecuencias absolutas por Marca de Clase para el índice de diversidad de Simpson en hierbas.

Con diferencia al índice de Shannon, el índice de Simpson, no es susceptible a la riqueza de especies sino a la abundancia de sus individuos (Magurran, 2004), De acuerdo a la literatura, cuando se obtiene el inverso de la dominancia, tal como se calculó en este estudio, se tiene mayor diversidad mientras el índice sea más grande (Seaby y Henderson, 2007), por lo que en los índices de Simpson obtenidos en los tres estratos (Figuras 3.7-3.9) se tienen valores de frecuencias grandes de índices pequeños y viceversa, obviamente las hierbas son el estrato con los valores más grandes de índice por su abundancia en especies e individuos. Debido a que el índice de Simpson inverso se vuelve equitativo (Moreno, 2001), es posible que los valores menores del índice indiquen mayor riqueza de especies poco equitativas y los valores grandes del índice tengan menos especies pero altamente equitativas.

El último índice de diversidad fue el de Margalef, y para los árboles (Figura 3.10) si tuvo una distribución normal según la prueba de bondad de ajuste de Shapiro-Wilk ($p=0.05$), tuvo valores promedio mínimos de 0.15 y máximos de 2.86. La mayor cantidad de observaciones la tuvo un valor promedio de 1.05. El mismo índice de Margalef pero con arbustos (Figura 3.11) mostró tener una distribución normal de acuerdo a la prueba de bondad de ajuste de Shapiro-Wilk ($p=0.01$), teniendo valores promedio mínimos de 0.22 y máximos de 4.09. La mayor cantidad de observaciones la tuvo un valor promedio de 1.08. Para finalizar, el índice de diversidad de Margalef para las hierbas (Figura 3.12) si tuvo una distribución normal de acuerdo a la prueba de bondad de ajuste de Shapiro-Wilk

($p=0.01$), teniendo valores promedio mínimos de 1.14 y máximos de 4.95. La mayor cantidad de observaciones la tuvo un valor promedio de 2.41.

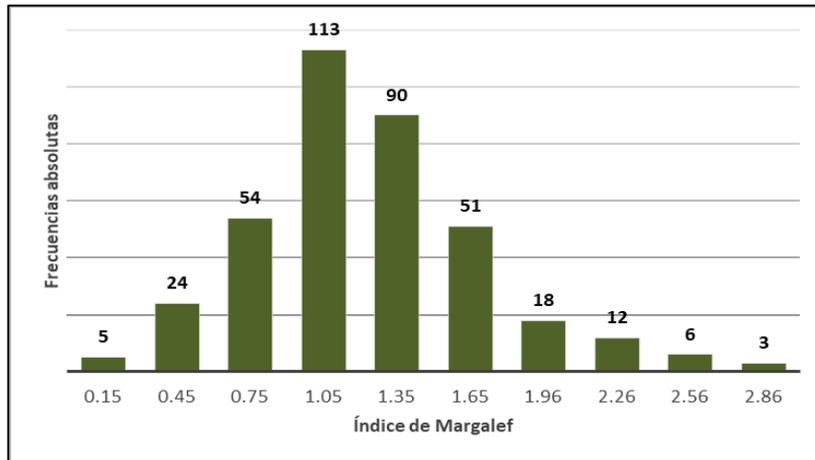


Figura 3. 10. Distribución de frecuencias absolutas por Marca de Clase para el índice de diversidad de Margalef en árboles.

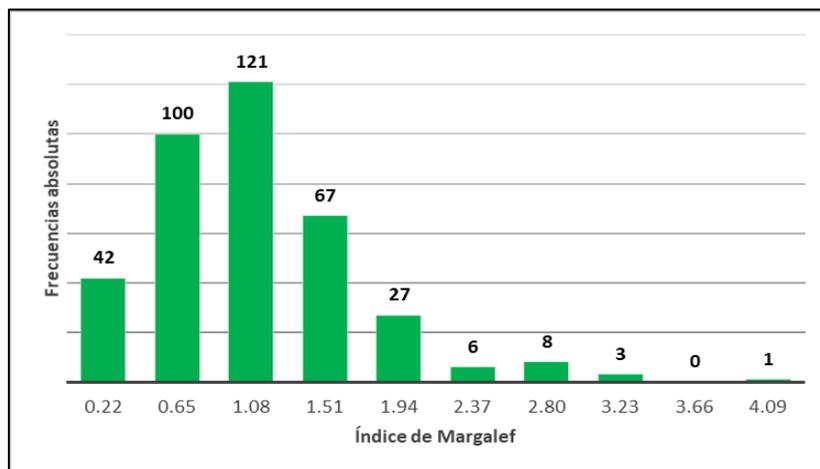


Figura 3. 11. Distribución de frecuencias absolutas por Marca de Clase para el índice de diversidad de Margalef en arbustos.

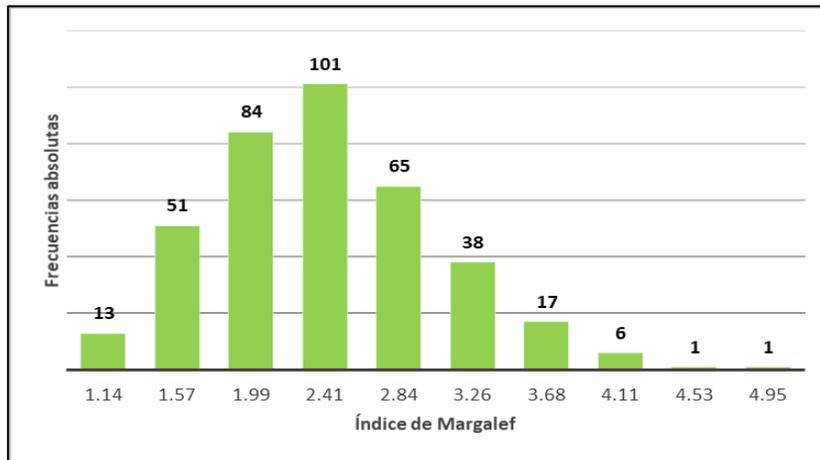


Figura 3. 12. Distribución de frecuencias absolutas por Marca de Clase para el índice de diversidad de Margalef en hierbas.

El índice de Margalef supone una relación entre el número de especies y el número total de individuos (Magurran, 1988), tal como se pudo observar en las figuras de distribución de los índices en los tres estratos (Figuras 3.10-3.12), ya que conforme se subía de estrato vegetal, el rango de proporción entre las especies e individuos se amplió, siendo nuevamente las hierbas, las que llegan a tener mayor proporción de especies e individuos.

(b) Modelación espacial de la diversidad vegetal: validación interna

En el Cuadro 3.6, los valores de AIC fueron similares al menos en dos estratos del mismo tipo de índice y fueron los árboles quienes obtuvieron los valores más bajos en el índice de Simpson y Margalef. Tanto en el ajuste ($Adj-R^2$) como en la devianza explicada, los valores para los tres estratos en los tres tipos de índices fueron menores a un 50%, siendo el estrato arbustivo quién obtuvo los valores

más altos. Fueron pocas y similares las variables quienes dieron explicación a las diferentes medidas de diversidad vegetal.

Esta investigación difiere de los pocos estudios donde se han modelado índices de diversidad con GAM, ya que todos ellos pertenecen al hábitat marino (Gutiérrez-Estrada y Bilton, 2010; Zhao *et al.*, 2014; Young y Carr, 2015; Peristeraki *et al.*, 2017) y han utilizado solo el índice de Shannon como parámetro de la diversidad de las áreas evaluadas y en un reporte también el índice de Margalef (Zhao *et al.*, 2014). Es importante mencionar que en esos estudios se han utilizado diversas distribuciones para relacionar las variables ambientales con los índices desde *quasi-poisson* con un link log (Peristeraki *et al.*, 2017), gaussiana con un link log (Zhao *et al.*, 2014) o normal y gamma en combinaciones con links inverso, de identidad y log (Gutiérrez-Estrada y Bilton, 2010). En similitud con las distribuciones de datos, este estudio utilizó una distribución tipo gaussiana con un link de identidad debido a que fue la que mejor se ajustó a los datos evaluados.

Es precisamente en el estudio de Gutiérrez-Estrada y Bilton (2010) donde se evalúan las distintas distribuciones de los datos de diversidad de escarabajos acuáticos y encuentran que independientemente del tipo de distribución y función link empleada, los valores bajos del ajuste de los datos ($\text{Adj-R}^2 < 0.500$) resultaron tener buen pronóstico, muy parecidos entre si y explicados por pocas variables ambientales. Estos resultados coinciden con los de este trabajo en que independientemente del tipo de índice modelado, se obtuvieron ajustes (Adj-R^2)

de los datos bajos, muy parecidos y que se explican por pocas variables tal como se puede ver en el Cuadro 3.6.

Otros autores como Young y Carr (2015) y Peristeraki *et al.* (2017) que también modelaron índices de diversidad de Shannon en peces y megafauna marina, han obtenido valores bajos de devianza (<0.690) y varianza explicada (<35%), respectivamente. Valores bajos de devianza explicada fueron encontrados en este estudio sin importar el tipo de índice empleado (Cuadro 3.6). Aun cuando la evaluación de los modelos de cada tipo de índice en esta investigación se eligió principalmente en torno al valor del AIC, los valores bajos de los parámetros del ajuste de los datos al modelo y la devianza pueden atribuirse a que hay variables modeladas con *splines* y que resultaron tener una distribución lineal significativa tal como lo expresan los autores Gutiérrez-Estrada y Bilton (2010).

Cuadro 3. 6. Parámetros obtenidos en la modelación GAM para el índice de Shannon, Simpson y Margalef en los tres estratos de vegetación.

Tipo de índice	Shannon	Shannon	Shannon	Simpson	Simpson	Simpson	Margalef	Margalef	Margalef
Estrato	Arbóreo	Arbustivo	Herbáceo	Arbóreo	Arbustivo	Herbáceo	Arbóreo	Arbustivo	Herbáceo
AIC	448.0239	464.6096	172.1584	1375.769	1391.914	1745.755	448.7786	526.4199	678.0347
Adj-R ²	0.163	0.323	0.238	0.187	0.427	0.215	0.201	0.403	0.234
Dev %	18.7	33.8	28.4	19.8	45.6	27.0	21.7	42.0	27.7
RE_ALTITUD	***	***	***	***	***	***	***	***	***
RE_PENDIEN	*	***	-	-	-	-	-	**	-
RST_BE	-	*	-	-	-	-	-	*	-
RST_BEP	-	-	-	-	-	-	-	-	**
RST_BP	-	*	-	-	**	-	-	*	-
RST_BPE	-	**	-	-	**	-	-	***	-
RST_BMM	-	-	-	-	-	-	*	-	-
RST_PI	-	-	***	-	-	**	-	-	-
D_ANP	**	-	-	-	-	-	-	*	-
D_CORR_PER	-	-	***	-	-	**	-	-	-
D_CORR_INT	-	-	-	-	-	-	-	*	-
D_CUE_PERE	-	-	-	-	**	*	-	-	***
D_LOC_100	**	-	-	-	-	-	**	-	-
D_USV_AGRI	-	-	**	-	-	**	-	-	**
D_USV_PECU	**	-	-	-	-	-	-	-	-
D_CAM_BREC	-	-	***	-	-	**	-	-	-
D_CARR_PAV	-	-	**	-	-	***	-	-	-
EJI_SIN_MAN	-	-	-	-	-	-	**	-	-
PART_CON_MAN	-	-	*	-	-	-	-	-	S/S
MARG_ALTO	***	***	***	***	***	***	***	***	***
MARG_MEDIO	***	***	***	***	***	***	***	***	***

AIC: Criterio de información de Akaike; Adj-R²: Coeficiente de determinación; Dev: Devianza explicada; RE_ALTITUD: Altitud; RE_PENDIEN: Pendiente; RST_BE: Bosque de encino; RST_BEP: Bosque de encino-pino; RST_BP: Bosque de pino; RST_BPE: Bosque de pino-encino; RST_BMM: Bosque mesófilo de Montaña; RST_PI: Pastizal inducido; D_ANP: Distancia a Áreas Naturales Protegidas; D_CORR_PER: Distancia a corrientes de agua perennes; D_CORR_INT: Distancia a corrientes de agua intermitentes; D_CUE_PERE: Distancia a cuerpos de agua perennes; D_LOC_100: Distancia a localidades mayores a 100 habitantes; D_USV_AGRI: Distancia a uso de suelo agrícola; D_USV_PECU: Distancia a uso de suelo pecuario; D_CAM_BREC: Distancia a caminos tipo brecha; D_CARR_PAV: Distancia a carreteras pavimentadas; EJI_SIN_MAN: Ejidos sin manejo; PART_CON_MAN: Predios particulares con manejo; MARG_ALTO: Marginación nivel alto; MARG_MEDIO: Marginación nivel medio; ***: 0.001; **: 0.01; *: 0.05; S/S: Sin significancia.

Los gráficos parciales para los tres estratos del índice de Shannon (Figuras 3.13-3.15) muestran que de las variables cuantitativas que fueron modeladas con *splines*, la altitud en los tres estratos, y las variables distancia a uso de suelo agrícola y distancia a caminos tipo brecha en las hierbas se comportan como no lineales. La pendiente tuvo el mismo comportamiento en árboles y arbustos, aumentando el índice a medida que aumenta la pendiente. En los árboles, donde solamente aparece la variable distancia a Áreas Naturales Protegidas, esta influye disminuyendo del índice a medida que se alejen de ellas. De la misma manera que esta última, la distancia a las corrientes perennes en hierbas influye disminuyendo el índice mientras más se alejen de ellas. De manera contraria, el índice aumenta mientras más alejados se esté de las áreas pecuarias y de los centros poblacionales en árboles, así como de las carreteras en el caso de las hierbas.

La presencia de las variables categóricas de marginación, particularmente, el nivel alto y las de los tipos de bosque relacionadas con pinos en los tres estratos indican un aumento del índice de Shannon, no así para el bosque de encino en arbustos, y el pastizal inducido y los predios particulares con manejo en hierbas donde el índice disminuye. En los tres estratos del índice de Shannon de las variables modeladas con *splines* se encuentran valores residuales que no se ajustan a los intervalos de confianza.

Por otro lado, existe un patrón en común entre los árboles y arbustos en cuanto a la distribución del índice de Shannon (Figuras 3.16 y 3.17), ya que los valores más bajos se encuentran en la parte central entre los municipios

de Chignahuapan y Zacatlán; los valores bajos rodean a los valores más bajos cubriendo partes de Chignahuapan, Zacatlán, Ahuazotepec, Aquixtla e Ixtacamaxtitlán; los valores medios se distribuyen principalmente entre Huachinango, Telela de Ocampo, Aquixtla e Ixtacamaxtitlán y parte sur de Chignahuapan; los valores más altos del índice (alto-muy alto) se encuentran en una delgada línea al norte de Huauchinango, Zacatlán y Tetela de Ocampo. Para el caso de las hierbas (Figura 3.18), la distribución del índice de Shannon se encuentra mezclado sobre todo en la región del municipio de Chignahuapan; algunos de los niveles más altos se ubican en el norte de Zacatlán, y al poniente y sur de Aquixtla.

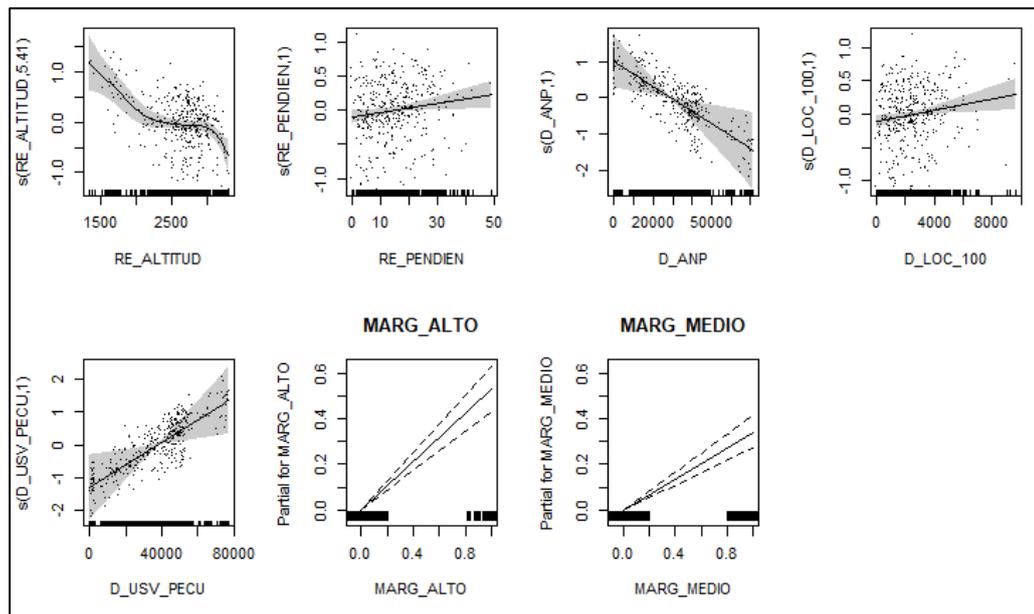


Figura 3. 13. Gráficos parciales de la modelación GAM para el índice de Shannon en árboles. RE_ALTITUD: Altitud; RE_PENDIEN: Pendiente; D_ANP: Distancia a Áreas Naturales Protegidas; D_LOC_100: Distancia a localidades mayores a 100 habitantes; D_USV_PECU: Distancia a áreas pecuarias; MARG_ALTO: Marginación alta; MARG_MEDIO: Marginación media. Intervalo de confiabilidad del 95%.

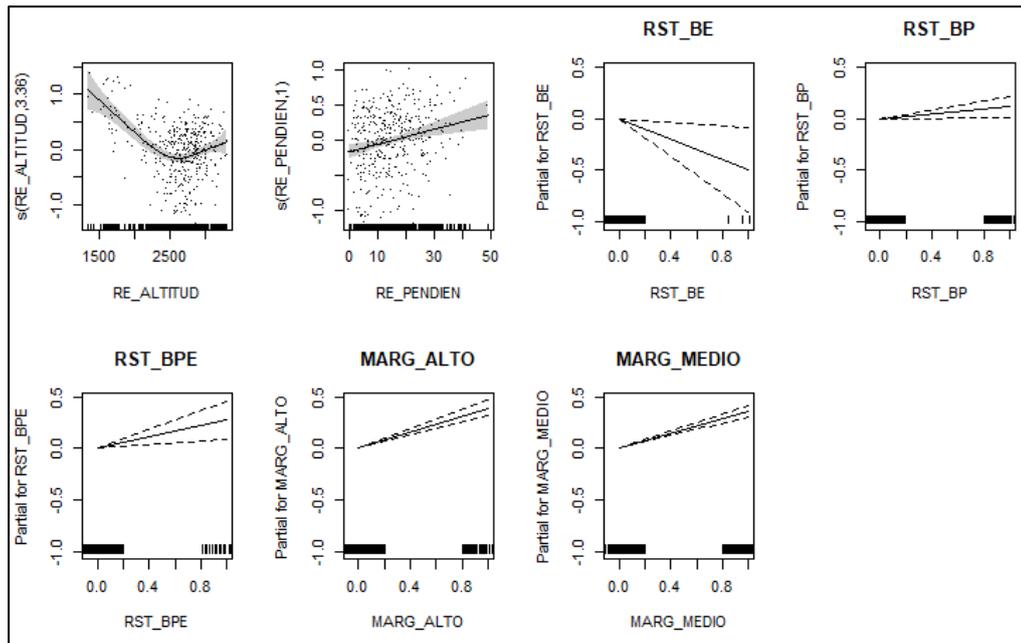


Figura 3. 14. Gráficos parciales de la modelación GAM para el índice de Shannon en arbustos. RE_ALTITUD: Altitud; RE_PENDIEN: Pendiente; RST_BE: Bosque de encino; RST_BP: Bosque de pino; RST_BPE: Bosque de pino-encino; MARG_ALTO: Marginación alta; MARG_MEDIO: Marginación Media. Intervalo de confiabilidad del 95%.

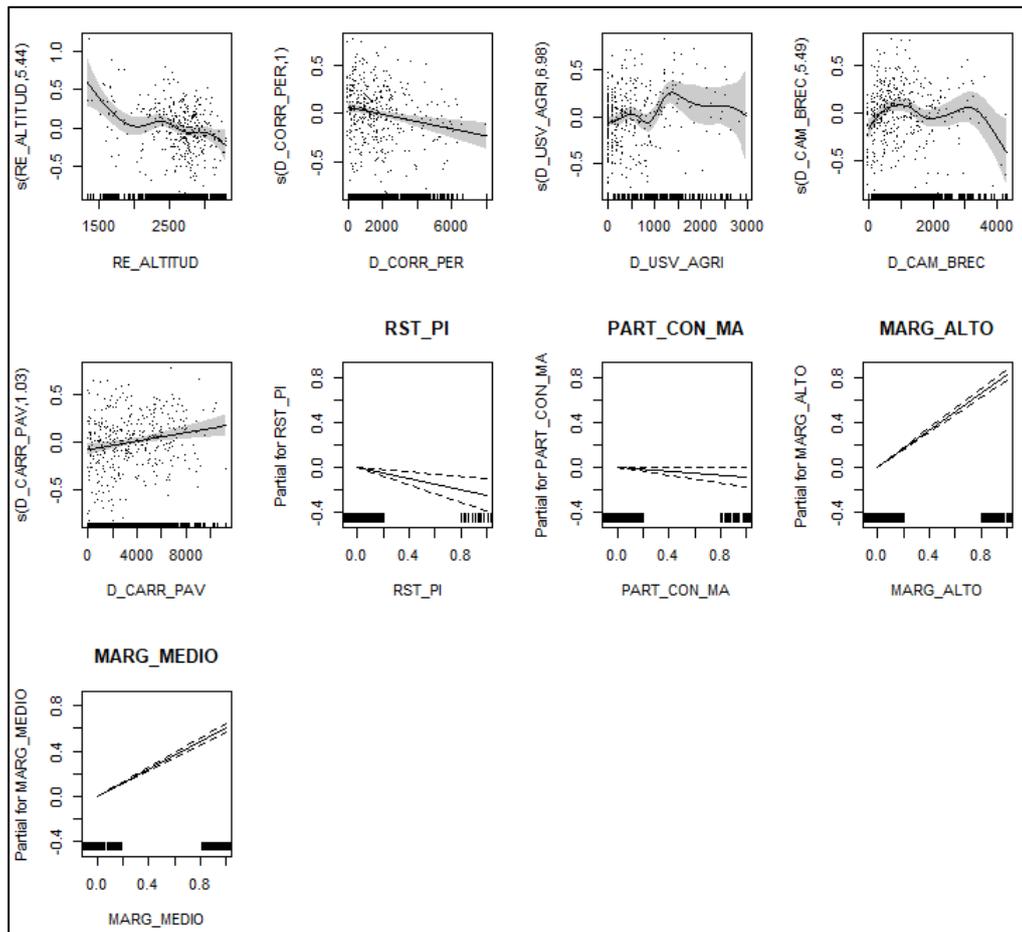


Figura 3. 15. Gráficos parciales de la modelación GAM para el índice de Shannon en hierbas. RE_ALTITUD: Altitud; D_CORR_PER: Distancia a corrientes perennes; D_USV_AGRI: Distancia a áreas agrícolas; D_CAM_BREC: Distancia a caminos brecha; D_CARR_PAV: Distancia a carreteras pavimentadas; RST_PI: Pastizal inducido; PART_CON_MA: Predios particulares con manejo; MARG_ALTO: Marginación alta; MARG_MEDIA: Marginación media. Intervalo de confiabilidad del 95%.

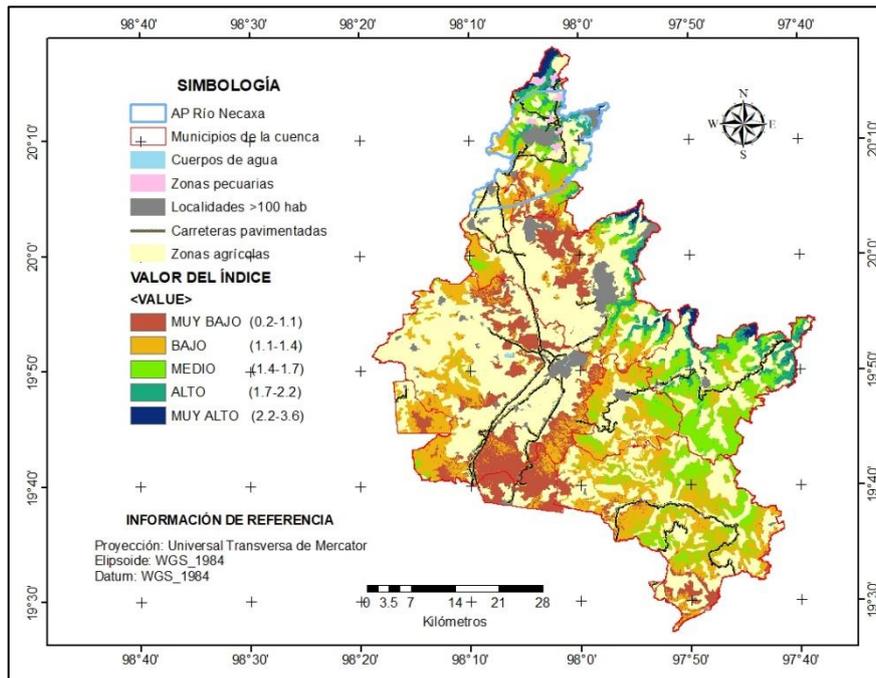


Figura 3. 16. Mapa de áreas potenciales calculadas con el índice de Shannon para la conservación de árboles en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: Elaboración propia.

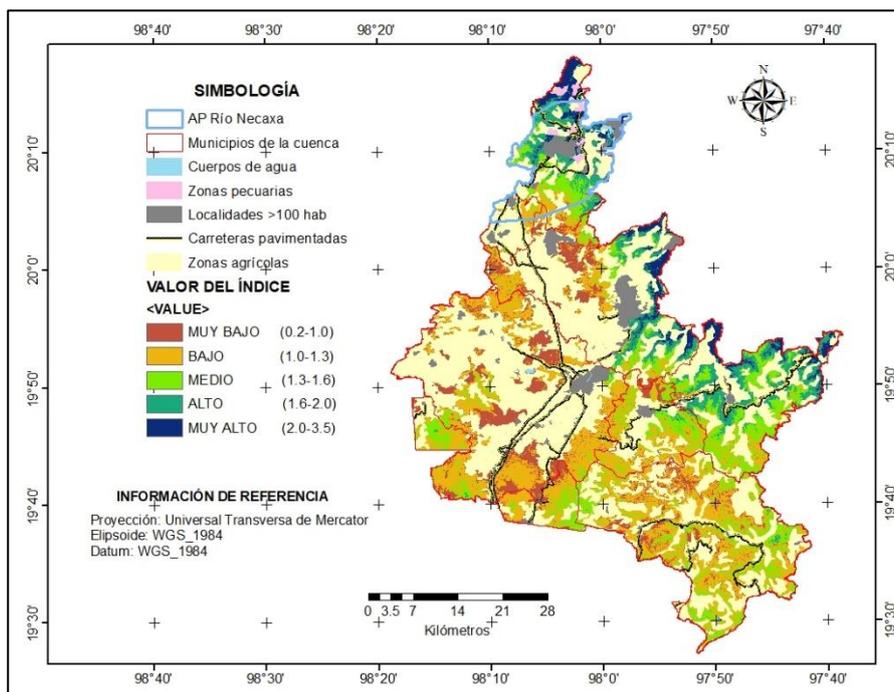


Figura 3. 17. Mapa de áreas potenciales calculadas con el índice de Shannon para la conservación de arbustos en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: Elaboración propia.

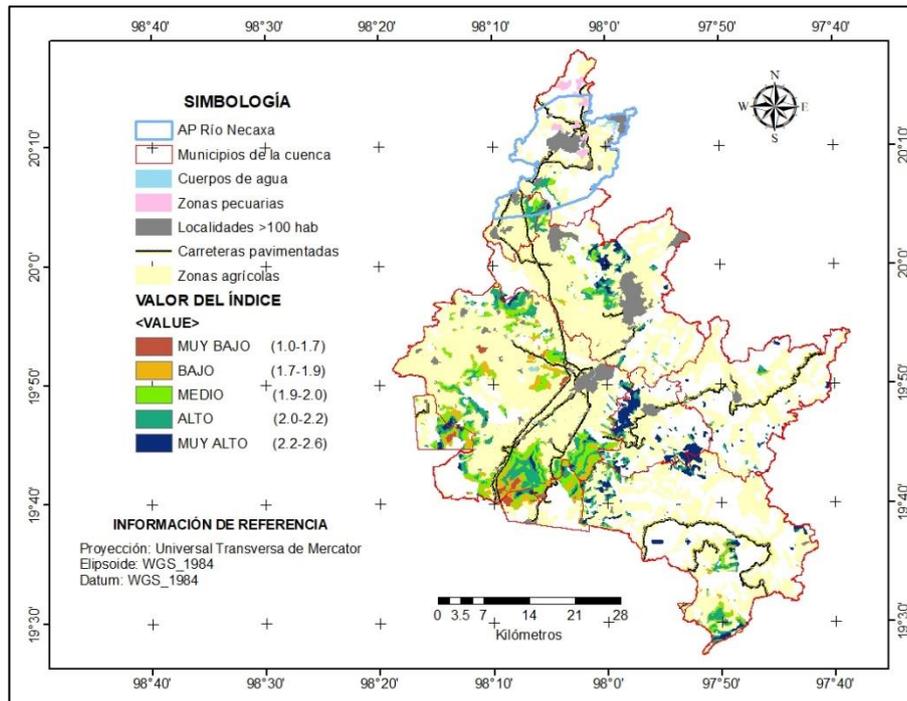


Figura 3. 18. Mapa de áreas potenciales calculadas con el índice de Shannon para la conservación de hierbas en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: Elaboración propia.

Los gráficos parciales para los tres estratos del índice de Simpson (Figuras 3.19-3.21) señalan a la altitud como variable no lineal en los tres estratos; también resultan no lineales la variable de la distancia a cuerpos de agua intermitentes para los arbustos, y la distancia a cuerpos de agua perennes, la distancia a las áreas agrícolas y la distancia a los caminos tipo brecha en las hierbas. El índice de Simpson en hierbas muestra a las variables de distancia a las corrientes de agua perennes y distancia a las carreteras pavimentadas como lineales, disminuyendo el índice conforme se aleje de las corrientes y aumentando el índice conforme se aleje de las carreteras.

La presencia de las variables de marginación en los tres estratos indica un aumento del índice de Simpson sobretodo en el nivel alto. La presencia de las variables de bosque de pino y de pino-encino en arbustos señala un aumento

del mismo índice, no así para las hierbas donde la presencia del pastizal inducido disminuye el índice. De las variables modeladas con *splines*, en los tres estratos del índice de Shannon se encuentran valores residuales que no se ajustan a los intervalos de confianza.

En las Figuras 3.22-3.24, se puede notar un patrón común para los tres estratos modelados con el índice de Simpson donde los valores del índice se encontraron muy marcados a ciertas zonas como en la clase muy baja de los árboles que estuvo distribuida en Chignahuapan, Zacatlán y Ahuazotepec; la clase muy baja de los arbustos, es parecida a la de los árboles solo que se extiende más hacia Aquixtla, parte sur de Tetela de Ocampo e Ixtacamaxtitlán; en las hierbas, la clase muy baja se encuentra poco representada en la parte sur de Chignahuapan. La clase baja para los árboles y arbustos se encuentra en los municipios de Aquixtla, Tetela de Ocampo, Ixtacamaxtitlán y algunas pequeñas zonas de Huauchinango, Chignahuapan y Zacatlán. La clase media para los árboles y arbustos se localiza en una delgada franja al norte de Huauchinango, Zacatlán y Tetela de Ocampo. La clase baja en las hierbas se encuentra mezclada con el nivel medio en todos los municipios de la cuenca pero principalmente en los municipios de Chignahuapan y Zacatlán. Las clases más altas para los árboles y arbustos se encuentran muy escuetamente al norte de Huauchinango y oriente de Zacatlán. Los niveles altos para las hierbas se extienden en Ixtacamaxtitlán, Tetela de Ocampo, Aquixtla y partes al norte de Huauchinango y Zacatlán.

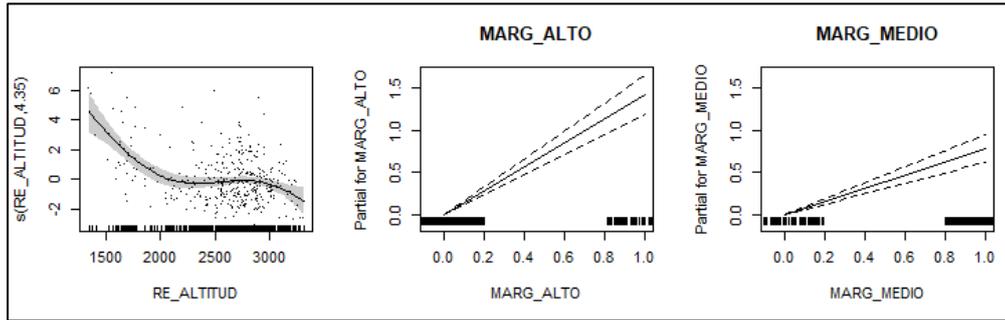


Figura 3. 19. Gráficos parciales de la modelación GAM para el índice de Simpson en árboles. RE_ALTITUD: Altitud; MARG_ALTO: Marginación alta; MARG_MEDIO: Marginación media. Intervalo de confiabilidad del 95%.

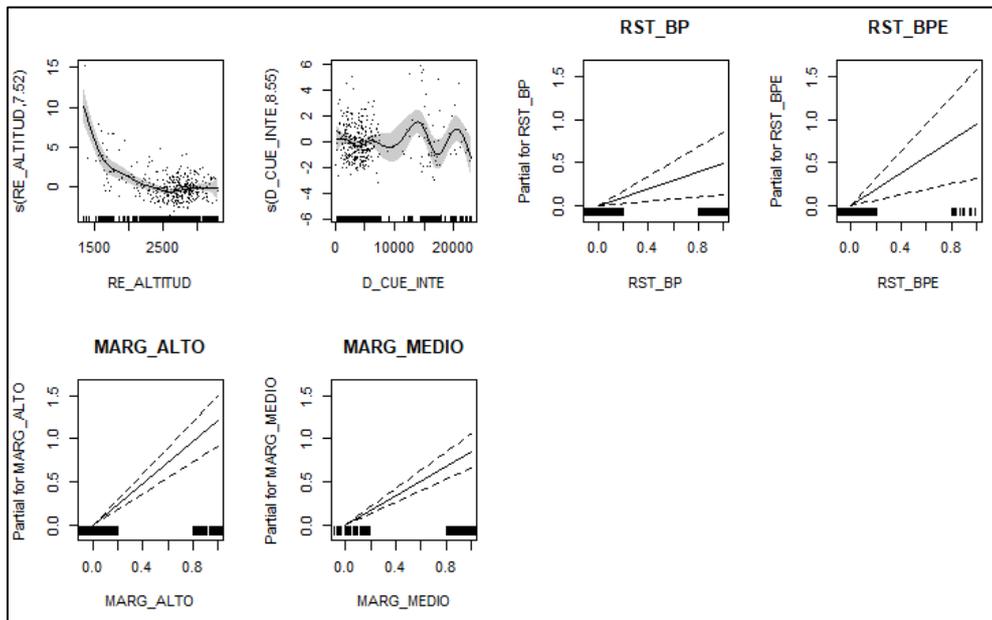


Figura 3. 20. Gráficos parciales de la modelación GAM para el índice de Simpson en arbustos. RE_ALTITUD: Altitud; D_CUE_INTE: Distancia a cuerpos de agua intermitentes; RST_BP: Bosque de pino; RST_BPE: Bosque de pino-encino; MARG_ALTO: Marginación alta; MARG_MEDIO: Marginación media. Intervalo de confiabilidad del 95%.

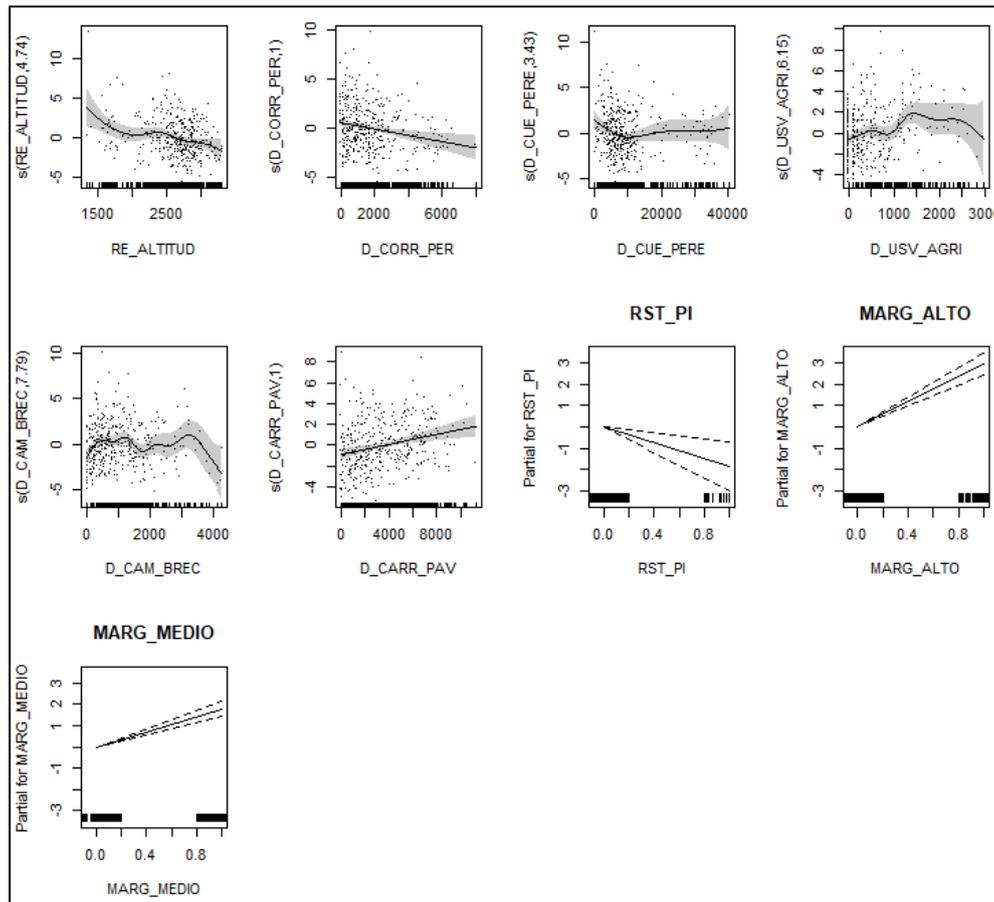


Figura 3. 21. Gráficos parciales de la modelación GAM para el índice de Simpson en hierbas. RE_ALTITUD: Altitud; D_CORR_PER: Distancia a corrientes de agua perennes; D_CUE_PERE: Distancia a cuerpos de agua perennes; D_USV_AGRI: Distancia a áreas agrícolas; D_CAM_BREC: Distancia de caminos brecha; D_CARR_PAV: Distancia a carreteras pavimentadas; RST_PI: Pastizal inducido; MARG_ALTO: Marginación alta; MARG_MEDIO: Marginación media. Intervalo de confiabilidad del 95%.

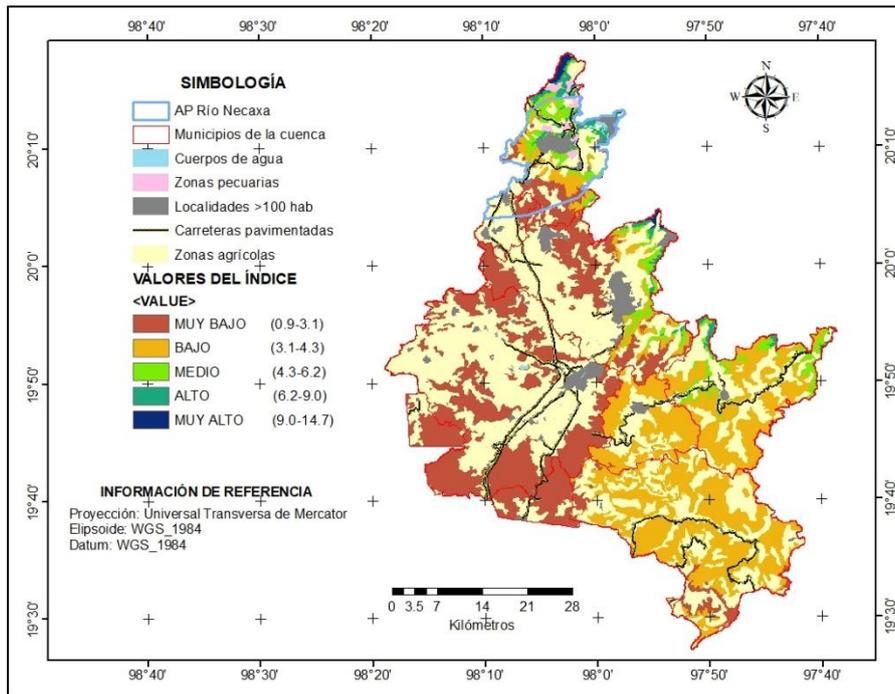


Figura 3. 22. Mapa de áreas potenciales calculadas con el índice de Simpson para la conservación de árboles en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: Elaboración propia.

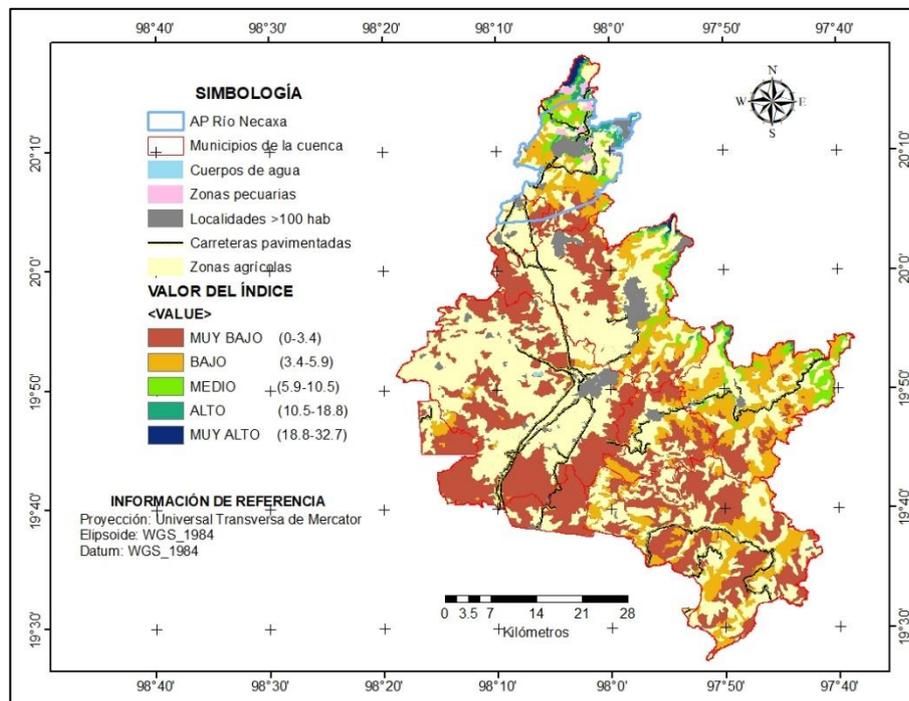


Figura 3. 23. Mapa de áreas potenciales calculadas con el índice de Simpson para la conservación de arbustos en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: Elaboración propia.

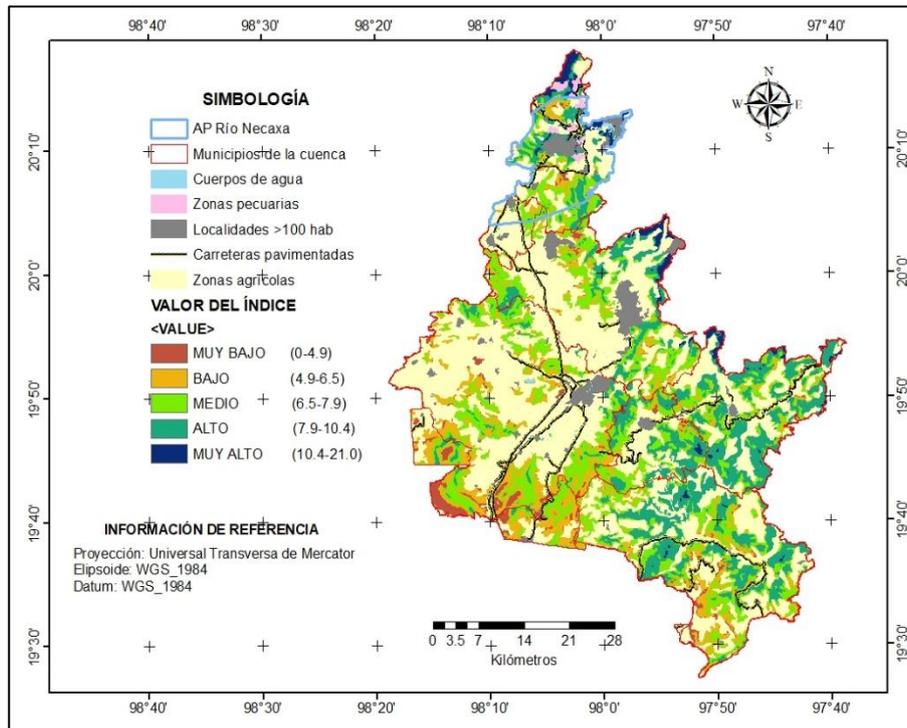


Figura 3. 24. Mapa de áreas potenciales calculadas con el índice de Simpson para la conservación de hierbas en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: Elaboración propia.

Los gráficos parciales para cada variable del índice de Margalef en los tres estratos (Figuras 3.25-3.27) muestran a la altitud como una variable no lineal; así también en las hierbas la distancia a Áreas Naturales Protegidas y la distancia a áreas agrícolas resultan ser no lineales con ascensos y descensos del índice. De las variables que no se comportan de manera lineal, en árboles, el índice aumenta mientras se aleje de las localidades; lo mismo pasa con los arbustos, donde el índice aumenta mientras incrementa la pendiente, la distancia a las Áreas Naturales Protegidas y la distancia a las corrientes intermitentes. Por el contrario, en las hierbas, la variable de distancia a corrientes de agua perennes disminuye el índice mientras aumente la distancia.

La presencia de las variables de marginación en los tres estratos, como las de bosque mesófilo de montaña en árboles, bosque de pino y bosque de pino-encino en arbustos, bosque de encino-pino en hierbas, indican un aumento del índice de Margalef; lo contrario, sucede con la variable de ejidos sin manejo en árboles, las variables de bosque de encino y bosque de encino-pino en arbustos y con la variable de predios particulares con manejo en hierbas.

En las Figuras 3.28-3.30, se puede notar que el nivel más bajo del índice de Margalef en árboles se encuentra poco representado en todos los municipios a excepción de Huauchinango y Ahuazotepec; lo contrario sucede con el estrato arbustivo, ya que su nivel más bajo del índice se encuentra sobre todo en los municipios al poniente de la cuenca pero pequeños manchones podemos encontrar en Aquixtla, Ixtacamaxtitlán y sur de Huauchinango. La clase más baja del índice en las hierbas está mezclada junto con su nivel medio sobre todo en los municipios de Chignahuapan y Ahuazotepec. La clases baja y media del índice en los árboles se encontró distribuida en todos los municipios de la cuenca pero sobre todo en Chignahuapan, Zacatlán y Ahuazotepec; lo contrario pasa con el nivel bajo en los arbustos, ya que se encuentra en su mayoría en los municipios al sur de la cuenca pero también hay pequeños manchones al sur de Huauchinango, norte de Ahuazotepec, norte de Zacatlán y sur de Tetela de Ocampo. Los niveles más altos del índice en árboles y hierbas abarcan partes de Zacatlán, Aquixtla e Ixtacamaxtitlán. Los niveles medio y alto del índice para los arbustos se encuentran en casi toda la orilla de la cuenca sobre todo al este de los municipios de Huauchinango, Zacatlán y Tetela de Ocampo.

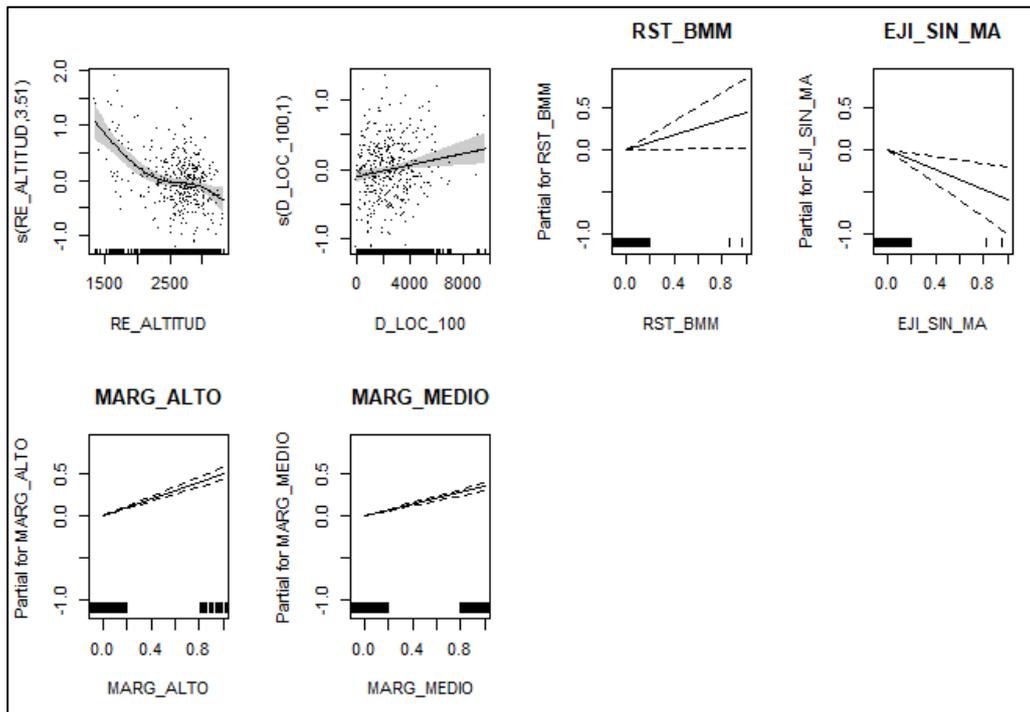


Figura 3. 25. Gráficos parciales de la modelación GAM para el índice de Margalef en árboles. RE_ALTITUD: Altitud; D_LOC_100: Distancia a localidades mayores a 100 habitantes; RST_BMM: Bosque Mesófilo de Montaña; EJI_SIN_MA: Ejidos sin manejo; MARG_ALTO: Marginación alta; MARG_MEDIO: Marginación media. Intervalo de confiabilidad del 95%.

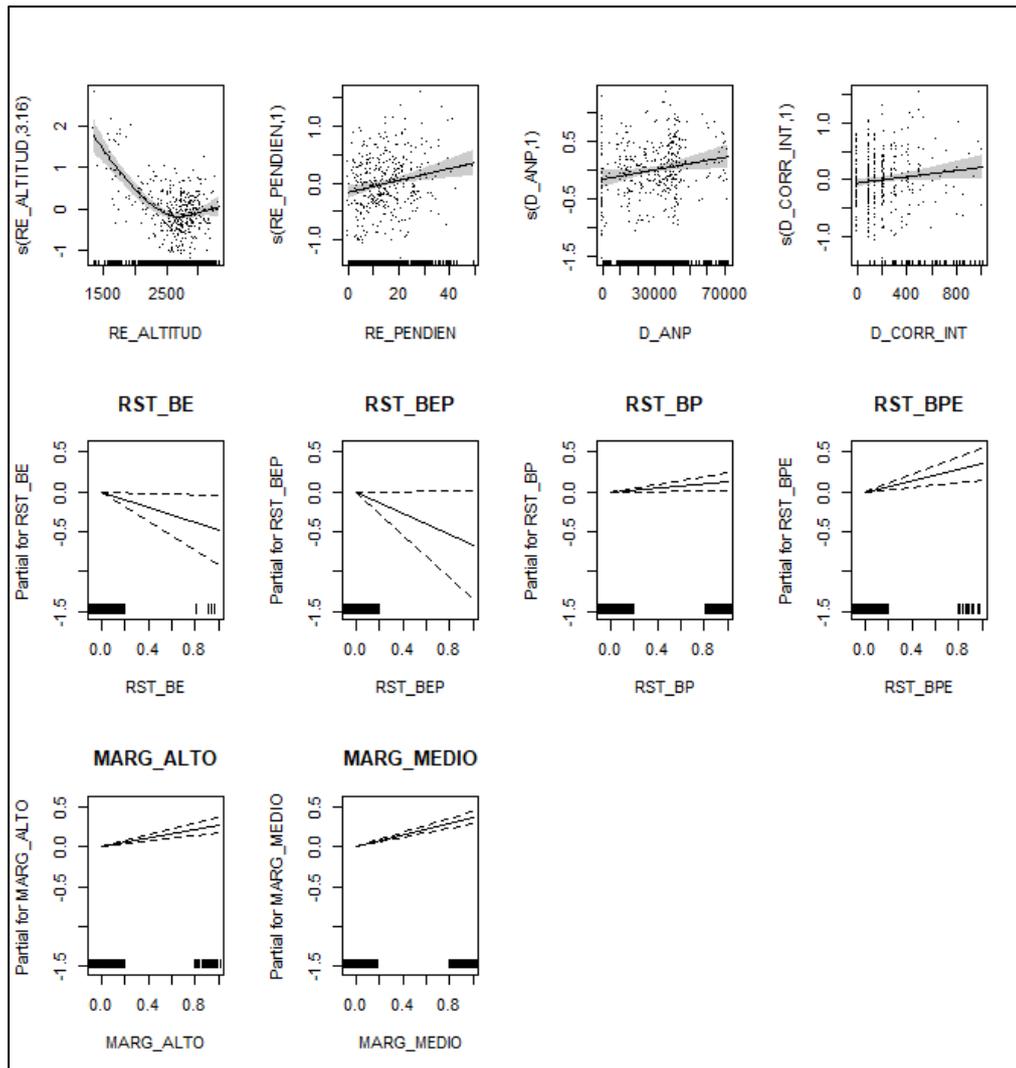


Figura 3.1. Gráficos parciales de la modelación GAM para el índice de Margalef en arbustos. RE_ALTITUD: Altitud; RE_PENDIEN: Pendiente; D_ANP: Distancia a Áreas Naturales Protegidas; D_CORR_INT: Distancia a corrientes de agua intermitentes; RST_BE: Bosque de encino; RST_BEP: Bosque de encino-pino; RST_BP: Bosque de pino; RST_BPE: Bosque de pino-encino; MARG_ALTO: Marginación alta; MARG_MEDIO: Marginación media. Intervalo de confiabilidad del 95%.

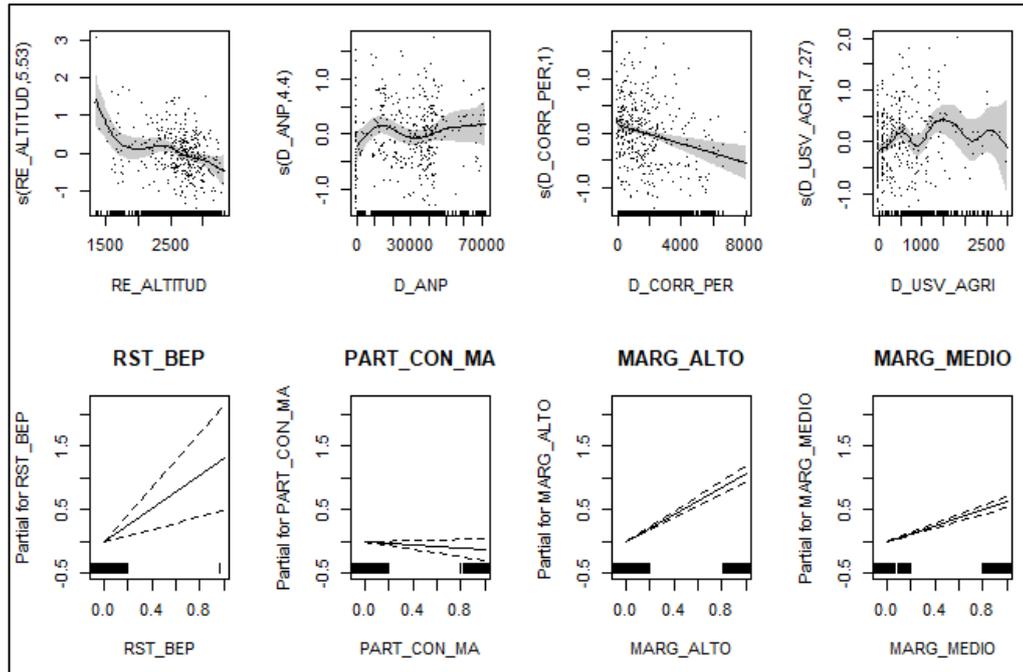


Figura 3.2. Gráficos parciales de la modelación GAM para el índice de Margalef en hierbas. RE_ALTITUD: Altitud; D_ANP: Distancia a Áreas Naturales Protegidas; D_CORR_PER: Distancia a corrientes de agua perennes; D_USV_AGRI: Distancia a áreas agrícolas; RST_BEP: Bosque de encino-pino; PART_CON_MA: Predios particulares con manejo; MARG_ALTO: Marginación alta; MARG_MEDIO: Marginación media. Intervalo de confiabilidad del 95%.

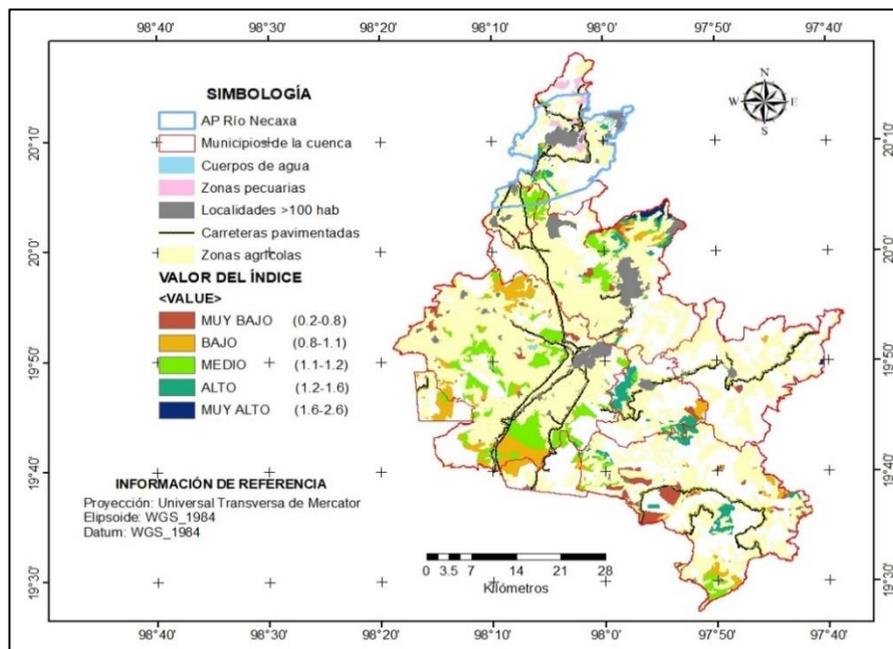


Figura 3.3. Mapa de áreas potenciales calculadas con el índice de Margalef para la conservación de árboles en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: Elaboración propia.

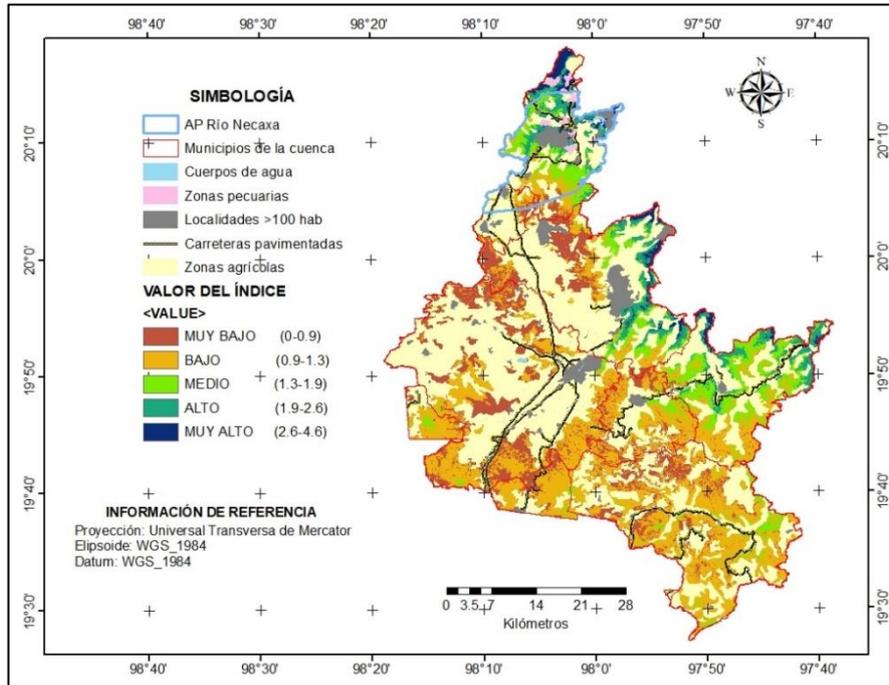


Figura 3.4. Mapa de áreas potenciales calculadas con el índice de Margalef para la conservación de arbustos en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: Elaboración propia.

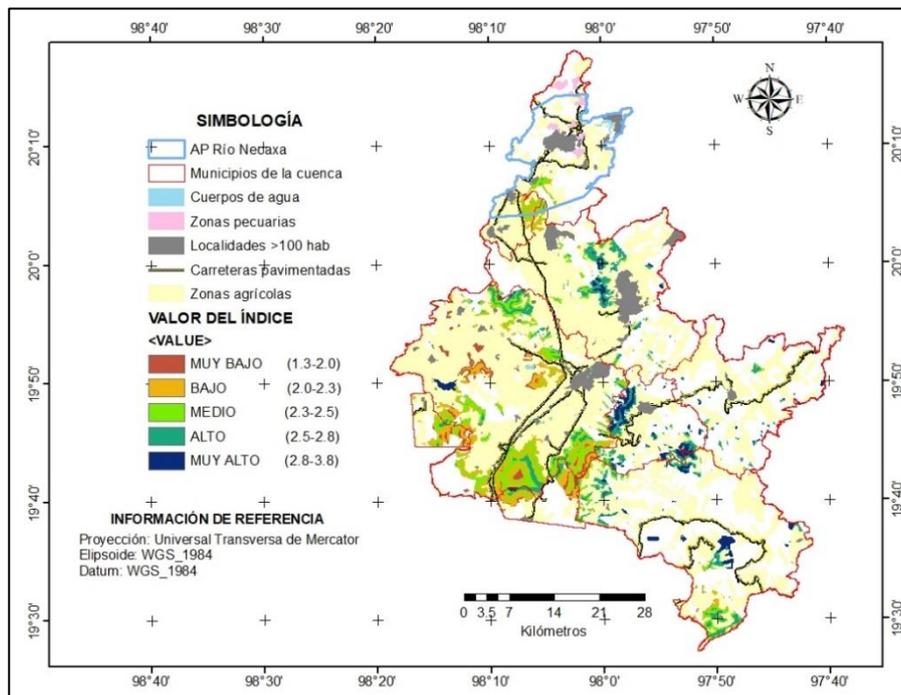


Figura 3.5. Mapa de áreas potenciales calculadas con el índice de Margalef para la conservación de hierbas en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán. Fuente: Elaboración propia.

Muchos estudios aseguran que las relaciones entre los seres vivos y su ambiente es complejo y que justamente las relaciones lineales entre las variables ambientales y los parámetros biológicos son de tipo no lineal (Gutiérrez-Estrada y Bilton, 2010; Furukawa *et al.*, 2011; Muenchow *et al.*, 2013; Zhao *et al.*, 2014; Antúnez *et al.*, 2017; Michaelsen, 2017). En este caso, a excepción sobre todo de la altitud, la mayoría de las variables modeladas con *splines* tuvieron una relación lineal independientemente del tipo de índice empleado, lo cual puede deberse a la resolución y escala de las variables tal como ha pasado en otros estudios (Parviainen *et al.*, 2008; Chuangye *et al.*, 2013); además, los resultados pueden ser modificados cuando exista una mejora en el muestreo y haya más datos disponibles (Parviainen *et al.*, 2008).

No existen investigaciones recientes con GAM que incluyan la mayoría de las variables que este trabajo evaluó. Sin embargo, algunos autores (Dobrowski *et al.*, 2008; Parviainen *et al.*, 2008; Syphard y Franklin, 2009; Chuangye *et al.*, 2013; Muenchow *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2017) que han estudiado vegetación aun cuando no hayan modelado índices de diversidad, también han utilizado variables topográficas (sobre todo altitud y pendiente) para crear modelos de distribución y algunos otros autores como Wang *et al.* (2017) han considerado que específicamente con las variables topográficas se mejora el poder explicativo de las distribuciones de la vegetación, como sucedió en esta investigación.

De los estudios con GAM, existen algunos de tipo marino que modelaron índices de diversidad pero sobretodo de los estudios de vegetación que aunque no utilizaron a variables de respuesta del tipo de índices de diversidad,

coinciden en tener como principal objetivo generar y mapear modelos de distribución de los seres vivos relacionándolos con variables ambientales (Austin *et al.*, 2006; Parviainen *et al.*, 2008; Syphard y Franklin, 2009; Dyakov, 2015; Räsänen *et al.*, 2016; Antúnez *et al.*, 2017; Peristeraki *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2017); en todos ellos, la información derivada sobre todo de los mapas pretende ser de gran ayuda para la conservación de la diversidad biológica, sea, tanto en la identificación de áreas como lo son los Hotspots de diversidad, las Áreas Protegidas, zonas de protección, entre otras parecidas, como también en la planeación de otras actividades como las forestales que de manera compatible se puedan llevar a cabo, sabiendo qué atributos físicos favorecen a la diversidad biológica y en qué medida, y así potencializar la producción en su máxima expresión.

3.5.2 Escenarios futuros alternativos en la cuenca de abasto

De manera general, y utilizando el índice de Shannon a nivel de cuenca en los tres estratos (Figuras 3.31-3.33) y con las variables modificadas no se observan grandes cambios. En el caso del estrato arbóreo, el cambio importante de mencionar es que al aumentar la superficie de localidades al 2030, se provocaría una disminución del índice. Otros cambios se observan en el estrato arbustivo en la variable de bosque de pino y en el estrato herbáceo pero en esos casos, la modelación extrajo completamente las áreas modificadas.

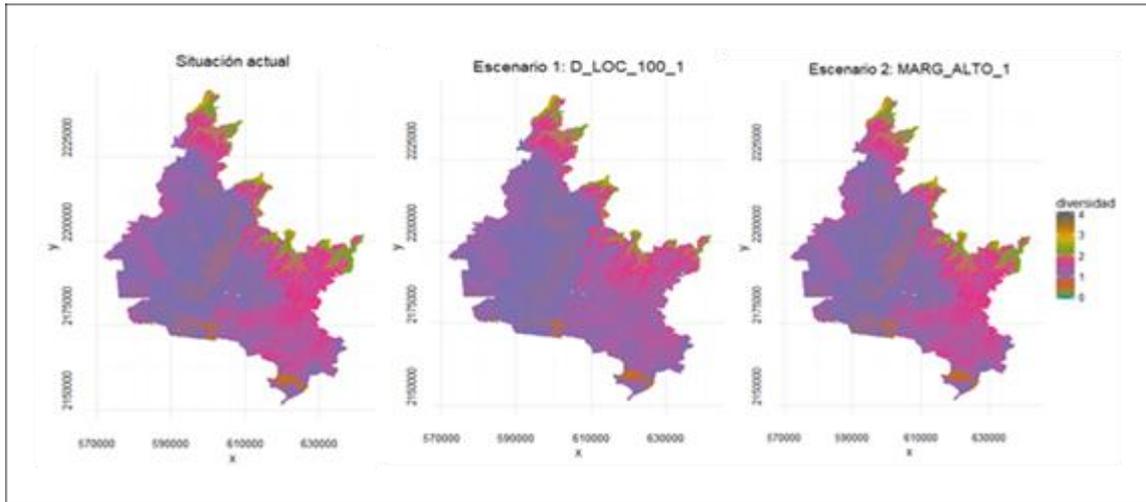


Figura 3.6. Escenarios futuros alternativos para el índice de Shannon en árboles. D_LOC_100_1: Distancia a localidades mayores a 100 habitantes; MARG_ALTO_1: Marginación alta modificada.

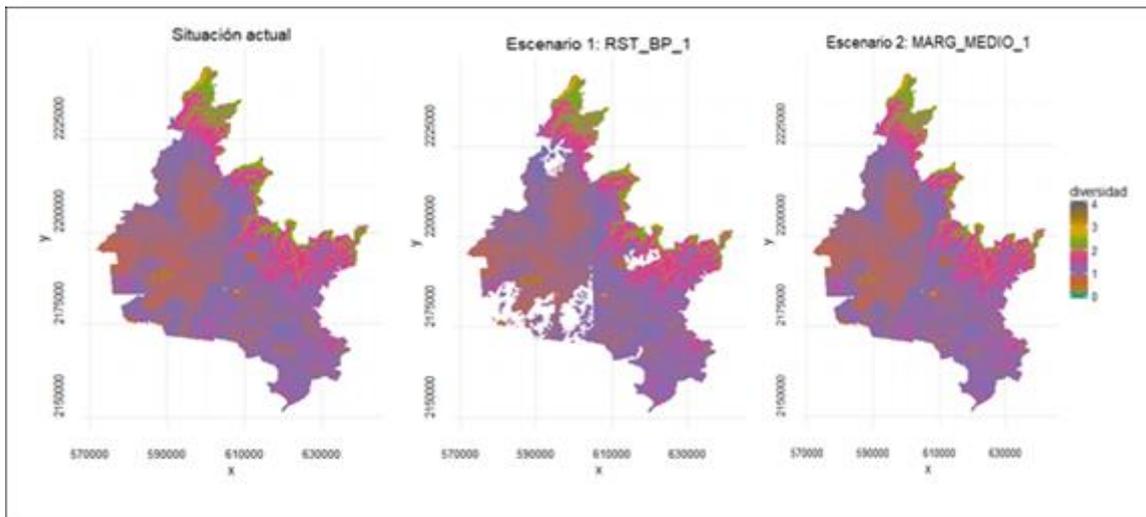


Figura 3.7. Escenarios futuros alternativos para el índice de Shannon en arbustos. RST_BP_1: Bosque de pino modificado; MARG_MEDIO_1: Marginación media modificada.

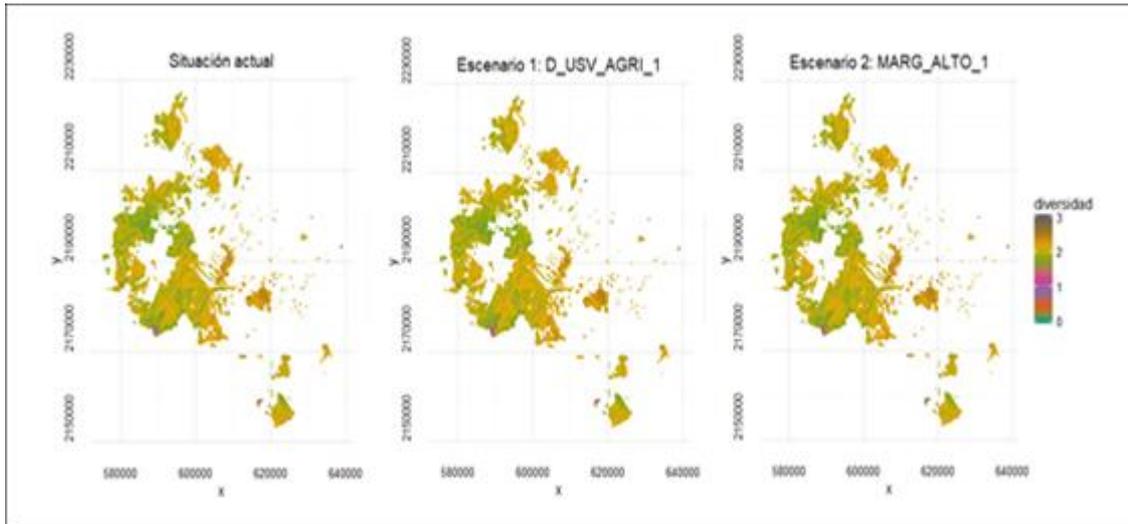


Figura 3.8. Escenarios futuros alternativos para el índice de Shannon en hierbas. D_USV_AGRI_1: Distancia a áreas agrícolas modificada; MARG_ALTO_1: Marginación alta modificada.

Los escenarios futuros generados para el índice de Simpson en árboles, arbustos y hierbas se muestran en las Figuras 3.34-3.36. Al igual que en el índice de Shannon, a nivel de cuenca en los tres estratos y con las variables modificadas no se observan grandes cambios. En el caso del estrato arbóreo, la presencia e incremento de los grados de marginación disminuyó el índice de Simpson a futuro. En el estrato herbáceo, se observan ligeras disminuciones del índice con el aumento de las áreas agrícolas y otras pequeñas disminuciones con la presencia de la marginación alta.

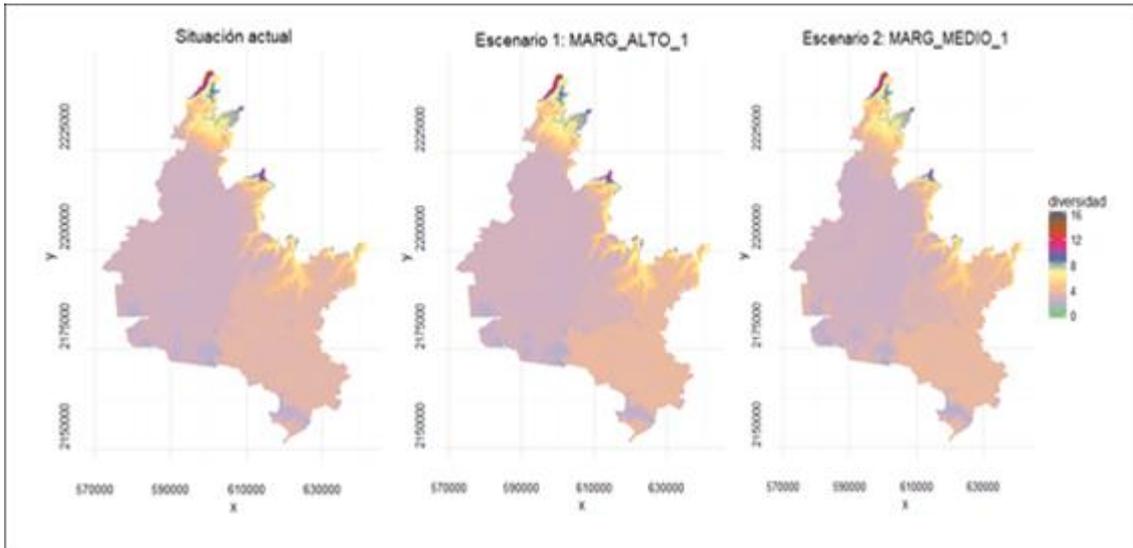


Figura 3.9. Escenarios futuros alternativos para el índice de Simpson en árboles. MARG_ALTO_1: Marginación alta modificada; MARG_MEDIO_1: Marginación media modificada.

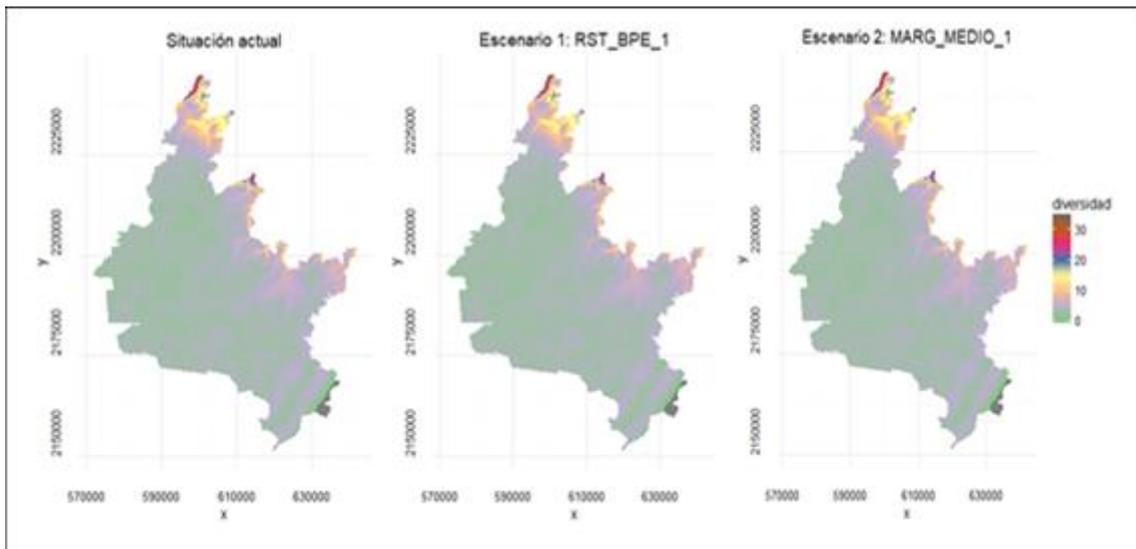


Figura 3.10. Escenarios futuros alternativos para el índice de Simpson en arbustos. RST_BPE_1: Bosque de pino-encino modificado; MARG_MEDIO_1: Marginación media modificada.

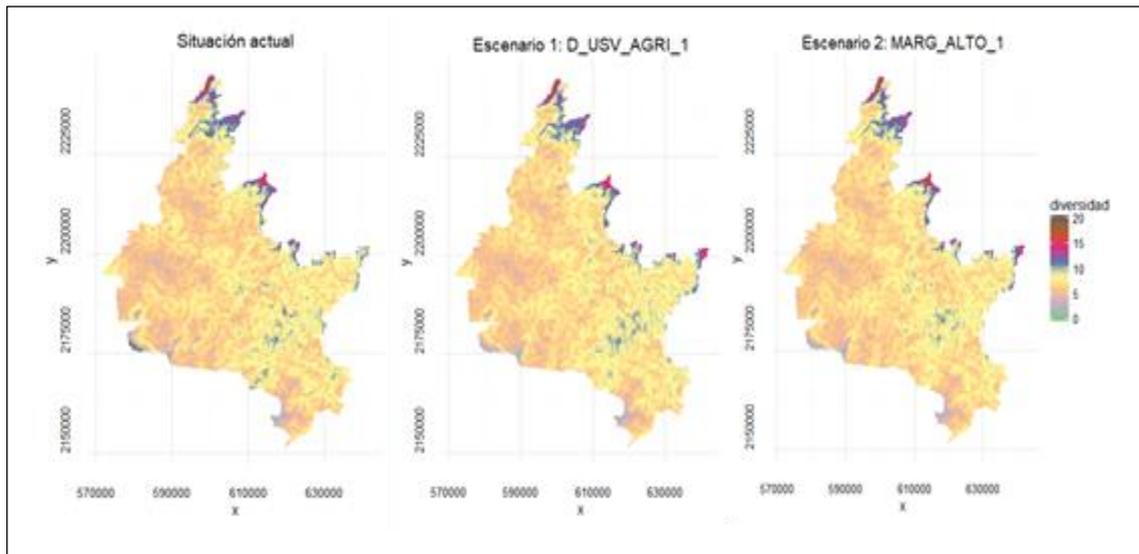


Figura 3.11. Escenarios futuros alternativos para el índice de Simpson en hierbas. D_USV_AGRI_1: Distancia a áreas agrícolas modificada; MARG_ALTO_1: Marginación alta modificada.

Los escenarios futuros generados para el índice de Margalef en árboles, arbustos y hierbas (Figuras 3.37-3.39). A nivel de cuenca en los tres estratos y con las variables modificadas no se observan grandes cambios entre las distribuciones actuales del índice y las futuras. Otros cambios se observan en los tres estratos en la superficie de la cuenca pero en esos casos, la modelación extrajo completamente las áreas modificadas.

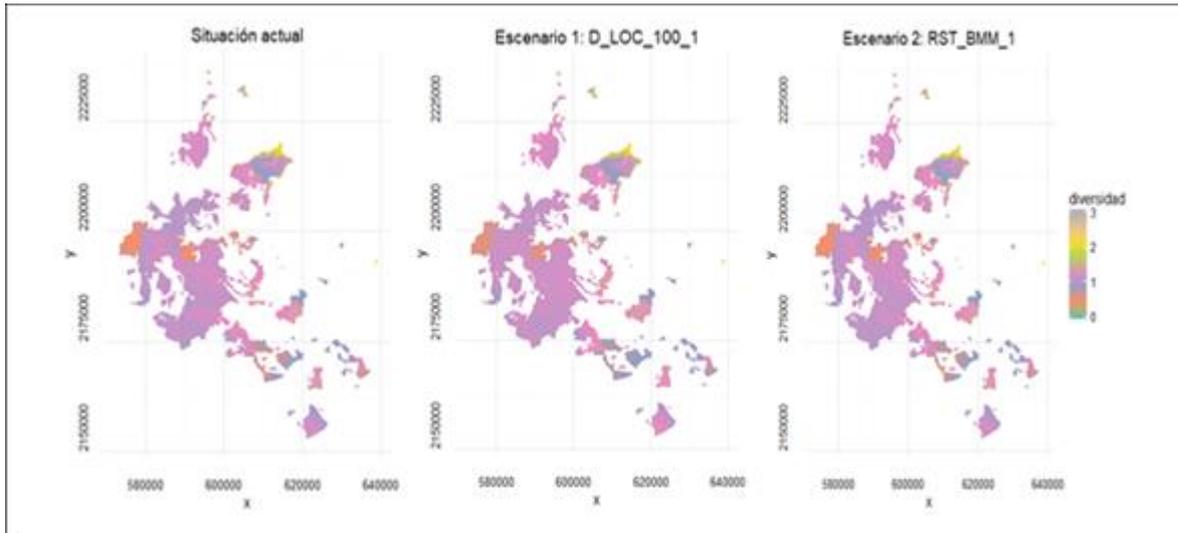


Figura 3.12. Escenarios futuros alternativos para el índice de Margalef en árboles. D_LOC_100_1: Distancia a localidades mayores a 100 habitantes modificada; RST_BMM_1: Bosque Mesófilo de Montaña modificado.

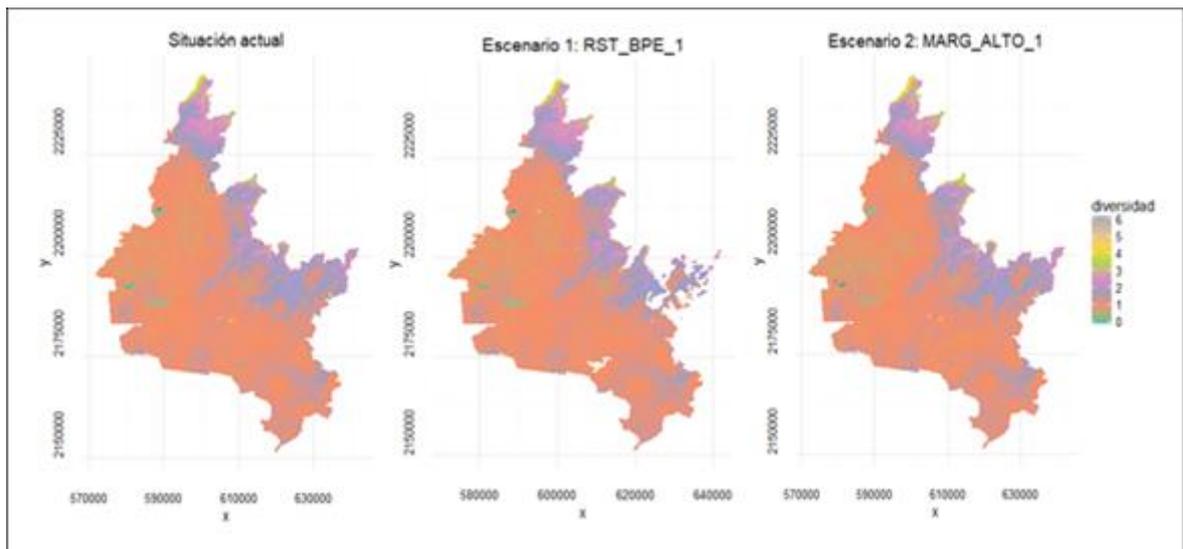


Figura 3.13. Escenarios futuros alternativos para el índice de Margalef en arbustos. RST_BPE_1: Bosque de pino-encino modificado; MARG_ALTO_1: Marginación alta modificada.

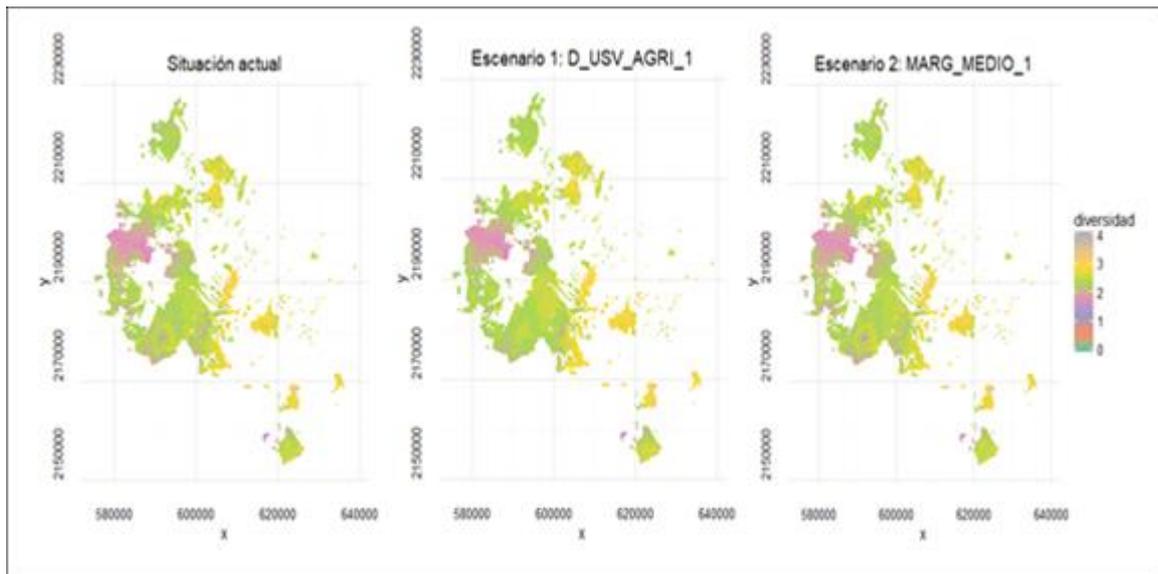


Figura 3.14. Escenarios futuros alternativos para el índice de Margalef en hierbas. D_USV_AGRI_1: Distancia a áreas agrícolas modificada; MARG_MEDIO_1: Marginación media modificada.

No existen muchos trabajos con modelación GAM sobre distribuciones espaciales de organismos que hayan incluido la creación de escenarios futuros entre sus objetivos. Existen algunos autores (Alahuhta *et al.*, 2011; Heubes *et al.*, 2011; Cacciapaglia y van Wodesik, 2018) que han incursionado en generar escenarios para cambio climático y en uno de ellos (Heubes *et al.*, 2011) al igual que en este trabajo, se utilizó la presencia de la población para crearlos. Particularmente en el trabajo de Heubes *et al.* (2011), el incluir en los escenarios a la población generó cambios importantes en sus distribuciones; para el caso de esta investigación, al momento de agregar las variables modificadas los índices respectivos si cambiaron, pero en los mapas debido a que los cambios fueron pocos resultan casi imperceptibles.

Un aspecto importante en la modelación es la calidad y escala de las entradas de los modelos, aspecto que pudo haber afectado en la generación de los escenarios. Autores que han modelado distribuciones con GAM para la

cobertura de dosel (Wang *et al.*, 2017) ya han reportado lo anterior, argumentando que la mezcla de variables de resolución fina como por ejemplo las que describen el suelo, con otras de tipo más grueso como las climáticas pueden meter ruido al modelo durante su procesamiento. En este trabajo aun cuando no se tuvo presencia de variables de tipo muy fino, ni muy grueso, se piensa que las diferentes escalas de origen de donde provinieron los datos pudieron haber influido en los resultados.

3.6 CONCLUSIONES

De acuerdo con la metodología empleada si fue posible predecir la distribución de los índices de diversidad vegetal en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán por medio de la modelación de muestreos de diversidad vegetal y distintas variables independientes. En la escala de cada tipo de índice empleado, la diversidad encontrada fue de media a baja y la variable que más influyó en forma no lineal los tres estratos fue la altitud.

Así también, la modelación tipo GAM permitió generar escenarios futuros alternativos en la zona de estudio para cada tipo de índice a partir de la modificación de las variables más influyentes. A nivel de cuenca de abasto, y para los estratos evaluados se observan pequeños cambios a futuro, sobre todo en la disminución de los índices de diversidad vegetal con respecto a variables como el aumento de los centros de población.

3.7 LITERATURA CITADA

Antúñez, P., Hernández-Díaz, J. C., Wehenkel, C. & Clark-Tapia, R. (2017). Generalized models: An application to identify environmental variables that significantly affect the abundance of three tree species. *Forests*, 8, 59. doi:10.3390/f8030059.59.

- Alahuhta, J., Heino, J. & Luoto, M. (2011). Climate change and the future distributions of aquatic macrophytes across boreal catchments. *Journal of Biogeography*, 38, 383–393. DOI:10.1111/j.1365-2699.2010.02412.x.
- Austin, M. P., Belbin, L., Meyers, J. A., Doherty, M. D. & Luoto, M. (2006). Evaluation of statistical models used for predicting plant species distributions: Role of artificial data and theory. *Ecological Modelling*, 199, 197–216.
- Berg, D. (2007). Bankruptcy prediction by generalized additive models. *Applied Stochastic Models in Business and Industry*, 23(2), 129-143.
- Cabrero-Ortega, Y. & García-Pérez, A. (2015). *Análisis Estadístico de Datos Espaciales con QGIS y R*. Madrid: Universidad Nacional de Educación a Distancia. 184 p.
- Cacciapaglia, C. & van Woesik, R. (2018). Marine species distribution modelling and the effects of genetic isolation under climate change. *Journal of Biogeography*, 45, 154-163. DOI: 10.1111/jbi.13115.
- Ceballos, G., Díaz-Pardo, E., Espinosa, H., Flores-Villela, O., García, A., Martínez, L., Martínez-Meyer, E., Navarro, A., Ochoa, L., Salazar, I. & Santos-Barrera, G. (2009). Zonas críticas y de alto riesgo para la conservación de la biodiversidad de México. En: J. Sarukhán, (Coord.). *Capital Natural de México, Vol. II: Estado de Conservación y Tendencias de Cambio* (pp. 575–600). México: CONABIO. Recuperado de: http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/pdf/CapNatMex/Vol%20II/II14_Zonas%20criticas%20y%20de%20alto%20riesgo%20para%20la%20conservacion.pdf
- Chapela, F. (Coord.). (2012). Estado de los bosques de México. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible-Agencia para el Desarrollo Internacional. Recuperado de: http://www.ccmss.org.mx/descargas/Estado_de_los_bosques_en_Mexico_final.pdf
- Chuangye, S., Chong, H. & Huiming, L. (2013). Predictive vegetation mapping approach based on spectral data, DEM and Generalized Additive Models. *Chinese Geographical Science*, 23(3), 331–343. DOI: 10.1007/s11769-013-0590-0.
- Clark, M. (2016). Generalized Additive Models. Consultado el día 17 de abril de 2018 en: <https://m-clark.github.io/docs/GAM.html>.
- Comisión Nacional Forestal [CONAFOR]. (2015). Estudio de cuenca de abasto para la Región Chignahuapan-Zacatlán. Recuperado de: <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/22/6249Chignahuapan%20-%20Zacatlan.pdf>.

- Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], Turismo de naturaleza de la Sierra Norte de Puebla A. C. & Asesores en Manejo de Recursos Forestales S. C. [ASMARF]. (2016). Estudio florístico de la cuenca de abasto de la región Chignahuapan-Zacatlán, Puebla, México. CONAFOR- Turismo de naturaleza de la Sierra Norte de Puebla A. C.-ASMARF. México. 640 p.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [CONANP]. (2016). Datos espaciales de las Áreas Naturales Protegidas Federales de la República Mexicana. Consultado el día 15 de septiembre de 2017 en: http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/info_shape.htm.
- Consejo Nacional de Población [CONAPO]. (2017). Proyecciones de la población por municipios y localidades. Consultado el día 06 de mayo de 2018 en: http://www.conapo.gob.mx/es/CONAPO/Proyecciones_Datos.
- _____. (2016). Índice de marginación por entidad federativa y municipio 2015. Consultado el día 27 de septiembre de 2017 en: <https://www.gob.mx/conapo/documentos/indice-de-marginacion-por-entidad-federativa-y-municipio-2015>.
- De Bock, K. W., Coussement, K. & Van den Poel, D. (2010). Ensemble classification based on generalized additive models. *Computational Statistics and Data Analysis*, 54, 1535-1546.
- Dobrowski, S. Z., Safford, H. D., Cheng, Y. B. & Ustin, S. L. (2008). Mapping mountain vegetation using species distribution modeling, image-based texture analysis, and object-based classification. *Applied Vegetation Science*, 11, 499-508. DOI: 10.3170/2008-7-18560.
- Dyakov, N. R. (2015). Rare plants distribution modeling using indirect environmental gradients. *Russian Journal of Ecology*, 46 (4), 332-338.
- Environmental Systems Research Institute [ESRI]. (2014). Software ArcGIS, version 10.3. Redlands, CA.
- Esteban, R., Verborgh, P. Gauffier, P., Giménez, J., Afán, I., Cañadas, A., García, P., Murcia, J. L., Magalhaes, S., Andreu, E. & de Stephanis, R. (2014). Identifying key habitat and seasonal patterns of a critically endangered population of killer whales. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(6), 1317-1325. DOI: 10.1017/S002531541300091X.
- Furukawa, T., Fujiwara, K., Kiboi, S. K. & Chalo-Mutiso, P. B. (2011). Threshold change in forest understory vegetation as a result of selective fuelwood extraction in Nairobi, Kenya. *Forest Ecology and Management*, 262, 962-969. DOI:10.1016/j.foreco.2011.05.030.

- Global Footprint Network. (2018). Calculation Factors National Footprint Accounts 2018 (Data year 2014). Consultado el día 05 de mayo de 2018. en: <http://data.footprintnetwork.org/#/>.
- Google, Inc. (2018). Software Google Earth Pro, version 7.3.1.4507. Mountain View, CA.
- Gutiérrez-Estrada, J. C. & Bilton, D. T. (2010). A heuristic approach to predicting water beetle diversity in temporary and fluctuating waters. *Ecological Modelling*, 221, 1451–1462. DOI:10.1016/j.ecolmodel.2010.03.007.
- Hastie, T. & Tibshirani, R. (1986). Generalized Additive Models. *Statistical Science*, 1(3), 297-318.
- Heinänen, S., Zydalis, R., Dorsch, M., Nehls, G. & Skov, H. (2017). High-resolution sea duck distribution modeling: Relating aerial and ship survey data to food resources, anthropogenic pressures, and topographic variables. *The Condor: Ornithological Applications*, 119, 175–190. DOI: 10.1650/CONDOR-16-57.1.
- Heubes, J., Kühn, I., König, K., Wittig, R., Zizka, G. & Hahn, K. (2011). Modelling biome shifts and tree cover change for 2050 in West Africa. *Journal of Biogeography*, 38, 2248–2258.
- Illoldi-Rangel, P. & Escalante, T. (2008). De los modelos de nicho ecológico a las áreas de distribución geográfica. *Biogeografía*, 3, 7-12.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI]. (2017). Conjunto de datos vectoriales del Marco Geoestadístico Nacional. Consultado el día 07 de septiembre de 2017 en: <http://www.beta.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463142683>.
- _____. (2017^a). Conjunto de datos vectoriales (E14B13-E14B14-E14B15-E14B23-E14B24-E14B25-E14B33-E14B34-E14B35-F14D73-F14D74-F14D75-F14D82-F14D83-F14D84-F14D85) de cartas topográficas. Escala: 1:50 000. Consultado el día 15 de agosto de 2017 en: <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/Descarga.aspx>.
- _____. (2016). Anuario estadístico y geográfico de Puebla 2016. INEGI. México. 952 p.
- _____. (2015). Conjunto de datos vectoriales (E14B13-E14B14-E14B15-E14B23-E14B24-E14B25-E14B33-E14B34-E14B35-F14D73-F14D74-F14D75-F14D83-F14D84-F14D85) de cartas topográficas. Escala: 1:50 000. Consultado el día 07 de septiembre de 2017 en: <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/topografia/default.aspx>.

- _____. (2015^a). México en cifras: Puebla. Consultado el día 28 de septiembre de 2017. en: <http://www.beta.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=21#>.
- _____. (2013). Conjunto de datos vectoriales (F14-11, F14-12, E14-02, E14-03) de la carta de uso de suelo y vegetación. Escala 1:250 000, Serie V. Consultado el día 11 de septiembre de 2017 en: <http://www.beta.inegi.org.mx/temas/mapas/usosuelo/>.
- Katsanevakis, S. & Maravelias, C. D. (2009). Bathymetric distribution of demersal fish in the Aegean and Ionian Seas based on generalized additive modeling. *Fisheries Science*, 75, 13–23. DOI 10.1007/s12562-008-0033-5.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Oxford: Blackwell Publishing. 215 p.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological Diversity and its Measurement*. New Jersey: Princeton University Press. 179 p.
- Margalef, R. (1972). Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity?. *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences*, 44, 211-235.
- Martínez-Castillo, R. (2007). Algunos aspectos de la huella ecológica. *Revista de las Sedes Regionales*, 8(14), 11-25.
- Mateo, R. G., Felicísimo, Á. M. & Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84, 217–240. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2011000200008>.
- Michaelsen, T. C. (2017). Spatial distribution of bats (Chiroptera) in valleys at northern latitudes in Europe. *Folia Zoologica*. 66(3), 196-202.
- Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA. Vol. 1. Zaragoza. 84 p.
- Muenchow, J., Feilhauer, H., Bräuning, A., Rodríguez, E. F., Bayer, F., Rodríguez, R. A. & von Wehrden, H. (2013). Coupling ordination techniques and GAMto spatially predict vegetation assemblages along a climatic gradient in an ENSO-affected region of extremely high climate variability. *Journal of Vegetation Science*, 24, 1154–1166.
- Muyllaert, K, Sabbe, K. & Vyverman, W. (2009). Changes in phytoplankton diversity and community composition along the salinity gradient of the Schelde estuary (Belgium/The Netherlands). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82, 335–340. DOI:10.1016/j.ecss.2009.01.024.
- Nogués-Bravo, D. (2009). Comparing regression methods to predict species richness patterns. *Web Ecol*, 9, 58–67.

- Noonan-Mooney, K. & Gibb, C. (2013). How are people affecting biodiversity?. En: C. Gibb, N. Pratt, and R. Sessa (Eds.). *The Youth Guide to Biodiversity* (pp. 13–21). 1st. Ed. Rome, Italy: FAO.
- Olguín, R. K. (2008). Estudio florístico preliminar en la Región Forestal Chignahuapan-Zacatlán, Puebla. Tesis de licenciatura. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Estado de México. 62 p.
- Paramo, J., Guillot-Illidge, L., Benavides, S., Rodríguez, A. & Sánchez-Ramírez, C. (2009). Aspectos poblacionales y ecológicos de peces demersales de la zona norte del caribe colombiano en relación con el hábitat: una herramienta para identificar áreas marinas protegidas (AMPs) para el manejo pesquero. *Caldasia*, 31(1), 123-144.
- Parviainen, M., Luoto, M., Rytta, T. & Heikkinen, R. K. (2008). Modelling the occurrence of threatened plant species in taiga landscapes: methodological and ecological perspectives. *Journal of Biogeography*, 35, 1888–1905.
- Peristeraki, P., Tserpes, G., Lampadariou, N. & Stergiou, K. I. (2017). Comparing demersal megafaunal species diversity along the depth gradient within the South Aegean and Cretan Seas (Eastern Mediterranean). *PLoS ONE*, 12(9), 1-18.
- Pinzon, J. & Spence, J. R. (2013). Modelos de distribución de especies y hotspots de biodiversidad. Memorias 40° Congreso SOCOLEN. Bogotá, Colombia. Recuperado de: <http://www.socolen.org.co/publicaciones/memorias-40-congreso-socolen>.
- Pisces Conservation Ltd. (2007). Software Species Diversity & Richness, versión 4.1.2.1554. Lymington, England.
- Räsänen A., Kuitunen M., Hjort J., Vaso A., Kuitunen T. & Lensu A. (2016). The role of landscape, topography, and geodiversity in explaining vascular plant species richness in a fragmented landscape. *Boreal Environment Research*, 21, 53–70.
- Rosete-Vergés, F. A., Pérez-Damián, J. L., Villalobos-Delgado, M. & Navarro-Salas, E. N. (2014). El avance de la deforestación en México 1976-2007. *Madera y Bosques*, 20(1), 21-35.
- RStudio, Inc. (2017). RStudio: Integrated Development for R, version 1.1.383. Boston, MA.
- Seaby, R. M. H. & Henderson, P. A. (2007). Species Diversity & Richness IV Help: Measuring and understanding biodiversity. Pisces Conservation. Lymington, England. 123 p.

- Sheeren, D., Bonthoux, S. & Balent, G. (2014). Modeling bird communities using unclassified remote sensing imagery: Effects of the spatial resolution and data period. *Ecological Indicators*, 43, 69–82.
- Syphard, A. D. & Franklin, J. (2009). Differences in spatial predictions among species distribution modeling methods vary with species traits and environmental predictors. *Ecography*, 32, 907–918.
- The Plant List. (2013). A working list of all plant species. Versión 1.1. Consultado del 07 al 09 de junio de 2017 en: <http://www.theplantlist.org/>
- Trópicos. (2018). Missouri Botanical Garden. Consultado del 07 al 09 de junio de 2017 en: <http://www.tropicos.org/>
- Wang, A., Goslee, S. C., Miller, D. A., Sanderson, M. A. & Gonet, J.M. (2017). Topographic variables improve climatic models of forage species abundance in the northeastern United States. *Applied Vegetation Science*, 20, 84–93.
- Young, M. & Carr, M. H. (2015). Application of species distribution models to explain and predict the distribution, abundance and assemblage structure of nearshore temperate reef fishes. *Diversity and Distributions*, 21, 1428–1440. DOI: 10.1111/ddi.12378.
- Zhao, J., Cao, J., Tian, S., Chen, Y., Zhang, S., Wang, Z. & Zhou, X. (2014). A comparison between two GAM models in quantifying relationships of environmental variables with fish richness and diversity indices. *Aquatic Ecology*, 48, 297–312. DOI 10.1007/s10452-014-9484-1.

CAPÍTULO IV. CONCLUSIONES E IMPLICACIONES

4.1 CONCLUSIONES GENERALES

Un aspecto importante del estudio incluyó conocer cuáles serían los métodos más adecuados que se han utilizado para definir áreas con potencial alto para la conservación de la biodiversidad debido a que la información al respecto es escasa y dispersa. El Capítulo II permitió cumplir con este propósito al recopilar y comparar métodos cuantitativos usados para definir estas áreas de conservación de la biodiversidad.

Los resultados encontrados en el Capítulo II permitieron tener un panorama general que puede servir a los planificadores y tomadores de decisión para definir áreas de conservación y también en el manejo de los recursos naturales en general. Las nueve herramientas metodológicas y 10 métodos cuantitativos encontrados resultaron ser insustituibles debido a las características de sus criterios pero se pueden hacer combinaciones de sus atributos para obtener mejores resultados. Particularmente, se recomendó hacer combinaciones de herramientas espaciales simples que incluyan índices de diversidad e incluir a su vez modelos estadísticos; de esta manera, se pueden obtener resultados baratos, precisos e integrales.

El objetivo del Capítulo III fue mapear la diversidad vegetal en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán con apoyo de los Modelos Aditivos Generalizados (GAM, por sus siglas en inglés); este tipo de modelación involucró las relaciones no lineales entre las variables dependientes (tres tipos de índices: Shannon, Simpson y Margalef) y 32 variables explicativas (altitud,

distancia a cuerpos de agua, distancia a carreteras, ejidos con manejo, grado de marginación, entre otras) y a su vez generar escenarios futuros alternativos a partir de la modificación de las variables más influyentes.

Los resultados encontrados en el Capítulo III indican que en los tres tipos de índices de diversidad calculados mostraron mayor número de frecuencias en las categorías más pequeñas por lo que la diversidad podría considerarse baja para los árboles y arbustos y media para las hierbas. Por su parte, la modelación GAM, permitió relacionar los índices de diversidad con pocas variables, donde la altitud tuvo mayor cantidad de relaciones no lineales con los índices así como ser una variable clave para la generación de distribuciones espaciales de los índices de diversidad de árboles, arbustos y hierbas. Las variables estrechamente relacionadas con los índices de diversidad no permitieron observar grandes cambios a nivel de cuenca en la generación de escenarios futuros alternativos.

El mapeo con la modelación mostró pocas diferencias entre tipos de índices y se espera sobre todo que los mapas derivados de la predicción de los índices de diversidad en el Capítulo III permitan a los planificadores y a los administradores o prestadores de servicios en la cuenca de abasto Chignahuapan-Zacatlán tomar decisiones en favor de sus recursos boscosos, particularmente, en el inventario, evaluación, manejo y conservación de la biodiversidad. Un ejemplo de esto, sería identificar con certeza qué zonas podrían ser candidatas a incluirse en un programa de pago por servicios ambientales por concepto de biodiversidad.

4.2 FORTALEZAS Y DEBILIDADES

Fortalezas

La correcta identificación de áreas potenciales de la biodiversidad permite tomar decisiones adecuadas en varios ámbitos como el científico, económico, social y ambiental; especialmente en este último, servirá de gran ayuda saber qué métodos y herramientas metodológicas pueden servir para identificar áreas de importancia de la biodiversidad, además de identificar áreas o zonas que podrían ser monitoreadas, resguardadas, o incluidas a programas de apoyo de la conservación de los recursos naturales.

Debilidades

La disponibilidad y calidad de la información espacial proviene de diversos medios digitales de instituciones del gobierno con datos en distintas escalas y formatos. Esto dificulta el proceso de estandarización de información y puede agregar un error atribuible al factor humano.

Es necesario contar con los conocimientos especializados para aplicar la metodología desarrollada en este estudio; como mínimo se requieren conocimientos en Sistemas de Información Geográfica, además de estadística básica, modelos estadísticos y geoestadística.

4.3 LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN

Se necesita incluir aspectos económicos y socioeconómicos en los métodos de definición de áreas potenciales, esto para poder darle valor económico y social

a la diversidad biológica y valorar su uso. Lo anterior se podrá complementar con información proveniente de parcelas permanentes de investigación.

En relación a la modelación hace falta conocer el comportamiento de la diversidad vegetal relacionada con otras variables explicativas obtenidas por medio de herramientas satelitales como las de NDVI y que puedan aplicar dicho método; aunado a esto, es necesario también, buscar el comportamiento de la modelación en diferentes tamaños de escalas (municipal y local). Se recomendaría aplicar métodos más robustos que GAM y que darían un mejor ajuste de los datos.

Finalmente, sería recomendable no solo evaluar la zona en base en su diversidad biológica sino también generar resultados considerando sus principales amenazas; además de probar otros escenarios futuros que incluyan los servicios ecosistémicos y el cambio climático.

ANEXOS

Anexo 1. Mapas de las variables independientes utilizadas en este estudio.

