



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN GEOGRAFÍA

Análisis del proceso de fragmentación y del impacto de la matriz de uso del suelo
en fragmentos de un bosque templado de la vertiente norte de la Sierra de Las
Cruces

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN GEOGRAFÍA

PRESENTA:
Karen Angélica Muro Hidalgo

DIRECTOR DE TESIS

Dr. Arturo García Romero
Departamento de Geografía Física
Instituto de Geografía, UNAM

Ciudad de México, marzo 2025



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Universidad Nacional Autónoma de México a través del Programa de Posgrado en Geografía por brindarme la oportunidad de tener una formación académica de calidad con una perspectiva humana.

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCyT) por la beca que me fue otorgada para la realización de mis estudios de posgrado.

Al proyecto PAPIIT IN300821 “Determinantes físicos y sociales del efecto de borde en fragmentos de bosque templado, centro de México” del Instituto de Geografía, por financiar una parte importante de este trabajo.

A mi tutor, el Dr. Arturo García Romero, por su enorme paciencia en la dirección de esta tesis, por darme la libertad y la confianza para explorar mis ideas, por abrirme las puertas de su grupo de investigación y por acompañarme con sus consejos durante todas las etapas.

A mis sinodales: La Dra. Lilia de Lourdes Manzo Delgado, la Dra Gabriela Santibáñez Andrade, el Dr. José Manuel Espinoza Rodríguez y el Dr. José Mauricio Galeana Pizaña, por sus notables contribuciones para que el proyecto pudiera alcanzar la calidad adecuada para permitirme obtener el grado académico.

A los compañeros del Equipo de Estudios en Geoecología y Ecología del Paisaje, quienes trabajaron en la recolección de los datos de campo: Ale, Fredo, Luis y Carlos quien además contribuyó con una parte importante de los datos previos. Además de los compañeros que con sus observaciones, perspectivas y acompañamiento contribuyeron con este trabajo, así como con otros aprendizajes relacionados al quehacer ecológico: Dalia, Francisco, Diana, Tatiana y Frank.

A los compañeros y amigos que hice durante el posgrado, cuando la virtualidad nos dificultaba relacionarnos se dieron gratos encuentros, Alex, Fer, Tatiana y Tania.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A mis padres por apoyarme durante mis estudios de maestría, por su sostén incondicional ante cualquier circunstancia.

A mis hermanas, por todas las aventuras que nos tocó vivir durante el tiempo que pasé en mis estudios de posgrado. A Nancy por no dejarme echar para atrás cuando las cosas se ponen serias, a Jessica por la paciencia y el acompañamiento durante los tiempos difíciles y a María Guadalupe porque desafía mis certezas.

A Paki

A la señora Maya y sus hijos la Nicté y el Oso por cuidarme y acompañarme en las largas noches de trabajo.

A mis mejores amigas, Claudia y Gaby porque siempre estamos unas para las otras y me acompañaron durante este viaje.

A mi bestie Oscar por su grandísimo apoyo durante este proyecto, por las mejores pláticas, consejos académicos y personales.

A Lukas, sin ti este trabajo no habría llegado al final, gracias por todas veces en que creí que jamás terminaría y me convenciste de que lo haría. Agradezco al universo por darme un compañero de vida tan comprensivo. Ich liebe dich.

RESUMEN

La fragmentación de un bosque derivada de la deforestación por causas antropogénicas, no solo genera la pérdida de hábitat para muchas especies, sino que impacta al ecosistema de diferentes maneras y a diferentes escalas. Mientras que a escala del paisaje se generan cambios en la composición y configuración de los fragmentos de bosque remanentes, a escalas más detalladas los fragmentos tienden al desarrollo de áreas de borde que están en contacto con el ambiente exterior, provocando cambios en los regímenes ambientales y en las comunidades biológicas. Las interacciones de estos nuevos bordes están determinadas por los tipos de matriz antrópica, y estas a su vez están determinadas por la historia de uso del suelo del área. Estos efectos de la fragmentación son de importancia para determinar el estado de conservación de un área.

Por lo anterior, el objetivo de esta tesis fue analizar el proceso de fragmentación de un bosque templado, así como evaluar la influencia de la matriz de uso del suelo sobre el efecto de borde en los remanentes forestales de la vertiente norte de la Sierra de Las Cruces, Estado de México. Para desarrollar esta investigación se partió de analizar la problemática que afecta al bosque en dos escalas de estudio: de paisaje y de fragmento. Para la primera escala el objetivo fue analizar las coberturas del suelo de los años 1999, 2010 y 2022, así como su impacto en el estado actual de la fragmentación y conectividad de los bosques templados en un área que cubrió 782.71 km². En los 23 años evaluados la cobertura dominante fue la forestal, la cual presentó un incremento en el año 2010. El análisis de fragmentación mostró que más de la mitad de la superficie del área de estudio se encuentra fragmentada, así como un aumento en el número de fragmentos asociados a la deforestación. En cuanto a la conectividad, el análisis de probabilidad de conectividad mostró que las especies cuya dispersión está por debajo de los 5 km tienen muy poca probabilidad de conectividad.

A escala de parche o fragmento se desarrollaron dos objetivos. El primero fue evaluar las diferencias en la composición y estructura de la vegetación, en relación con los factores ambientales y la cantidad de impactos antrópicos, en fragmentos de bosque colindantes a diferentes matrices de uso del suelo. El segundo objetivo fue evaluar la influencia de la matriz de uso de suelo en el efecto de borde, medido desde el margen y hacia el interior de los

fragmentos de bosque templado. Para el cumplimiento de ambos objetivos se tomaron datos de un estudio previo en 2019 así como muestreos en campo en el año 2022 de 15 transectos de 150 m de largo y 2 m de ancho, repartidos en fragmentos con tres diferentes matrices de uso del suelo (cultivo de temporal, pastizal secundario y asentamiento humano). En ellos se registró un total de 2, 223 individuos distribuidos en 59 especies; 560 correspondieron a árboles de 20 especies y 1,663 fueron arbustos de 39 especies, todas las especies se identificaron en el herbario de la facultad de ciencias. Para el primer objetivo a escala de parche se encontró que el tipo de matriz de uso del suelo influye en la vegetación, destacando que los asentamientos humanos suelen estar asociados con una mayor abundancia y diversidad de especies vegetales, en comparación con las áreas dedicadas a la agricultura o pastizales. Por su parte, los cultivos de temporal se relacionan con mayor temperatura, espesor de hojarasca, pendiente del terreno y apertura del dosel. La cantidad de impactos no tuvo diferencias significativas con las matrices de uso del suelo.

Finalmente, para el segundo objetivo a escala de fragmento, los resultados mostraron la existencia de un gradiente borde-interior que está determinado por una variable de la composición vegetal, la riqueza. En los fragmentos con matriz de cultivos de temporal se encontró un gradiente muy marcado, con un área de borde que fue de 0 a 50 m, un área de transición de 50 a 120 m y un área de núcleo de 120 a 150 m; la prueba de ANOVA confirmó que los grupos son estadísticamente significativos. En los fragmentos con matriz de Asentamiento humano también se formaron tres áreas internas, sin embargo, el análisis de varianza ANOVA indicó que la formación de dichas áreas no es significativa, lo que se atribuye a que dichos fragmentos pueden tener un efecto de borde extendido, que es promovido por los usos de suelo colindantes. Por otro lado, se realizó una regresión lineal entre las variables ambientales y la distancia recorrida dentro del transecto. Se tuvo que la humedad del suelo de los cultivos temporales y el pastizal secundario disminuyeron conforme aumenta la distancia del borde al centro de los fragmentos forestales; y finalmente, el espesor de la hojarasca y la temperatura ambiental aumentan al interior del bosque.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN	4
INTRODUCCIÓN.....	14
CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO CONCEPTUAL.....	16
1. IMPULSORES DE CAMBIO EN EL PAISAJE	19
1.1 HETEROGENEIDAD AMBIENTAL Y ANTRÓPICA	19
2. FRAGMENTACIÓN	23
2.1 MATRIZ.....	27
2.2 COMPOSICIÓN Y CONFIGURACIÓN ESPACIAL DE LOS FRAGMENTOS	28
3. EFECTO DE BORDE	33
3.1 EFECTOS ABIÓTICOS	34
3.2 EFECTOS BIÓTICOS.....	35
3.3 IMPACTOS ANTRÓPICOS.....	37
3.4 TIPOS DE BORDE	37
ANTECEDENTES	38
REFERENCIAS	42
CAPÍTULO II: DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN	53
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	53
JUSTIFICACIÓN.....	54
OBJETIVOS.....	56
OBJETIVO GENERAL	56
OBJETIVOS PARTICULARES	56
HIPÓTESIS	56
MÉTODOS.....	57
DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	57
DISEÑO DE MUESTREO.....	59
<i>Objetivo 1: Analizar el cambio de cubiertas del suelo en 1999, 2010 y 2022 y su impacto en el estado actual de la fragmentación de los bosques templados.</i>	<i>59</i>
<i>Objetivo 2: Evaluar las diferencias de la matriz de uso de suelo en la composición y estructura de la vegetación, así como de los factores ambientales e impactos antrópicos en los fragmentos de los bosques templados.</i>	<i>69</i>
<i>Objetivo 3: Identificar la influencia de la matriz de uso de suelo en el efecto de borde de los fragmentos de bosques templados.....</i>	<i>73</i>
REFERENCIAS	76
CAPÍTULO III: RESULTADOS Y DISCUSIÓN	80

<i>Objetivo 1. Analizar las cubiertas del suelo en 1999, 2010 y 2022 y su impacto en el estado actual de la fragmentación de los bosques templados.</i>	80
RESUMEN	80
Evaluación de la precisión	80
Coberturas en 1999, 2010 y 2022	81
Cambio de coberturas	83
Análisis de la fragmentación: métricas de configuración del paisaje	84
Análisis de Patrones Espaciales Morfológicos (MSPA)	87
Conectividad	88
DISCUSIÓN	92
Evaluación de la precisión	92
Cambio de coberturas	93
Análisis de la fragmentación: Métricas de configuración del paisaje	96
Conectividad	98
REFERENCIAS	102
<i>Objetivo 2. Evaluar las diferencias de la matriz de uso de suelo en la composición y estructura de la vegetación, así como de los factores ambientales e impactos antrópicos en los fragmentos de los bosques templados.</i>	108
RESUMEN	108
Atributos de composición de la comunidad vegetal	109
Riqueza	109
Abundancia	112
Diversidad	124
Atributos de estructura de la comunidad vegetal	129
Altura de árboles y arbustos	129
Diámetro a la altura de pecho (DAP) de árboles y arbustos	130
Radio de copa de árboles y arbustos	133
Factores ambientales por matriz de uso de suelo	137
Impactos antrópicos por tipo de matriz	149
REFERENCIAS	155
<i>Objetivo 3. Evaluar la influencia de la matriz de uso de suelo en la distancia del efecto de borde en los fragmentos de bosques templados.</i>	157
RESUMEN	157
Identificación de áreas de borde, transición y núcleo por tipo de matriz de uso de suelo	158
Matriz de Cultivos de temporal	159

Matriz de Asentamiento humano.....	163
Matriz de pastizal secundario	167
DISCUSIÓN.....	177
REFERENCIAS	183
CONCLUSION GENERAL.....	186
ALCANCES Y LIMITACIONES.....	189

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Modelo conceptual de los factores y efectos producidos por la fragmentación a nivel de paisaje y el efecto de borde en los fragmentos. Los números indican el subtema.	18
Figura 2. <i>Proceso de fragmentación del hábitat</i> (Tomado de Collinge 2009).	23
Figura 3. Tipos de metapoblaciones propuestas por Harrison (1991). La dispersión entre parches se ilustra mediante flechas (Hilty 2006).	26
Figura 4. Métricas de composición y configuración del paisaje, modificado de Fahrig <i>et al.</i> 2010.	29
Figura 5. Tipos de borde, a la izquierda un borde duro en contacto con una matriz de agricultura y a la derecha un borde suave en el que el bosque va perdiendo altura y densidad.	38
Figura 6. Localización del área de estudio.	57
Figura 7. Imágenes de áreas de entrenamiento por tipo de cobertura, así como sus definiciones.	64
Figura 8. Ejemplo de MSPA que muestra las clases: isletas (café), bucle (amarillo), puente (rojo), perforaciones (azul) y ramas (anaranjado), núcleo (verde), borde (negro), no bosque (gris).	68
Figura 9. Mapa de localización de los transectos, cultivo de temporal, pastizal secundario y asentamiento humano.	70
Figura 10. Esquema representativo de los transectos para muestreo de vegetación. Modificado de Granados <i>et al.</i> 2019.	70
Figura 11. Esquema representativo de los sectores dentro de los transectos para muestreo de vegetación. Modificado de Granados <i>et al.</i> 2019.	71
Figura 12. Clasificación de coberturas del suelo para los años a) 1999, b) 2010 y c) 2022.	83
Figura 13. Tamaño de malla efectiva (MESH) y porcentaje que corresponde al ADE en tres períodos 1999, 2010 y 2022.	86
Figura 14. Representación de los elementos morfológicos obtenidos mediante el MSPA para: a) 1999, b) 2010 y c) 2022.	88
Figura 15. Comparación de las superficies de parches por nivel de importancia para la conectividad por periodo.	90
Figura 16. Índice de Probabilidad de Conectividad (<i>dPC</i>) para las fechas de análisis a) 1999, b) 2010 y c) 2022.	91

Figura 17. Composición de las familias de la vegetación presentes en el área de estudio.	110
Figura 18. Composición de las especies presentes en el área de estudio.	111
Figura 19. Distribución geográfica de las especies vegetales encontradas en las diferentes matrices.	115
Figura 20. Abundancia de árboles y arbustos por tipo de matriz de uso de suelo colindante al bosque.	121
Figura 21. Abundancia de las especies vegetales en las tres matrices de uso del suelo colindante al bosque.	122
Figura 22. Abundancia de árboles por tipo de matriz de uso de suelo colindante al bosque.	123
Figura 23. Abundancia de arbustos por tipo de matriz de uso de suelo colindante al bosque.	124
Figura 24. Diversidad de Shannon-Wiener (H') por tipo de matriz de uso del suelo colindante al bosque.	125
Figura 25. Diversidad Shannon-Wiener (H') de árboles por tipo de matriz de uso del suelo colindante al bosque.	125
Figura 26. Diversidad de Shannon-Wiener (H') para arbustos por tipo de matriz de uso de suelo colindante al bosque.	126
Figura 27. Diversidad máxima de Shannon H' por tipo de matriz de uso del suelo colindante al bosque.	127
Figura 28. Equitatividad por tipo de matriz de uso de suelo colindante al bosque.	128
Figura 29. Alturas de árboles (m) por tipo de matriz de uso del suelo colindante al bosque. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.	129
Figura 30. Alturas de arbustos (m) por matriz de uso de suelo colindante al bosque. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.	130
Figura 31. DAP de árboles (cm) por tipo de matriz de uso del suelo colindante al bosque. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.	131
Figura 32. DAP de arbustos (cm) por tipo de matriz de uso del suelo colindante al bosque. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.	132
Figura 33. Radio de copa de árboles (m) por tipo de matriz de uso del suelo colindante al bosque. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.	133
Figura 34. Radio de copa de arbustos (m) por tipo de matriz de uso del suelo colindante al bosque. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.	134

Figura 35. Variables de composición y estructura vegetal estadísticamente significativas (Kruskall-Wallis), con los valores más altos y más bajos obtenidos en distintas matrices de uso de suelo. Se muestran únicamente las variables significativas en prueba Kruskall-Wallis.

136

Figura 36. Comparación de la temperatura del suelo ($^{\circ}\text{C}$) entre matrices de uso de suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

137

Figura 37. Comparación de la humedad del suelo (%) entre las matrices de uso de suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

138

Figura 38. Comparación de la compactación del suelo (PSI) entre diferentes matrices de uso de suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

139

Figura 39. Comparación del espesor de hojarasca (cm) entre las diferentes matrices de uso de suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

140

Figura 40. Comparación de la pendiente del suelo ($^{\circ}$) entre las diferentes matrices de uso de suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

141

Figura 41. Comparación de la humedad ambiental (%) entre las diferentes matrices de uso del suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

142

Figura 42. Comparación de la temperatura ambiental ($^{\circ}$) entre las diferentes matrices de uso de suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

143

Figura 43. Comparación de la apertura del dosel (%) entre las diferentes matrices de uso de suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

144

Figura 44. Listado de variables con los valores más altos y bajos obtenidos en distintas matrices de uso de suelo.

145

Figura 45. Comparación de la cobertura de suelo desnudo (%) entre las diferentes matrices de uso de suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

146

Figura 46. Comparación de la cobertura de vegetación viva (%) entre las diferentes matrices de uso de suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

147

Figura 47. Comparación de la cobertura de hojarasca (%) entre las diferentes matrices de uso de suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media. _____	148
Figura 48. Tipos de impactos humanos por tipo de matriz de uso del suelo colindante al bosque. _____	149
Figura 49. Matriz de correlación entre las variables de composición y estructura de la vegetación para el área de estudio. _____	158
Figura 50. Distribución de las variables en los dos componentes principales. _____	159
Figura 51. Dendrograma de conglomerados para la matriz de cultivos temporales. Las líneas azules corresponden a la formación de grupos con similitud del 70%. _____	160
Figura 52. Riqueza de especies por tipo de área para el bosque con matriz de cultivos de temporal. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 % las líneas negras dentro de los recuadros presentan las medianas y los círculos expresan la media. _____	161
Figura 53. Dendrograma de conglomerados para los bosques colindantes a la matriz de asentamiento humano. Las líneas azules corresponden a la formación de grupos con similitud del 70%. _____	164
Figura 54. Riqueza de especies por tipo de bosque colindante a la matriz de asentamiento humano. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 % las líneas negras dentro de los recuadros presentan las medianas y los círculos expresan la media. _____	165
Figura 55. Dendrograma de conglomerados para los bosques colindantes a la matriz de pastizal secundario. Las líneas azules corresponden a la formación de grupos con similitud del 70%. _____	168
Figura 56. Riqueza de especies por tipo de área para el bosque colindante a la matriz de pastizal secundario. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 % las líneas negras dentro de los recuadros presentan las medianas y los círculos expresan la media. _____	169
Figura 57. Listado de presencia de especies por área de borde, transición y núcleo en los tres tipos de matrices de usos del suelo colindante a los bosques. Árbol (círculo) y arbusto (cuadrado). _____	172
Figura 58. Modelo ajustado de la relación entre la humedad del suelo y la distancia dentro del bosque colindante a la matriz de cultivos temporales. _____	173
Figura 59. Modelo ajustado de la relación entre la humedad del suelo y la distancia dentro del bosque en matriz de pastizal secundario. _____	174
Figura 60. Modelo ajustado de la relación entre el espesor de la hojarasca(cm) y la distancia dentro del bosque colindante matriz con asentamiento humano. _____	175
Figura 61. Modelo ajustado de la relación entre la temperatura ambiental (°C) y la distancia dentro del bosque colindante a la matriz de pastizal secundario. _____	176

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Imágenes de satélite usadas en el análisis.	61
Cuadro 2. Métricas del paisaje de configuración y composición de la paquetería Makurhini.	65
Cuadro 3. Clases generadas por el análisis de patrones espaciales morfológicos.....	67
Cuadro 4. Precisión de las clasificaciones para los años 1999, 2010 y 2022.....	81
Cuadro 5. Clases de coberturas áreas y porcentaje de ocupación para los años 1999, 2010 y 2022.	82
Cuadro 6. Cambio de cobertura en área y porcentaje por periodo en el área de estudio.	84
Cuadro 7. Superficies de la cobertura forestal, tamaño y porcentajes de cobertura del parche más grande y parches aislados en los años de evaluación.	85
Cuadro 8. Métricas de fragmentación obtenidas para la cobertura de bosque, analizadas para los tres períodos 1999, 2010 y 2022.	86
Cuadro 9. Comparación entre los resultados del análisis de Patrones Espaciales Morfológicos para las tres fechas de evaluación y dinámica de cambio entre ellos.	87
Cuadro 10. Probabilidad de Conectividad (PC), y fracciones dPCIntra, dPCFlux y dPCConnect (Porcentajes %).	89
Cuadro 11. Superficie de parches por nivel de importancia para la conectividad.	90
Cuadro 12. Abundancia de árboles.	112
Cuadro 13. Abundancia de arbustos.....	113
Cuadro 14. Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies colindantes a los bosques con matriz de cultivo de temporal, con las variables densidad, área basal, frecuencia.	115
Cuadro 15. Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies colindantes a los bosques con matriz de pastizal secundario, con las variables densidad, área basal, frecuencia.	117
Cuadro 16. Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies colindantes a los bosques con matriz de asentamientos humanos, con las variables densidad, área basal, frecuencia.	119
Cuadro 17. Comparación de abundancias entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.....	121
Cuadro 18. Comparación de abundancias de árboles entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.	123
Cuadro 19. Comparación de arbustos entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.	124
Cuadro 20. Comparación de valores de diversidad de árboles (Shannon H') entre matrices de uso del suelo colindante al bosque.....	126
Cuadro 21. Comparación de valores de diversidad de arbustos (Shannon H') entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.....	127
Cuadro 22. Comparación de valores de diversidad de arbustos (Shannon H') entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.....	128
Cuadro 23. Comparación de alturas de arbustos (m) entre matrices de uso del suelo colindante al bosque.	130
Cuadro 24. Comparación del DAP de árboles (cm) entre matrices de uso del suelo colindante al bosque.	131
Cuadro 25. Comparación del DAP de arbustos (cm) entre matrices de uso del suelo colindante al bosque.	132

Cuadro 26. Comparación de los radios de copa de árboles (m) entre matrices de uso del suelo colindante al bosque.....	133
Cuadro 27. Comparación de los radios de copa de arbustos (m) entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.....	135
Cuadro 28. Prueba Kruskall-Wallis para la comparación de la temperatura del suelo (°C) entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.	137
Cuadro 29. Prueba Kruskall-Wallis para la comparación de la humedad del suelo (%) entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.	139
Cuadro 30. Prueba Kruskall-Wallis para la comparación de la compactación del suelo (PSI) entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.....	140
Cuadro 31. Prueba Kruskall-Wallis para la comparación del espesor de hojarasca (%) entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.	141
Cuadro 32. Prueba Kruskall-Wallis para la comparación de la pendiente del suelo (°) entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.	142
Cuadro 33. Prueba Kruskall-Wallis para la comparación de la humedad ambiental (%) entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.	143
Cuadro 34. Prueba Kruskall-Wallis para la comparación de la apertura del dosel (%) entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.	144
Cuadro 35. Prueba Kruskall-Wallis para la comparación de la apertura del dosel (%) entre pares de matrices de uso de suelo colindante al bosque.....	147
Cuadro 36. Prueba Kruskall-Wallis para la comparación entre la apertura del dosel (%) entre matrices.....	148
Cuadro 37. Tipos de impactos humanos por matriz.....	150
Cuadro 38. Análisis de PERMANOVA para los tipos de matriz en relación con los impactos antrópicos.....	150
Cuadro 39. Análisis de varianza (ANOVA) para la matriz de cultivos de temporal entre las áreas de borde, transición y núcleo.....	160
Cuadro 40. Abundancia y porcentaje de especies entre las áreas de borde, transición y núcleo para la matriz de cultivos de temporal.....	161
Cuadro 41. Análisis de varianza (ANOVA) para los bosques colindantes a la matriz de asentamiento humano entre las áreas de borde, transición y núcleo.....	164
Cuadro 42. Abundancia y porcentaje de especies entre las áreas de borde, transición y núcleo con los bosques colindantes a la matriz de asentamiento humano.....	165
Cuadro 43. Análisis de varianza (ANOVA) para los bosques colindantes a la matriz de pastizal secundario entre las áreas de borde, transición y núcleo.....	168
Cuadro 44. Abundancia y porcentaje de especies entre las áreas de borde, transición y núcleo en los bosques colindantes a la matriz de pastizal secundario.....	169
Cuadro 45. Análisis de varianza para modelo de regresión lineal para los bosques colindantes a la matriz de cultivos temporales.....	173
Cuadro 46. Análisis de varianza para modelo de regresión lineal para los bosques colindantes a la matriz de pastizal secundario.....	174
Cuadro 47. Análisis de varianza para modelo de regresión lineal para la hojarasca en los bosques colindantes a una matriz de asentamiento humano.....	175
Cuadro 48. Análisis de varianza para modelo de regresión lineal para la temperatura ambiental en los bosques colindantes a la matriz de asentamiento humano.....	176

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, la fragmentación de ecosistemas ha sido reconocida a nivel global como una de las amenazas más significativas a la biodiversidad. Entre los impulsores de este proceso ecológico se encuentran la expansión de la mancha urbana, el avance de la frontera agrícola, la construcción de infraestructura, entre otros. El impacto de estos procesos se ha evidenciado en la división y reducción extensas áreas forestales en pequeños fragmentos que quedan cada vez más aislados y embebidos en una matriz de uso del suelo distinta a la original. La fragmentación no sólo tiene repercusiones en el tamaño de los fragmentos, sino también en otras características espaciales del paisaje, como en la composición y configuración, así como en el aumento de la proporción de las áreas de borde respecto de las áreas de interior. Los fragmentos de vegetación enfrentan una serie de adversidades al quedar expuestos a los ambientes externos y, con el paso del tiempo provocan el desarrollo de áreas de borde, en las que ocurren una serie de cambios diversos y complejos, pero que en lo general se caracterizan por la pérdida de atributos de las comunidades vegetales y así como cambios en los regímenes abióticos.

En México, los bosques de la región central del país han sido altamente afectados por una serie de factores antrópicos asociados a la agricultura primero, y luego a la urbanización de extensas superficies. En el caso particular de la Sierra de Las Cruces, ubicada al oeste de la cuenca del Valle de México, desde mediados del siglo pasado los bosques han sido afectados por la deforestación, y los remanentes forestales han quedado expuestos al ambiente físico exterior, a las condiciones de uso de dichas áreas y al manejo por parte de las comunidades locales. Para abordar esta problemática se han realizado estudios sobre la fragmentación forestal y los efectos de borde, los cuales consideran una visión integral del proceso, sus causas y consecuencias; sin embargo, la matriz es un componente cada vez más común en los paisajes y los estudios que se centran en sus efectos en la vegetación no son tan comunes, por lo cual sus posibles repercusiones en el ecosistema aún permanecen a la espera de atención.

El presente proyecto tiene como objetivo apoyar la generación de conocimiento en torno al estado de conservación que presentan los bosques de la Sierra de Las Cruces, al occidente de la Cuenca de México, en dos escalas de estudio. A escala del paisaje se retoman

métodos de la ecología del paisaje para el análisis de la estructura espacial de los fragmentos forestales y su influencia sobre los procesos ecológicos, y donde a partir del análisis de teledetección se identifican las coberturas más dominantes, las tendencias de fragmentación y los puntos críticos de conectividad. También, a escala del paisaje se analiza una de las consecuencias de la fragmentación, el desarrollo de bordes, en un contexto de colindancia con distintas matrices de usos de suelo, y en la que se estudia la estructura y la dinámica de las comunidades vegetales, las cuales son consideradas como importantes indicadores ecológicos y del deterioro ambiental.

CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO CONCEPTUAL

Para abordar el proceso de la fragmentación de bosques templados en la vertiente norte de la Sierra de Las Cruces, así como una de sus principales implicaciones ecológicas denominada el efecto de borde, se elaboró el presente modelo conceptual (Figura. 1). El modelo está compuesto por dos secciones que indican las escalas a las que se abordará la problemática: escala de paisaje y escala de fragmento. A su vez estas escalas serán retomadas en los objetivos de esta tesis.

En una escala de paisaje, se inicia identificando los factores que impulsan el cambio en un paisaje, ya sea de manera natural o generado por la influencia antrópica (ver subtítulos 1 y 1.2). Se identifica a la pérdida de cobertura forestal por deforestación como uno de los principales modificadores de la cubierta terrestre en la actualidad, debido al establecimiento de diversas formas de utilización de la tierra. A medida que un bosque es reemplazado por otro uso de suelo, se crean parches de vegetación que eventualmente estarán aislados dentro de una matriz, a este proceso se le conoce como fragmentación de ecosistemas (ver subtítulos 2 y 2.1).

La fragmentación genera cambios en la composición y configuración espacial del bosque creando nuevos patrones que dependen de la historia de modificación paisajística. Las formas, los tamaños, la disposición y la conectividad de los remanentes tienen implicaciones en la funcionalidad del ecosistema y pueden ser tanto positivas como negativas y van desde aumentos en la disponibilidad nutrientes, flujos y productividad ecológica, así como también generan una reducción en la riqueza de especies, tamaños de población y movilidad de especies hasta aumentos en especies exóticas y depredación de la flora y fauna nativas (ver subtítulo 2.1).

El modelo sigue a escala de parche, en donde aborda el efecto de borde como una de las causas principales de la fragmentación (ver subtema 3). Al incrementar la cantidad de fragmentos de vegetación también aumenta la cantidad de área de borde expuesta a la intemperie, en donde la matriz y el bosque colindante interactúan generando áreas con condiciones abióticas y bióticas gradualmente distintas a las de un hábitat interior. En el aspecto abiótico los cambios pueden generarse en el microclima, creando condiciones

diferenciadas de temperatura, humedad del suelo y del ambiente, así como en la intensidad de viento y luz entre otros (ver subtema 3.1). Lo anterior, genera una respuesta en la comunidad biológica impactando en la composición de especies, la estructura, la diversidad, así como también puede moldear otras interacciones inter e intra específicas (ver subtema 3.2).

La intensidad y magnitud de los cambios bióticos y abióticos en las áreas de borde también pueden estar relacionada con el contraste que genera la matriz que rodea los fragmentos, pues esto puede determinar la influencia de actividad humana en ellos (ver subtema 3.3), además de influir en el tipo de borde que tendrán (ver subtema 3.4). Los bordes duros presentan un contraste alto entre el bosque y la matriz, se caracterizan por su terminación abrupta, así como por la dificultad de desplazamiento en ella y se asocian con la influencia urbana. Por otro lado, los bordes suaves poseen menor contraste entre el bosque y la matriz y un gradiente vegetal que no genera cambios abruptos en donde los organismos tienen mayor facilidad de movimiento. A partir de este recuento general, los conceptos se ampliarán siguiendo los elementos principales del modelo antes mencionado.

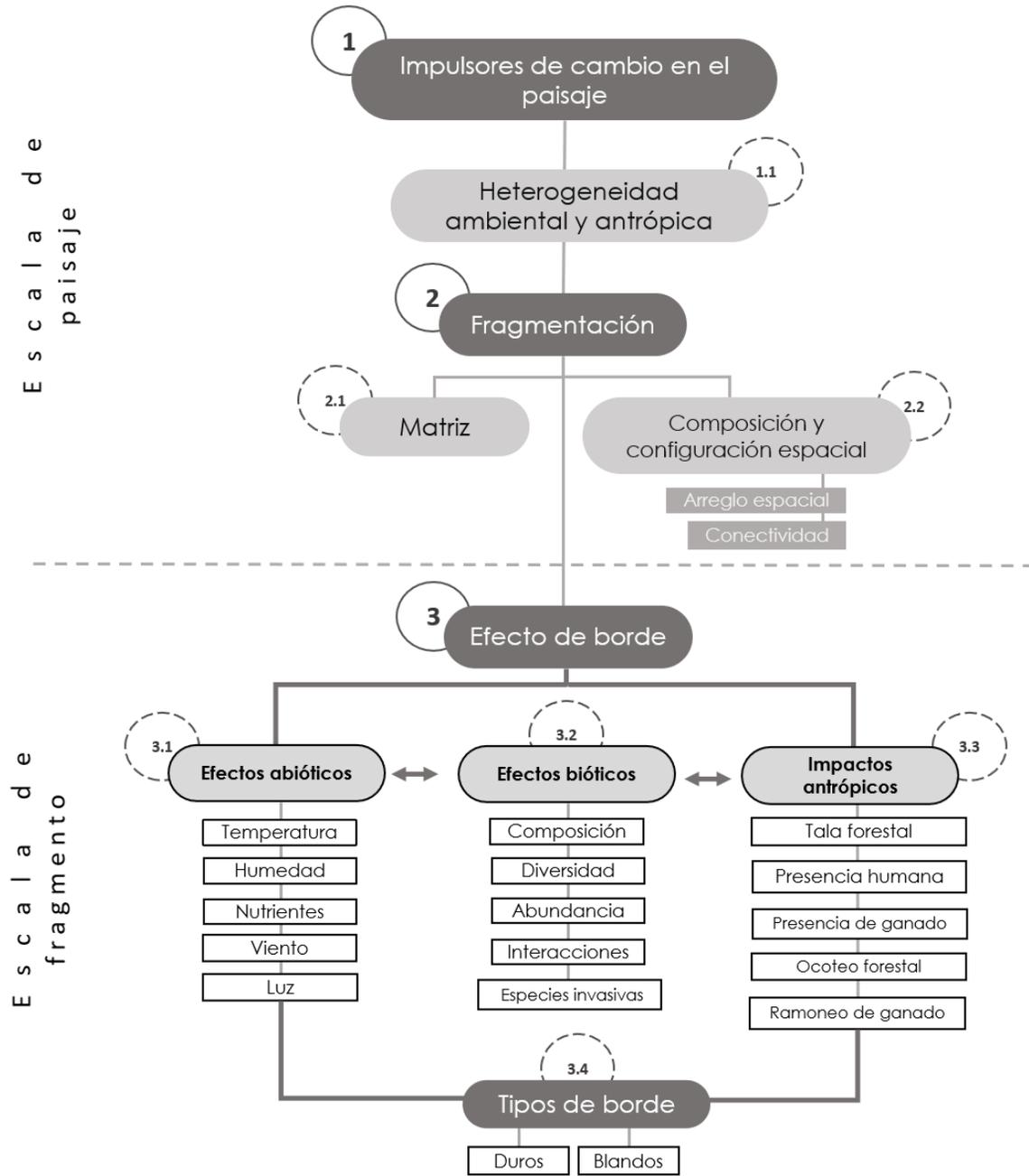


Figura 1. Modelo conceptual de los factores y efectos producidos por la fragmentación a nivel de paisaje y el efecto de borde en los fragmentos. Los números indican el subtema.

1. IMPULSORES DE CAMBIO EN EL PAISAJE

1.1 HETEROGENEIDAD AMBIENTAL Y ANTRÓPICA

Se define como *paisaje* a la porción del territorio conformado por un mosaico de parches de vegetación de diferentes tamaños cuya diversidad depende parcialmente de la heterogeneidad de los mosaicos (Lindenmayer y Fisher 2006; Turner y Gardner 2016, With 2019). Dicha *heterogeneidad* genera diferencias entre la calidad o el estado de los diferentes elementos que conforman un hábitat o un tipo de cobertura en un paisaje (Turner y Gardner 2016), y se caracteriza por la dinámica de perturbaciones de origen ambiental y/o antrópico que produce cambios en la estructura del paisaje a lo largo del tiempo (With 2019) y que genera cambios en la diversidad, el tamaño y la disposición espacial de las coberturas que lo componen (Lindenmayer y Fisher 2006).

Las perturbaciones a las que están expuestos los paisajes pueden ser de dos tipos, los provocados por factores ambientales abióticos y los de influencia antrópica (Turner y Gardner 2016). Estos factores de cambio en conjunto crean paisajes heterogéneos, caracterizados por una gran variedad de gradientes ambientales de coberturas del suelo (Hilty *et al.* 2006). Las perturbaciones provocadas por factores abióticos son procesos estocásticos relacionados con la variabilidad de cada sitio y se presentan como fluctuaciones en el clima, procesos geológicos, geofísicos, huracanes o incendios forestales (Turner y Gardner 2016). Suelen presentarse entre rangos de tiempos amplios por lo que suele haber una adaptación de los organismos a dichos eventos (With 2019).

Por otro lado, en los paisajes actuales predominan las perturbaciones por influencia humana en donde las modificaciones tienden a ser extensivas y a presentarse en periodos de tiempo cortos, por lo que la adaptación suele ser menor. Los cambios en la cobertura terrestre impulsados por factores antrópicos son conocidos como cambios de uso del suelo y se han presentado desde los eventos de expansión humana, con el inicio de prácticas de agricultura permanente para satisfacer las necesidades de alimentación y refugio (Runyan y D'Odorico, 2016).

Se ha estimado que a inicios del siglo XVIII aproximadamente la mitad de la biosfera terrestre se encontraba en un estado natural sin influencia humana, y el restante eran áreas seminaturales en las que podría existir agricultura intermitente y/o Asentamiento humano (Elis *et al.* 2010). La tendencia continuó, y a finales de dicho siglo la revolución industrial dio paso a la industrialización y expansión demográfica. Los impactos antropogénicos más críticos se intensificaron a mediados del siglo XX debido al crecimiento mecanizado, la creación de industrias y el crecimiento económico global, lo que también derivó en cambios en la cobertura terrestre debido a procesos naturales intensificados como la desertificación.

Como consecuencia la biosfera terrestre se ha convertido en un mosaico de parches de vegetación natural, inmersos en grandes áreas de influencia humana que se incrementan año con año (Elis *et al.* 2010). La modificación en la cobertura de la vegetación y los cambios de usos de suelo, son procesos no aleatorios ni estáticos, que responden a factores que dependen de los contextos históricos y sociopolíticos de cada región, así como por dinámicas particulares a nivel social y ambiental de cada sitio. Estos factores son los que en conjunto determinarán la frecuencia, la rapidez y el área de afectación de cada ecosistema (Watson *et al.* 2014).

La conversión de bosques a otros usos de suelo ha sido señalada como uno de los cambios que generan mayores impactos ambientales y ecológicos negativos a nivel mundial (Wade *et al.* 2003). En este contexto, más de la mitad de la cobertura boscosa del mundo se ha perdido como resultado de la actividad humana (With 2019) siendo la conversión de suelos forestales a usos agrícolas y urbanos como los más evidentes y extensivos (Hilty *et al.*, 2021). Esta actividad se conoce como deforestación y de acuerdo con la FAO en 2020, se define como la conversión de los bosques a otro uso de la tierra o la reducción de la cobertura arbórea por debajo de un umbral del 10% (FAO 2020).

Entre 1990 y el 2020 se registró la reducción de 81 Mha en la cobertura de bosques primarios a nivel global (FAO 2021). Mientras que en 2021 la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales (UICN, por sus siglas en inglés) indica que, alrededor del 17% de la superficie terrestre se ha transformado para dar lugar a usos de suelo urbanos y de agricultura, mientras que el 56% se ha modificado para dar espacio

a desarrollos rurales y suburbanos y el 26% representan áreas que se encuentran considerablemente intactas (Hilty *et al.* 2021).

En México, para el 2012 la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) identificó que el 71% del territorio nacional (138 millones de hectáreas) estuvo ocupado por vegetación forestal y el 29% restante correspondía a usos del suelo distintos tales como tierras agrícolas, tierras pecuarias, zonas urbanas y acuícolas, entre otros (CONABIO, 2019). Es importante resaltar que dicho inventario es el último disponible a nivel nacional (Bravo-Peña *et al.* 2010, Bonilla-Moheno y Mitchel 2020).

No obstante, la FAO señala que la tasa de deforestación para el territorio nacional ha ido disminuyendo desde 1990 (CONABIO, 2019), esto ha sido observado en mayor proporción en la parte central del país, relacionado con el abandono de tierras (Arriola *et al.* 2014; Bonilla-Moheno y Mitchel 2020). En México, para el 2016 las áreas agrícolas ocupan el 16% (332,562 km²) del territorio nacional (INEGI 2021). Algunos autores señalan que la tendencia de conversión a tierras de usos agropecuarios ha ido disminuyendo, debido a los altos índices de abandono de tierras agrícolas. Esta tendencia se ha observado en mayor parte al sur del país, donde el poco rendimiento económico de estas tierras ha orillado a los propietarios a abandonar los campos (López-Barrera *et al.* 2014). No obstante, algunas políticas públicas actuales, como el Plan Nacional Agrícola 2017-2030, han promovido la intensificación de la agricultura (Bonilla-Moheno y Mitchel 2020).

Uno de los cambios de uso del suelo que genera grandes impactos es el que da paso a la urbanización. En la actualidad, más de la mitad (55%) de la población humana vive en zonas urbanas y se espera que aumente un 28% para el 2030 (Aguilar *et al.* 2022). Si bien este uso de suelo cubre solo el 3% de la superficie global, la expansión urbana implica efectos negativos en el ambiente pues genera una transformación severa en el paisaje que muchas veces es irreversible y cuyos impactos suelen ser extensivos (With 2019). Cuando un área se urbaniza su crecimiento es inevitable, ya que se irá expandiendo mediante la incorporación de infraestructura para la satisfacción necesidades básicas.

Los agentes causales de deforestación difieren entre áreas geográficas, así como en la escala en la que sean medidos (Kolb y Galicia 2018). A escala regional, la globalización, los

sistemas de comercio, las políticas de desarrollo agrícola y la tenencia de la tierra son los principales impulsores de modificaciones en las coberturas vegetales (Van Vilet *et al.* 2016; Kolb y Galicia 2018), otros impulsores subyacentes son la intensificación agrícola, la industrialización, la demanda urbana remota, la difusión de tecnologías y las fuerzas políticas internacionales, la presión de mercados remotos que generan cadenas de valor de productos básicos principalmente los destinados a mercados de altos ingresos, las formas de gobernanza basada en el mercados de consumo, entre otras (Meyfroidt *et al.* 2013). A escala local se han detectado factores más próximos como el crecimiento poblacional urbano, la pobreza y las malas tecnologías agrícolas, los cuales son catalogadas como las principales causas de deforestación (Kolb y Galicia 2018). Ellos operan para impulsar indirectamente un cambio de uso de la tierra a niveles más extensos, mediante la modificación de los atributos del paisaje (Sonter *et al.* 2015).

Por otro lado, las características biofísicas de un área (e.g. relieve, pendiente y accesibilidad) son uno de los muchos factores que determinan directamente la susceptibilidad de un área a ser deforestada. Los relieves planos se asocian a un mayor acceso al terreno por lo que son idóneos para el establecimiento de usos antrópicos con actividades extensivas y de mayor impacto. Mientras que las áreas con mayores pendientes suelen tener menos presión antrópica; sin embargo, en estas tierras son frecuentes otros tipos de manejo como la tala o la recolección de leña, los cuales también pueden estar relacionadas con el deterioro de la estructura de la vegetación (Fisher y Lindenmayer 2007; Bennett y Saunders 2011; With 2019).

Entre los efectos negativos de la deforestación está la pérdida de servicios ecosistémicos. Al eliminar la vegetación se compromete la función de los bosques en diversos procesos como: el ciclo de agua, los procesos biogeoquímicos como la fijación de carbono, la generación de los suelos, el control de erosión, la regulación del clima y su papel como hábitat de especies (Figuroa *et al.* 2021). Además, los bosques deforestados se vuelven susceptibles a la contaminación, la invasión de especies exóticas, los incendios forestales y la afectación en los procesos ecológicos (Runyan y D'Odorico, 2016). Lo cual, puede tener efectos negativos particularmente graves sobre las especies nativas provocando cascadas de extinción impulsadas por el efecto combinado de la perturbación antrópica (Barlow *et al.*

2016). Del mismo modo, la pérdida de cobertura forestal afecta a nivel social, limitando el suministro de alimentos, comprometiendo la seguridad alimentaria de cientos de millones de personas que dependen directa o indirectamente de los recursos forestales (CONABIO, 2019), tales como la polinización de cultivos, control biológico de plagas de áreas naturales, obtención de madera etc. (Haddad *et al.* 2015), amenazando los medios de vida de los habitantes rurales, las comunidades forestales y los pueblos indígenas (Figuroa *et al.* 2021).

2. FRAGMENTACIÓN

La fragmentación es un proceso que inicia con la división progresiva de una cobertura vegetal continua, mediante la introducción de nuevos usos de suelo (Fletcher 2005; Collinge 2009; Haddad *et al.* 2015). De acuerdo con diversos autores este proceso consiste de tres fenómenos que se producen paralelamente: a) división de hábitat en porciones menores y discontinuas, también conocidas como parches, fragmentos o teselas. b) disminución del tamaño de los fragmentos remanentes y c) aislamiento progresivo de los parches dentro de una matriz generalmente agresiva (Forman y Godron, 1986; Fischer y Lindenmayer 2007 Collinge 2009) debido al alto contraste, en términos de su composición o estructura, entre los fragmentos y el paisaje circundante que representa la matriz (Figura 2).

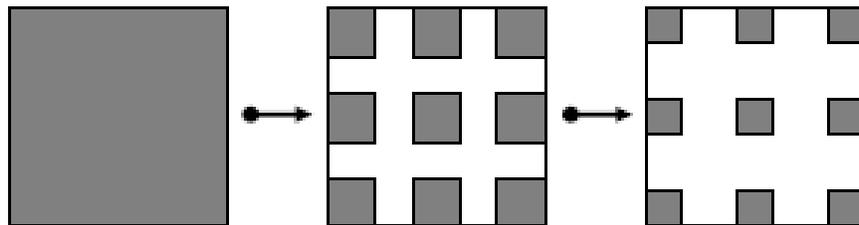


Figura 2. *Proceso de fragmentación del hábitat* (Tomado de Collinge 2009).

Se estima que el 49% de la cobertura original de los bosques secos tropicales y subtropicales en el continente americano se encuentra fragmentado por causas antropogénicas, mientras que sólo el 6% de esta vegetación ha sido fragmentada por causas naturales (Wade *et al.* 2003). En condiciones naturales la vegetación puede hacer frente a las modificaciones ambientales a través de la resiliencia, es decir que tiene la capacidad de resistir a eventos de perturbación naturales o antropogénicos y recuperarse a través de sucesión ecológica manteniendo sus funciones y procesos naturales (Craven *et al.* 2016). No

obstante, dadas las tasas de deforestación actuales, es probable que en los bosques fragmentados que tengan parches cada vez más pequeños y se encuentren más aislados se incrementen la frecuencia y extensión de las perturbaciones generando repercusiones en los hábitats remanentes, así como también en la disminución de las especies sensibles a las perturbaciones y las especies menos tolerantes a los cambios disminuyendo la capacidad de resiliencia del ecosistema aumentando así su vulnerabilidad (Thrush *et al.* 2008; Haddad *et al.* 2015; Craven *et al.* 2016).

Algunos autores mencionan que este fenómeno de la fragmentación puede tener efectos tanto positivos como negativos, dependiendo de las respuestas de cada especie (Fahrig 2017; De Camargo *et al.* 2018; Fahrig *et al.* 2019). Entre los efectos positivos destaca la generación de parches, que son equivalentes a hábitats potenciales. En este sentido Fahrig *et al.* 2019 señala que, las áreas fragmentadas usualmente abarcan una mayor extensión espacial y heterogeneidad ambiental, lo que es equivalente a mayor diversidad de hábitat, favoreciendo la reducción de competencia, por lo que hay mayor éxito en el movimiento entre parches y la estabilización de las interacciones entre depredador-presa (No obstante, este argumento está sujeto a críticas entre las que destacan la poca inclusión de los efectos de la fragmentación a diferentes escalas espaciales (paisaje y parche) y temporales, mismos que suelen ser acumulativos y presentarse como: retrasos en los impactos y deudas de extinción (Haddad *et al.* 2015), por lo que algunas de las respuestas ecológicas a la fragmentación pueden no observarse en estudios de corta duración, además de que, la tendencia actual es a la reducción de los parches ya generados (Fletcher *et al.* 2018).

La fragmentación tiene múltiples efectos que se manifiestan de manera simultánea a diferentes niveles ecológicos y escalas de tiempo prolongadas (Haddad *et al.* 2015). En la mayoría de los estudios, los efectos de la fragmentación son considerados como un impacto negativo, relacionados con la extinción de algunas especies o con la exposición de los organismos a condiciones cambiantes (Pardini *et al.* 2010, Smith *et al.* 2011, Haddad *et al.* 2015). Un ambiente con fragmentos pequeños y aislados puede generar la reducción de riqueza de especies, así como en dinámica poblacional, alterando el patrón de flujo de genes entre los fragmentos, como es el caso de la polinización (Zambrano *et al.* 2019). Un nivel alto de aislamiento puede aumentar los niveles de endogamia (Molina *et al.* 2019). También

se han registrado afectaciones en la diversidad funcional, cuyas repercusiones están en la pérdida de especies con rasgos fisiológicos, morfológicos y fenológicos específicos, creando ambientes funcionalmente homogéneos (Zambrano *et al.* 2019).

El proceso de fragmentación hace más vulnerables a los parches de vegetación remanente, ya que algunas especies son más susceptibles a la depredación cuando sus hábitats son reducidos. Además de que las condiciones abióticas alteradas pueden generar mayor competencia inter específica, favoreciendo a las especies con la capacidad de establecerse (Fischer y Lindenmayer 2007). Aunado a que también supone la aparición de propiedades dinámicas generadas por el contacto de los fragmentos de bosque con una matriz externa, tales como el efecto de borde, la conectividad y la influencia del tipo de matriz resultante, esta última puede afectar a los taxones de manera diferente al proporcionar recursos contrastantes (Reider *et al.* 2018).

Las bases ecológicas sobre los procesos generados por la fragmentación se han abordado desde la teoría de biogeografía de islas, publicada por R. A. MacArthur y E. O. Wilson en 1967. La teoría se centra en identificar los procesos demográficos que influyen en la diversidad de especies presentes en las islas. Argumenta que la riqueza de especies representa un equilibrio dinámico entre la tasa de colonización y la tasa de extinción (Hilty *et al.* 2006); dicho equilibrio es proporcional al tamaño de la isla y la cercanía al continente. Esta aproximación teórica tuvo influencia entre los ecólogos del paisaje, quienes analizaron a los remanentes de vegetación bajo la perspectiva de islas embebidas en usos de suelo que no provee de hábitat (Lindenmayer y Fischer 2006). A diferencia de las islas, los fragmentos están influenciados por procesos más amplios, y el aislamiento de los fragmentos depende no solo de la distancia a un hábitat, sino de otros factores como la posición en el paisaje, los tipos de los usos de la tierra circundante y cómo estos influyen en los movimientos de los organismos entre otros (Ricketts 2001).

Otra de las bases ecológicas de la fragmentación se encuentra en la teoría, basada en el modelo de metapoblación de Levin de 1970 (Hilty *et al.* 2006), que considera que la proporción de parches de hábitat ocupados por una especie cambia con el tiempo, tomando en cuenta la tasa reproductiva, migración, mortalidad y extinción (Hilty *et al.* 2006; Turner y Gardner 2016). Dicho modelo no considera que la ubicación espacial de cada parche sea

de importancia. Harrison en 1991 adiciona a la teoría las categorías de parches, el núcleo-satélite y el no equilibrio; en su propuesta los parches son áreas donde ocurre la dispersión, y cumplen una función de “amortiguamiento”, ya que cuando las áreas más grandes se extinguen los parches se recolonizan. En el caso de los núcleo-satélite son consideradas “islas continentales” y consisten en poblaciones grandes con mayores posibilidades de resistir extinciones. La variable de no equilibrio, se basa en que los procesos de dispersión son débiles, hay poca o nula conectividad (Hilty *et al.* 2006). Además, esta teoría evalúa la cantidad, calidad y momento de los movimientos que suceden entre parches, por lo cual también toma en cuenta la conectividad. Los modelos ecológicos mencionados han proporcionado un punto de partida importante para el desarrollo de otros modelos más complejos (*metacomunidad*) para analizar los paisajes actuales que cada vez están más expuestos a procesos de fragmentación (Figura. 3).

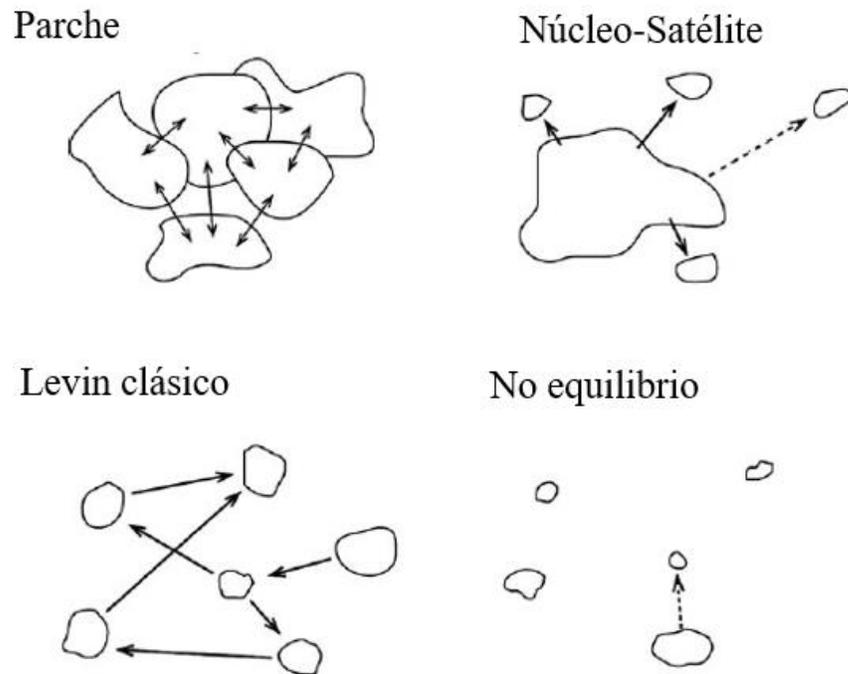


Figura 3. Tipos de metapoblaciones propuestas por Harrison (1991). La dispersión entre parches se ilustra mediante flechas (Hilty 2006).

2.1 MATRIZ

La matriz puede abordarse desde diferentes perspectivas, dependiendo del tipo de estudio. Puede considerarse como un tipo de hábitat ubicado entre parches de vegetación (Kupfer 2006). Dicha definición suele emplearse en estudios en los que se aborda a una especie específica y se refiere al entorno circundante que no provee de hábitat (Kupfer 2006). Por otro lado, una definición más general propone que una matriz es la cobertura y uso de suelo más extendido, distinto al que prevalecía natural e históricamente en un paisaje (Forman 1995). En paisajes antrópicos está determinada por comunidades producidas por el hombre como en los casos de campos agrícolas, bosques talados, pastizales de pastoreo, ciudades, presas y canales (Herrera 2011).

Se puede clasificar entre dos tipos de matrices: de alto y bajo contraste. Las matrices de alto contraste se caracterizan por usos de suelo con mayores niveles de urbanización, tecnificación y con hábitats reducidos para la mayoría de las especies, tales como Asentamiento humano densos, carreteras, agricultura tecnificada, zonas agropecuarias, entre otras. Por su parte, las matrices de bajo contraste son áreas menor impacto, en donde puede existir hábitat para algunas especies y pueden actuar como barreras permeables, entre los que se encuentran: pastizales inducidos, bosques cultivados, vegetación secundaria, etc. (Fisher *et al.* 2005).

A nivel ecológico, los efectos de la matriz dependen del grado de adaptabilidad de las especies estudiadas (Williams *et al.* 2006). Las matrices de alto contraste generan áreas en las que la disponibilidad de recursos es limitada, para algunas especies implica la creación de zonas por las que el desplazamiento se torne complicado e incluso generando vulnerabilidades a la depredación (Sisk y Haddad 2002; Hilty *et al.* 2006; Laurance *et al.* 2007). En la flora tiene repercusiones en procesos de polinización y dispersión de semillas (Saura *et al.* 2011; D'Antonio *et al.* 2011; Cosentino *et al.* 2011). Las matrices de bajo contraste proporcionan un hábitat valioso para una variedad de especies nativas, principalmente si la vegetación se mimetiza funcionando como un hábitat alternativo (Fisher y Lindenmayer 2007). Además, puede mejorar la conectividad del hábitat para algunas especies, jugando un papel importante como corredores ecológicos entre ciertos hábitats. Para muchas especies pueden contener elementos que ofrecen hábitats temporales o

permanentes, pero de menor calidad dependiendo de la temporada o la composición de especies en la matriz (Fisher *et al.* 2005).

Algunas poblaciones han reportado efectos positivos de la existencia de una matriz con características distintas del hábitat natural de distribución de la especie. Tal es el caso los jerbos de patas peludas *Gerbillurus paeba* de las sábanas del sur de África, quienes hacen uso de pastizales incrustados en una matriz que se mantiene mediante un pastoreo intensivo durante la temporada reproductiva. Las alturas que alcanzan los pastizales aumentan el éxito reproductivo de la especie al ser sitios ideales para madrigueras (Blaum y Wichmann 2007). Este mismo efecto se ha reportado en especies generalistas en donde la matriz facilita el acceso al hábitat reproductivo o al alimento, cabe mencionar que, no todas las especies tienen la plasticidad adaptativa para sobrevivir en todos los tipos de matrices (Renjifo 2001).

2.2 COMPOSICIÓN Y CONFIGURACIÓN ESPACIAL DE LOS FRAGMENTOS

Para evaluar la fragmentación del paisaje se emplean métricas que evalúan la estructura del paisaje a través de atributos como la configuración y composición. La composición se refiere a la diversidad o heterogeneidad del paisaje, obtenida mediante el número y la abundancia relativa de diferentes coberturas terrestres o tipos de parches en el paisaje (With 2019). Esta propiedad se calcula a escala de paisaje, obteniendo medidas como: la riqueza paisajística, la porción de cada clase por cobertura o con medidas de diversidad como el índice Shannon, uniformidad y dominancia (With 2019).

Por su parte, las métricas de configuración se utilizan para evaluar el arreglo espacial a diferentes escalas: paisaje, clases de cobertura y parches (McGarigal *et al.* 2002). A escala de parche, se describen las propiedades individuales como área, perímetro, forma (relación perímetro/área), dimensión fractal, entre otras. A escala de clase y paisaje se calculan las métricas de parche antes mencionadas, pero considerando la distribución en dos o más coberturas. A escala de clase las métricas suelen reportarse en valores promedio (e.g. tamaño medio del parche, forma media del parche y media de borde), o ponderadas, lo que implica promediar una población más grande de parche (e.g. tamaño de parche medio ponderado por área, forma de parche media ponderada por área y dimensión fractal del parche medio ponderado por área (McGarigal *et al.* 2002; With 2019; Figura. 4).

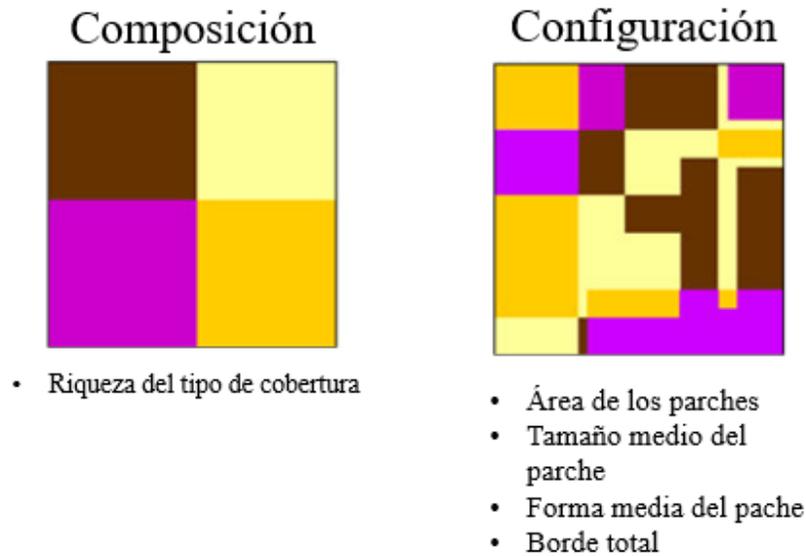


Figura 4. Métricas de composición y configuración del paisaje, modificado de Fahrig *et al.* 2010.

2.2.1 ARREGLO ESPACIAL: TAMAÑO Y FORMA

La fragmentación se explica principalmente a escala de paisaje (Bennett y Saunders 2011; Fahrig *et al.* 2019). A este nivel los cambios son notables en la configuración espacial. Los paisajes fragmentados difieren en el arreglo espacial de los fragmentos, en tamaño, forma, densidad, agregación, entre otras características; en muchas ocasiones el patrón resultante determina el tipo de impacto en la flora y la fauna del sitio (Hilty *et al.* 2006). En paisajes altamente influenciados por áreas urbanizadas suelen observarse arreglos espaciales rectos derivados de carreteras, lotificaciones, fraccionamientos etc., generando superficies endurecidas, cuya tendencia es a la expansión, y, además, por sus implicaciones económicas e históricas no suelen ser reversibles (Turner y Gardner 2016).

Se ha estimado que más del 50% de los estudios que miden la fragmentación utilizan a los parches como unidad de estudio, haciendo énfasis en que el tamaño de los parches tiene gran influencia en este proceso ecológico (Bird y Fahrig 2013). Se ha relacionado que las áreas más grandes pueden albergar una mayor cantidad de especies en comparación con áreas pequeñas (Hilty *et al.* 2006; Fletcher *et al.* 2018; Greig *et al.* 2022). Esto debido a que proporcionan hábitats interiores de mayor calidad (Zambrano *et al.* 2019), principalmente para los consumidores de orden superior, quienes requieren de grandes hábitats para

mantener poblaciones funcionales (Greig *et al.* 2022). En contraste, a medida que disminuye un área también lo hacen los recursos disponibles para la mayoría de las especies, y sobre todo para las especies especialistas. En este sentido, los fragmentos pueden volverse demasiado pequeños como para sustentar grandes comunidades, así como estar demasiado aislados y, por lo tanto, no tienen un recambio de especies que sustente una gran diversidad de especies (Honnay *et al.* 2005).

El tamaño de los fragmentos también ha reportado impactos en la tasa de sucesión ecológica. Esto es porque en los fragmentos pequeños aumenta la penetración de la luz, lo que provoca la alteración de los depósitos de semillas y la disminución de la tasa de sucesión ecológica (Haddad *et al.* 2015). No obstante, Fahrig *et al.* en 2017 apunta que no hay evidencia empírica que respalde que los fragmentos pequeños tienen menor valor ecológico en comparación con parches más grandes. Señala también que, los parches pequeños tienen mayor diversidad beta, ya que el eliminar un parche pequeño genera un mayor impacto en la riqueza total de especies. Sin embargo, la riqueza de especies de un parche pequeño puede ser menor que la riqueza de especies en un área de mayor tamaño, en los cuales se pueden contrarrestar efectos negativos documentados escala de parche. Los parches pequeños pueden ser un complemento de los parches más grandes pues desempeñan un papel importante en el mantenimiento de la conectividad, de acuerdo con los patrones espaciales del paisaje y la capacidad de dispersión de las especies (Herrera *et al.* 2016).

Por otro lado, la forma que adquieren los parches también juega un papel importante en el proceso de fragmentación (Mendoza y Dirzo 2005). Esta característica está determinada por la relación entre el área y el perímetro del parche (McGarigal *et al.* 2002). Como resultado del proceso diferencial de la fragmentación, la mayoría de los parches tiene una forma irregular, lo que puede influenciar la magnitud de los impactos, pues al aumentar el borde la porción de hábitat expuesto al exterior es mayor (Van Metre *et al.* 2019). Se ha documentado que, en los parches boscosos, cuyas formas propician el desarrollo de zonas diferenciales (núcleo y borde), existen diferencias marcadas entre la riqueza y la composición de especies de ambas zonas; en contraste, con bosques más pequeños donde no se desarrollan dichas zonas, esto se atribuye a que su alta relación área-perímetro deja expuestos múltiples bordes

(Soga *et al.* 2013). También, se ha visto que los fragmentos con grandes áreas núcleo tienen un microambiente similar al de un bosque intacto (Echeverría *et al.* 2007).

Los parches con formas irregulares, complejas y pequeñas pueden ser más vulnerables a la disminución de tamaño o a su eliminación, sobre todo cuando los usos del suelo aledaños ejercen presión sobre ellos, aumentando los efectos de la fragmentación (Rivas *et al.* 2022). La forma y el tamaño de los parches son dos características que interactúan, pues como ya se mencionó, los efectos de la complejidad de la forma están afectados por el tamaño del parche. Y a medida que la fragmentación avanza, la relación perímetro-área también lo hace, dando pie a uno de los procesos de degradación más importantes, como lo es el efecto de borde.

2.2.2 CONECTIVIDAD

La conectividad es el grado en que el paisaje facilita o impide la dispersión de organismos, o sus estructuras reproductivas (polen, semillas, entre otros) entre diferentes parches (Godínez-Gómez y Correa 2022, Herrera *et al.* 2016). La conectividad suele dividirse en funcional y estructural. La primera describe la medida que los genes, gametos, propágulos o individuos se mueven a través del paisaje (Hilty *et al.* 2021), y está determinada por las características particulares del movimiento de los individuos a través de áreas que no son hábitat (Fischer y Lindenmayer 2007; Saura *et al.* 2011; Godínez-Gómez y Correa 2022). Sin embargo, una de sus limitaciones gira en torno a la toma de decisiones administrativas respecto a un área. Debido a que no se cuenta con datos suficientes sobre la movilidad de la mayoría de las especies que habitan un sitio.

Por lo cual, se han desarrollado otras aproximaciones como la conectividad estructural, la cual evalúa la permeabilidad de un hábitat basado en el análisis de las características físicas de los parches, los patrones espaciales y otros elementos en el paisaje (Fischer y Lindenmayer 2007, Hilty *et al.* 2021). Se centra en la continuidad de un hábitat sin hacer referencia a alguna especie o proceso ecológico particular (Saura *et al.* 2011). Se puede medir a través de atributos del paisaje, tales como el área total de hábitat, la forma de fragmentos, y la distribución, el tamaño, la frecuencia y la distancia entre fragmentos (Godínez-Gómez y Correa 2022).

La permeabilidad de la matriz (Herrera *et al.* 2016) desempeña un papel fundamental en la supervivencia de muchos organismos, pues influye directamente en la capacidad de los organismos para atravesar ya sea por movilidad o por dispersión (Saura *et al.* 2011). Algunas especies pueden sobrevivir como meta poblaciones en múltiples fragmentos de hábitat, lo que ocurre bajo un intercambio suficiente entre los parches para mantener viables a dichas poblaciones. Cuanto más separados están los fragmentos y la matriz es más agresiva hay menor posibilidad de movimiento o dispersión de organismos, llevándolos al aislamiento (Naaf *et al.* 2021). El aislamiento de los fragmentos tiene repercusiones negativas, ya que genera disminución de riqueza, abundancia de especies, y a nivel poblacional la pérdida de diversidad genética (Herrera *et al.* 2016).

Se han desarrollado múltiples métodos para modelar la conectividad, entre los que destacan: menor costo, teoría de circuitos y teoría de grafos. El modelo de menor costo se basa en la identificación de áreas costo-distancia, creadas a partir de localidades únicas, pares, factoriales o aleatorias; con ellas se estima la superficie de menor costo para una ruta de movimiento desde un fragmento a otro. La teoría de circuitos identifica la conectividad a través de modelos de individuos con movimiento aleatorio que se mueven por superficies de resistencia hacia su destino, lo que permite diversas opciones de rutas (Hilty *et al.* 2021). La más actual es la teoría de grafos, en la que el paisaje se representa como un conjunto de nodos (parches) y enlaces (conexiones), describiendo al paisaje como un conjunto de parches interconectados (Saura y Rubio 2010; Saura *et al.* 2011). La existencia de un enlace entre cada parche implica que un organismo puede desplazarse entre ellos (conexión funcional) por lo que también son empleados para el establecimiento de corredores ecológicos (Pascual-Hortal y Sura 2006).

En el contexto de fragmentación actual, en el que más del 75% de los ecosistemas terrestres han sido modificados por las actividades antrópicas (With 2019) es necesario tomar medidas para mantener, fortalecer o restaurar la conectividad ecológica. Para ello, se ha optado por la creación de corredores ecológicos, definidos como espacios geográficos administrados y manejados con el fin de mantener a o restaurar la conectividad ecológica de forma efectiva a largo plazo (Hilty *et al.* 2021). Estos pueden ser de vegetación natural o de coberturas de vegetación con usos humanos (e.g. plantaciones forestales, pastizales

inducidos, entre otros). Los corredores actúan como facilitadores del movimiento de individuos entre parches que de otro modo estarían aislados, sobre todo en paisajes que están cada vez más bajo la influencia humana.

3. EFECTO DE BORDE

A medida que avanza la deforestación, los remanentes de bosque están cada vez más influenciados por los procesos que se originan en sus áreas contiguas, llegando a generar grandes diferencias entre el interior y el exterior (McIntyre y Hobbs 1999). Las zonas del bosque que tienen contacto con el exterior son conocidas como áreas de borde (Collinge 2009), y se definen como zonas de encuentro entre dos hábitats distintos (López-Barrera 2004).

Durante los primeros estudios ecológicos se identificaba a los bordes como un área de transición entre los hábitats con los que colindan (López-Barrera 2004). En 1907 Clements introdujo el término “ecotono” para hacer referencia a estos sitios y a la influencia que tienen en la vida silvestre (Ries *et al.* 2004). Años más tarde, Leopold introdujo el término “efecto de borde” en 1933 para explicar la riqueza de especies cinegéticas en los bordes (López-Barrera 2004), dando así un panorama más específico en las dinámicas ecológicas que suceden en los bordes, y que por algunos años fue entendido como un efecto beneficioso, de manera que era ampliamente recomendado en áreas sujetas a manejo (Ries *et al.* 2004).

Posteriormente, el efecto de borde comienza a incluir efectos negativos, identificando tres tipos de efectos de borde: a) los abióticos, que resultan de la interacción con una matriz diferente, b) los biológicos directos que causan diferencias en la composición de especies y c) los indirectos que se manifiestan en las interacciones entre especies (Murcia 1995). Actualmente, el efecto de borde se refiere a procesos abióticos y bióticos que suceden en los bordes, y que dan como resultado una diferencia detectable en la estructura, composición y función de la comunidad en comparación con el hábitat fuera del borde (Harper *et al.* 2005).

Los efectos de borde pueden diferir de acuerdo con el grado de contraste entre parches adyacentes, la estructura y configuración espacial de los parches y otros factores contextuales (Chen *et al.* 1995; Harper 2005), por lo que los efectos de borde incluso en la misma

ubicación pueden diferir dramáticamente (Cadenasso *et al.* 2003). La mayoría de los efectos de borde disminuyen gradualmente a medida que aumenta la distancia desde el borde y las interacciones de borde pueden ser comunes en paisajes complejos. Para describir los efectos de borde en la literatura se utilizan tres conceptos: forma, profundidad y magnitud. La forma es la respuesta de una la curva de respuesta a una interacción ya sea sigmoidea o unimodal. La profundidad del efecto de borde responde a la distancia física a la que los efectos de un parche penetran en un parche adyacente. La magnitud es la cantidad de cambio en una variable de respuesta dada a través de un borde (Harper *et al.* 2005).

Una de las amenazas ecológicas más importantes del efecto de borde para la flora de los bosques tanto templados como tropicales es la creación de fragmentos pequeños dominados por bordes, pues los parches son propensos a convertirse en sistemas de sucesión temprana de capacidad limitada para retener especies (Tabarelli *et al.* 2010). Dadas las altas tasas de deforestación y transformación del paisaje que actualmente persisten, se ha identificado que alrededor del 70% de la superficie forestal mundial se encuentra a menos de 1 km del borde del bosque (Haddad *et al.* 2015), dejando a la mayor parte de los bosques en el rango de influencia de los efectos negativos de los efectos de borde.

Dentro de las actividades que generan más bordes, destacan las actividades antropogénicas (por ejemplo, tala rasa, construcción de carreteras, agricultura, etc.) o naturales (incendios forestales, brotes de enfermedades, entre otros (Govaert *et al.* 2019).

3.1 EFECTOS ABIÓTICOS

El efecto de borde está controlado por múltiples factores que interactúan en un ecosistema en particular y las respuestas de las comunidades que en él habitan son específicas de cada sitio. Los bordes pueden formarse debido a perturbaciones de origen natural, como los provocados por el viento, el fuego, la pendiente del terreno, la presencia de agua, tipos de suelo u otros fenómenos naturales como huracanes o deslizamientos de tierras (Harper *et al.* 2005). Lo anterior responde a una dinámica usual de cualquier ecosistema, ya que sus distribuciones pueden estar interrumpidas por elementos del paisaje dentro de las áreas que ocupan, promoviendo el desarrollo de los límites naturales en las comunidades vegetales. Sin embargo, los bordes antrópicos dominan los paisajes actuales, haciendo que las matrices

estén cada vez en mayor contacto con las áreas boscosas, desarrollando nuevas interacciones. Dentro de los efectos que genera la existencia de bordes relacionados a actividades antrópicas destacan los efectos microclimáticos.

La fragmentación produce cambios de temperatura en los parches de vegetación, ya que al eliminar la vegetación aumenta el nivel de radiación entrante y saliente, lo que promueve diferencias de temperaturas a lo largo del día, el aumento de las temperaturas en los bordes del bosque crea un gradiente térmico que disminuye exponencialmente desde el borde hacia el interior, el gradiente en sí puede invertirse a lo largo del día, con temperaturas que descienden hacia el interior durante el día, pero aumentan hacia el interior durante la noche (Godefroid y Koedam 2003; Tuff *et al.* 2016). Por otra parte, algunos estudios muestran consistentemente que las tasas de descomposición son más bajas en el borde del parche que en el interior del parche debido a las condiciones con mayor temperatura y menor humedad en los bordes del parche (Laurance *et al.* 2000; Tuff *et al.* 2016).

La variación de la temperatura también puede ser una causa del aumento de especies exóticas que se encuentran en los bordes de fragmentos de bosque influenciados por matrices urbanas, ya que la mayoría de las especies invasoras provienen de sitios con mayor temperatura (Harper *et al.* 2005). También suelen estar más expuestos a velocidades del viento altas y una mezcla de aire más rápida, lo cual se ha relacionado con las riquezas de especies de semillas pequeñas y de fácil dispersión en los bordes (Vespa *et al.* 2014). Cerca de los bordes los nutrientes del suelo también se ven afectados a medida que la temperatura del suelo aumenta y disminuye humedad (Harper *et al.* 2005). También, se ha documentado que el uso de fertilizantes de las tierras agrícolas, donde existe mayor contenido de nitrógeno (N) y reservas de carbono (C), lo cual facilita la invasión de especies de plantas exóticas (Govaert *et al.* 2019).

3.2 EFECTOS BIÓTCOS

Entre las respuestas de la vegetación destacan las diferencias entre la composición y estructura de especies al interior y al exterior de los bordes. Ambas áreas difieren en cuanto a los factores abióticos que se presentan en ellas, por lo que comunidad que se asienta en ellas estará determinadas por las adaptaciones de cada especie, las pioneras o indicadoras de

perturbación son las que pueden colonizar estos sitios con facilidad ya que toleran mejor las variaciones ambientales (Godefroid y Koedam 2003). En los bosques fragmentados expuestos al efecto de borde se ha reportado mayor afluencia de especies no forestales sobre todo de especies pioneras, malezas, ruderales y especies introducidas que se adaptan mejor a áreas perturbadas, a condiciones de luz más altas y perturbaciones más frecuentes (Williams *et al.* 2006). En cuanto a la estructura, se ve afectada la densidad y cobertura (Harper *et al.* 2005).

Las dinámicas cambiantes pueden afectar las relaciones inter e intraespecíficas. Algunas especies que habitan los bordes poseen estrategias que les permiten aumentar la producción de flores y frutos en respuesta a la perturbación lo que pudiera aumentar su éxito reproductivo; en contraste con las especies nativas, que suelen verse afectadas por altos niveles de herbivoría. También suelen afectarse los procesos de polinización y dispersión de semillas, sobre todo con especies que requieren de fauna específica, la cual a su vez puede verse limitada por la exposición y depredación, generando una disminución en el éxito reproductivo (Williams *et al.* 2006; Anversa y Cerdeira 2014). Asimismo, en áreas altamente reducidas y con bordes expuestos, se ha documentado una disminución de la residencia de los animales dentro de los fragmentos, así como una reducción del movimiento entre los fragmentos, estos efectos se han estudiado principalmente en aves, mamíferos, e insectos (Haddad *et al.* 2015).

Diversos estudios han evidenciado la presencia de gradientes abióticos y biológicos desde el borde del hábitat (Ries *et al.* 2004). La magnitud del impacto de ellos a menudo se describe a partir de la profundidad de los efectos del borde, tomando la distancia que hay desde el borde hacia el interior, hasta donde se registre una influencia tangible del borde en los parámetros biofísicos (Harper *et al.* 2005). En los ecosistemas forestales de Europa que han estado sujetos a reforestaciones realizadas después de eventos de deforestación en 1800, la profundidad estimada varía desde unos pocos metros hasta 250 m y en bosques de Brasil y Nueva Zelanda se ha sugerido que los efectos de borde podrían penetrar hasta 1 km en parcelas de hábitat (Bergès *et al.* 2016). En ecosistemas tropicales los efectos de borde penetran aproximadamente <200 m en fragmentos de bosque amazónico (Tabarelli *et al.* 2010). Para bosques templados de Norte América la profundidad de la influencia del borde

sobre la vegetación puede variar de acuerdo con el tipo de matriz y va de 15 m (Ranney *et al.* 1981) a un kilómetro (Laurance *et al.* 2007), aunque generalmente no excede los 50 m en los bosques templados del estado de México (Granados *et al.* 2018).

3.3 IMPACTOS ANTRÓPICOS

Entre los efectos antropogénicos más comunes a los que están expuestos los parches están los generadores directos de bordes, como lo es la eliminación de la vegetación, Al generar este impacto suele presentarse una reducción en la cubierta de dosel, y una mayor abundancia de troncos caídos, derivados de la creciente actividad antrópica, lo que también genera alteración del suelo (Harper *et al.* 2005).

3.4 TIPOS DE BORDE

Otro factor que determina la influencia del borde en el fragmento es la cantidad de contraste entre la estructura y la composición entre los tipos de cobertura a cada lado del borde. Estos dependen de la estructura del borde, la orientación, el uso de suelo y el paisaje adyacente (Harper *et al.* 2005) La intensidad del efecto de borde tiende a ser menos severa donde la matriz y el hábitat original son estructuralmente similares (Ries *et al.* 2004).

Los bordes adquieren diferentes características de acuerdo con el tipo de matriz con el que interactúan, dando como resultado cambios positivos o negativos en la intensidad y dirección de los efectos en alguna variable que ocurra en la zona de borde. De acuerdo con la clasificación propuesta por Stamps y colaboradores en 1987 y retomada por López-Barrera en 2004, los bordes se pueden clasificar por el tipo de permeabilidad que ofrecen dependiendo del contraste generado con el hábitat adyacente. Los bordes que ofrecen mayor resistencia a ser atravesados son categorizados como bordes duros, y son definidos como zonas de cambio abrupto en donde la vegetación adyacente tiene una estructura simple y homogénea. El tipo de impactos que se presentan en ellos puede ser positivo o negativo. A menudo los bordes duros presentan poca o ninguna etapa de sucesión o transición como la que se puede ver en el entorno natural (ver Figura 4.2). Los límites de bordes duros tienen un impacto negativo más fuerte en comparación con los bordes de transición más naturales. Además, la forma del hábitat retenido afecta la relación entre el borde y el núcleo del hábitat,

de modo que los fragmentos de hábitat perfectamente redondos tienen las proporciones más pequeñas entre el borde y el área; los parches de forma más irregular tienen más borde por unidad de área (Hilty *et al.* 2006).

En cambio, los bordes suaves son creados por una matriz de vegetación sucesional estructuralmente más compleja, con vegetación densa (arbustos, árboles jóvenes y hierbas altas) que disminuye gradualmente en altura entre el borde y la matriz, y poseen mayor permeabilidad, que aumenta a medida que aumenta la similitud estructural entre los sitios adyacentes (López-Barrera *et al.* 2004). Además de la permeabilidad, las interacciones que tienen lugar en los bordes pueden ser debidas a otros factores como el contraste. En este factor suponen que las respuestas serán menos perceptibles cerca de los bordes suaves, que cerca de los bordes duros (Ries *et al.* 2004). También, se suman los efectos de la interacción del borde con los diferentes usos que lo rodean; y que al tener paisajes más complejos la probabilidad de múltiples tipos de interacciones de borde aumenta con la complejidad del paisaje (Figura. 5).

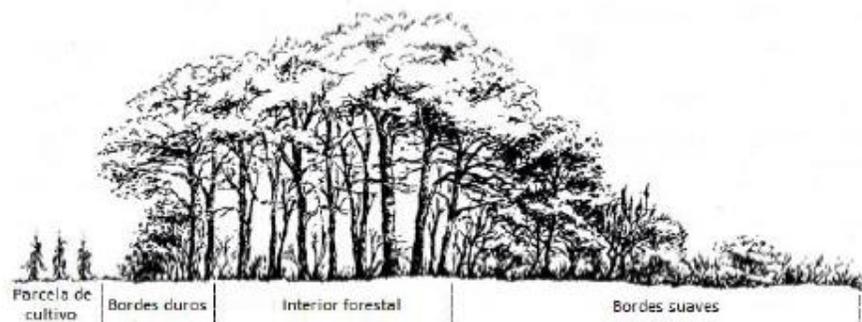


Figura 5. Tipos de borde, a la izquierda un borde duro en contacto con una matriz de agricultura y a la derecha un borde suave en el que el bosque va perdiendo altura y densidad.

ANTECEDENTES

A pesar de que el marco teórico sobre el desarrollo de la fragmentación y el efecto de borde ha sido ampliamente estudiado en distintos hábitats, a diferentes escalas y desde diversos planteamientos teóricos y prácticos a lo largo del mundo (Lindenmayer y Fisher 2006; Fletcher *et al.* 2019), en el caso particular del centro de México las investigaciones son

escasas y no se han podido elaborar conclusiones en torno a la dirección y magnitud del problema.

Entre los estudios que abordan la fragmentación destaca el de Williams-Linera *et al.* 2002, en Xalapa, Veracruz, quienes determinaron el grado y el patrón de fragmentación, y el efecto de borde del bosque de niebla, por medio de métricas del paisaje, incluyendo el número, tamaño y distancia de los fragmentos de bosque y los Asentamiento humano. Los resultados muestran que el relieve es uno de los factores que determinan el grado de perturbación de un bosque, así como el uso de suelo adyacente. Se atribuye al efecto de borde la reducción de un 15-54% del bosque nativo.

Los efectos de diferentes tipos de matrices sobre el efecto de borde han sido estudiados principalmente en bosques templados de Europa y Norteamérica en áreas con historias de uso de suelo cambiantes; sin embargo, en México los estudios se han restringido a evaluar la influencia del efecto de borde en interacción con un solo tipo de matriz.

Godefroid y Koedam en 2003 evaluaron la composición de grupos funcionales en los bordes e interior de bosques ubicados en la periferia de la ciudad de Bruselas, Bélgica, e identificaron distintas características de la flora forestal en función de la distancia a la frontera de la ciudad. El estudio reveló efectos significativos en la flora del borde exterior. Los rodales de bosques cercanos a áreas urbanas sustentaron poblaciones indicadoras de perturbación, y las especies forestales o especies raras también estuvieron mejor representadas en el borde que en el centro del bosque. Además, no se encontraron especies especialistas forestales que se encontraban solo en la zona interior.

Braithwaite y Mallik en 2012 estudiaron la profundidad de los efectos de borde en áreas con eventos de incendios previos y en áreas de amortiguamiento de incendios, en bosques boreales en Thunder Bay, Canadá. Los efectos se extendieron 20 m en la zona de amortiguamiento de incendios y 5 m en la zona de fuego previo. Se concluyó que las diferencias en el manejo de ambas zonas tienen repercusiones en las condiciones microclimáticas de cada sitio. En las áreas de amortiguamiento suele eliminarse toda la madera muerta en pie, creando un borde microclimático expuesto, mientras que en las áreas de incendios previos las condiciones de luz y temperatura moderadas creadas por los árboles

mueritos en pie, proporcionan sombra y enfrían el suelo del bosque, favoreciendo la regeneración vegetal.

Vallet *et al.* en 2010 evaluaron la extensión de la influencia de los bordes en la vegetación del sotobosque de pequeños bosques nativos en paisajes rurales y urbanos en dos ciudades del noroeste de Francia. Estudiaron diez fragmentos de bosque, cinco situados junto a cultivos y cinco junto a terrenos urbanizados. La composición de la comunidad vegetal de los bordes urbanos se asemejó a la de los interiores, mientras que en los bosques rurales la vegetación cerca de los bordes difiere fuertemente de los interiores. En cuanto a la riqueza, la vegetación forestal generalista disminuyó del borde al interior tanto en los bosques urbanos como rurales y el número de especies vegetales forestales de hábitos especialistas fue mayor en los bordes rurales que en los interiores del bosque. Las especies no nativas estuvieron casi ausentes en los bosques rurales, mientras que en los bosques con matriz urbana fueron más numerosas. En cuanto a parámetros fisicoquímicos del suelo, el pH y el nitrógeno del suelo disminuyeron de borde a interior en zonas boscosas urbanas y rurales, pero fueron más altos en las zonas con influencia urbana.

Govaert *et al.* en 2019 estimaron la magnitud y la distancia de la influencia del borde en 45 bosques con tres tipos de manejo: sin aclarar, aclarados hace 5-10 años y aclarados recientemente, a lo largo de un gradiente macroclimático desde Italia hasta Noruega. La influencia del borde en la riqueza de especies de plantas generalistas estuvo relacionada con el tipo de manejo. Los bordes colindantes con bosques sin aclarar reportaron la mayor riqueza de especies desde el borde hasta el interior. Además, la riqueza de especies generalistas aumentó con la proporción de bosques en el paisaje circundante y disminuyó en los bosques dominados por especies de árboles que generan más sombra. Sin embargo, la riqueza de especies forestales de hábitos especialistas no se vio afectada por el tipo de manejo o la distancia al borde, y solo aumentó con el pH y la proporción creciente de bosques en el paisaje. En cuanto a los bordes de los bosques no aclarados se mostró una vegetación más densa a lo largo de todo el gradiente en comparación con los de los bosques aclarados.

En el centro de México, Granados *et al.* en 2014 estudiaron el efecto de borde en comunidades fragmentadas de pino-encino del centro de México (vertiente norte de la Sierra de Monte Alto). La investigación se centró en el impacto de la extensión de las áreas de borde

e interior en 29 fragmentos con distintas características espaciales, como tamaño, forma y conectividad. Los resultados indicaron la existencia de un gradiente borde-interior que impacta la composición vegetal de los bosques. El borde fue identificado como el área de menor calidad ecológica (≤ 50 m) pero con valores altos de diversidad, riqueza y abundancia.

Posteriormente, en 2018 Granados y colaboradores estudiaron el efecto de borde sobre el reclutamiento de encinos desde una perspectiva de paisaje. Obtuvieron un efecto de borde no lineal influenciado fuertemente por atributos como la geometría y conectividad de cada fragmento. El reclutamiento de encinos mostró una tendencia creciente hacia el interior del borde en los primeros 50 a 70 m desde el borde. Por su parte, la densidad de árboles jóvenes en parches de forma simple o conectados fue menor en el borde.

REFERENCIAS

- Aguilar, A.G., Flores, M.A. y Lara, L.F. (2022) PeriUrbanization and Land Use Fragmentation in Mexico City. Informality, Environmental Deterioration, and Ineffective Urban Policy. *Frontiers in sustainable cities*. 4: 1-19. DOI: 10.3389/frsc.2022.790474
- Anversa, E. A. y Cerdeira, M. L. P. (2014). Anthropogenic edges, isolation and flowering time and fruit set of *Anadenanthera peregrina*, a cerrado savana tree. *International Journal of Biometeorology*. 58: 443-454.
- Arriola, P.V.J., Estrada, M.E., Ortega-Rubio, A., Pérez M.R. y Gijón, H.A.R. (2014). Deterioro en áreas naturales protegidas del centro de México y del Eje Neovolcánico Transversal. *Investigación y Ciencia*. 22(60). 37-49.
- Barlow, J., Lennox, G.D., Ferreira, J. Berenguer, E., Lees, A.C., Mac Nally, R., Thomson, J.R., Frosini, S.B.F., Louzada, J., Fonseca, V.H.O., Parry, L., Ribeiro, R.C.S., Vieira, I.C.G., Aragão, L.E.O.C., Anzolin, R.B., Braga, R.F., Moreira, M.C., Cosme de Oliveira, R. Jr, Souza, C.M. Jr, Moura, N.G., Serra, S.N., Siqueira, J.V., Pardini, R., Silveira, J.M., Vaz-de-Mello, F.Z., Stulpe, R.C.V., Venturieri, A. y Gardner, T.A. (2016). Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*. 535: 144-147. DOI: 10.1038/nature18326
- Bennett, A. y Saunders, D. (2011). Habitat fragmentation and Landscape Change. En Sodhi, N. y Ehrlich, P. *Conservation Biology for All*. Oxford. DOI:10.1093/acprof:oso/9780199554232.003.0006.
- Bergès, L., Avon, C., Arnaudet, L., Archaux, F., Chauchard, S. y Dupouey, J. (2016). Past landscape explain forest periphery-to-core gradient of understorey plant communities in a reforestation context. *Diversity and Distributions*. 22: 3-16.
- Bird, J.H. y Fahrig, L. (2013). Habitat Loss and Fragmentation. *Encyclopedia of Biodiversity* (4). <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00399-3>

- Blaum, N. y Wichmann, M.C. (2007). Short-term transformation of matrix into hospitable habitat facilitates gene flow and mitigates fragmentation. *Journal of Animal Ecology*. 76. 1116-1127.
- Bonilla-Moheno, M. y Mitchell, A.T. (2020). Beyond deforestation: Land cover transitions in Mexico. *Agricultural Systems*. 178: 1-7.
- Braithwaite, N.T. y Mallik, A.U. (2012). Edge effects of wildfire and riparian buffers along boreal forest streams. *Journal of Applied Ecology*. 49: 192-201.
- Bravo-Pena, L.C., Doode-Matsumoto, O.S., Castellanos-Villegas, A.E., Espejel- Carbajal, I. (2010). Políticas rurales y perdida de cobertura vegetal: Elementos para reformular instrumentos de fomento agropecuario relacionados con la apertura de praderas ganaderas en el noroeste de México. *Región y Sociedad*. 22(48): 3-35.
- Cadenasso M.L., Pickett S.T.A., Weathers K.C., Jones C.G. (2003). A framework for a theory of ecological boundaries. *BioScience*. 53/8: 750-759
- Chen, J., Franklin, J.F., y Spies, T.A. (1995). Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications*. 5:74–86.
- Collinge, S.K. (2009). Ecology of fragmented landscapes. The Johns Hopkins University Press
- CONABIO. (2019). Alimentar a México sin deforestar. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México.
- Cosentino, B.J., Schooley, R.L. y Phillips, C.A. (2011). Connectivity of agroecosystems: dispersal costs can vary among crops. *Landscape Ecology*. 26: 371-379.
- Craven, D., Filotas, E. Angers, V.A. y Messier, C. (2016). Evaluating resilience of tree communities in fragmented landscapes: linking functional response diversity with landscape connectivity. *Diversity and Distributions*. 22, 505-518 DOI: 10.1111/ddi.12423

- D'Antonio, C.M., Hughes, R.F., Tunison, J.T. (2011). Long-term impacts of invasive grasses and subsequent fire in seasonally dry Hawaiian woodlands. *Ecological Applications*. 21(5). 1617-1628.
- De Camargo, R.X., Boucher-Lalonde, V. y Currie, D.J. (2018). At the landscape level, birds respond strongly to habitat amount but weakly to fragmentation. *Diversity and Distributions*. 24:629–639.DOI: 10.1111/ddi.12706.
- Echeverría, C., Newton, A.C., Lara, A. Rey, J.M.B. y Coomes, D.A. (2007). Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*. 16: 426–439.
- Elis, E.C., Klein, K.G., Siebert, S., Lightman, D. y Ramankutty, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography*. 5(16): 589-606 pp.
- Fahrig, L. (2017). Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 48:1–23. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>
- Fahrig, L., Arroyo-Rodríguez, V., Bennett, J.R., Boucher-Lalonde, V., Cazetta, E., Currie, D.J., Eigenbrod, F., Ford, A.T., Harrison, S.P., Jaegeri, J.A.G., Koper, N., Martin, A.E., Martin, J.L., Metzger, J.P., Morrison, P., Rhodes, J.R., Saunders, D.A., Simberloff, D., Smith, A.C., Tischendorf, L., Vellends, M., Watling, J.I. (2019). Is habitat fragmentation bad for biodiversity?. *Biological Conservation*. 230: 179-186. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.026>
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F.G., Crist, T.O., Fuller, R.J., Sirami, C., Siriwardena, G.M. y Martin, J-L. (2010). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*. 14(2):101-112.
- FAO. 2021. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 - Informe principal. Roma.
- FAO. 2020. Global Forest Resources Assessment 2020: Main report. Rome.

- Figuroa, D., Galeana-Pizaña, J.M., Núñez, J.M., Anzaldo, C.G., Hernández-Castro, J.R., Sánchez-Ramírez, M.M. y Garduño, A. (2021). Assessing drivers and deterrents of deforestation in Mexico through a public policy tool. The adequacy of the index of economic pressure for deforestation. *Forest Policy and Economics*. 133. 1-13.
- Fischer, J. y Lindenmayer, D.B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*. 16: 265–280.
- Fischer, J., Fazey, I., Briese, R. y Lindenmayer, D.B. (2005). Making the matrix matter: challenges in Australian grazing landscapes. *Biodiversity and Conservation*. 14: 561–578. DOI: DOI 10.1007/s10531-004-3916-5
- Fletcher R.J. Jr., Didhamb, R.K., Banks-Leite, C. Barlow, J., Ewersd, R.M., Rosindell, J., Holt, R.D., Gonzalez, A., Pardini, R. Damschen, E.I., Meloj, F.P.L., Ries, L., Prevedello, J.A., Tscharntkem, T., Laurance, W.F., Lovejoy, T. y Haddad, N.M. (2018). Is habitat fragmentation good for biodiversity?. *Biological Conservation*. 226. 9-15. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.022>
- Fletcher, R.J. Jr. (2005). Multiple Edge Effects and Their Implications in Fragmented Landscapes. *Journal of Animal Ecology*. 72(2): 342-352.
- Forman, R. T. T. y Godron, M. (1986). *Landscape Ecology*. Nueva York: Wiley and Sons
- Forman, R.T.T. 1995. *Land mosaics. The Ecology of landscape and regions*. Cambridge University Press.
- Godefroid, S. y Koedam, N. (2003). Distribution pattern of the flora in a peri-urban forest: an effect of the city-forest ecotone. *Landscape and Urban Planning*. 65: 169-185.
- Godínez-Gómez O., y C.A. Correa Ayram. (2022). Análisis de la conectividad del paisaje. En: Mas J. F (Ed.). *Análisis espacial con R: Usa R como un Sistema de Información Geográfica*. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México.

- Govaert, S., Meeussen, C., Vanneste, T., Bollmann, K., Brunet, J., Cousins, S.A.O., Diekmann, M., Graae, B.J., Hedwall, P., Heinken, T., Lacopetti, G., Lenoir, J., Lindmo, S., Orczewska, A., Perring, M.P., Ponette, Q., Plue, J., Selvi, F., Spicher, F., Tolosano, M., Vermeir, P., Zellweger, F., Verheyen, K., Vangansbeke, P. y De Frenne, P. (2019). Edge influence on understorey plant communities depends on forest management. *Journal of Vegetation Science*. 31(2): 281-292. DOI: 10.1111/jvs.12844
- Granados, C., Serrano, G.D., García-Romero, A. (2014). Efecto de borde en la composición y en la estructura de los bosques templados. Sierra de Monte-Alto, centro de México. *Ecología*. 36(2) 269-287.
- Granados-Peláez, C., Santibáñez-Andradeb, G., Guerra-Martínez, F., Serrano-Ginéc, D. y García-Romero, A. (2018). Evaluation of multi-causal dynamics of variability composition of patch edges in temperate forest. *Forest Ecology and Management*. 429: 207-216.
- Greig, H. S., Mchugh, P.A., Thompson, R.M., Warburton, H.J. y Mcintosh, A.R. (2022). Habitat size influences community stability. *Ecology*. 103(1): 1-14.
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L. Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D. y Townshend, J.R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*. 1(2): 1-9 DOI: 10.1126/sciadv.1500052
- Harper, K.A., McDonald, E., Burton, P.J., Chen, J., Brosfoske, K.D., Saunders, S.C., Euskirchen, E.S. Roberts, D., Jaiteh, M.S. y Esseen, P. (2005). Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology*. 19(3): 768-782.

- Herrera, J.M. (2011). El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Ecosistemas*. 20(2-3): 21-34.
- Herrera, L.P., Sabatino, M.C., Jaimes, F.R. y Saura, S. (2016). Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome in South America. *Biodiversity Conservation*. 26: 3465–3479
- Hilty, J.A., Lidicker, W.Z. Jr. y Merenlender, A.M. (2006). Corridor Ecology. The science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation. Island Press. 322 p.
- Hilty, J.A., Worboys, G.L., Keeley, A., Woodley, S., Lausche, B., Locke, H., Carr, M., Pulsford I., Pittock, J., White, J.W., Theobald, D.M., Levine, J., Reuling, M., Watson, J.E.M., Ament, R., y Tabor, G.M. (2021). Lineamientos para la conservación de la conectividad a través de redes y corredores ecológicos. Serie Directrices para buenas prácticas en áreas protegidas. 30. Gland, Suiza: UICN.
- Honnay, O., Jacquemyn, H., Bossuyt, B. y Hermy, M. (2005). Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species. *New Phytologist*. 166 (3). 705-1078. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01352.x>
- INEGI Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2021) Conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie VII. Conjunto Nacional.
- Kolb, M. y Galicia, L (2018) Scenarios and story lines: drivers of land use change in southern Mexico. *Environment, Development and Sustainability*. 20. 681–702.
- Kupfer, J.A., Malanson, G.P. y Franklin, S.F. (2006). Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*. 15: 8–20 DOI: 10.1111/j.1466-822x.2006.00204.x
- Laurance, W.F. (2000). Do edge effects occur over large spatial scales?. *Trends in Ecology and Evolution*. 15:134–135.

- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A. Ewers, R.M., Harms, K.E., Luizao, R.C.C. y Ribeiro, J.E. (2007). Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PLoS ONE*, 2.
- Lindenmayer, D.B. y Fischer, J. (2006). How Landscape Change. Habitat fragmentation and Landscape change An ecological and conservation synthesis. *Island Press*. 13-25.
- López-Barrera, F. (2004). Estructura y función en bordes de bosques. *Ecosistemas* 13(1): 67-77.
- López-Barrera, F. Manson, R.H. y Landgrave, R. (2014) Identifying deforestation attractors and patterns of fragmentation for seasonally dry tropical forest in central Veracruz, México. *Land Use Policy*. 41. 274-283.
- López-Barrera, F., Newton, A. y Manson, R. (2004). Edge effects in a tropical montane forest mosaic: experimental tests of post-dispersal acorn removal. *Ecological Research*. 20(1):31-40. DOI: 10.1007/s11284-004-0016-7
- McGarigal, K., S. A. Cushman, M. C. Neel, and E. Ene. (2002). FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst.
- McIntyre S. y Hobbs R. (1999). A Framework for Conceptualizing Human Effects on Landscapes and Its Relevance to Management and Research Models. *Society for Conservation Biology*. 13(6): 1282-1292.
- Mendoza, E. fay, J y Dirzo, R. (2005). A quantitative analysis of forest fragmentation in Los Tuxtlas, southeast Mexico: patterns and implications for conservation. *Revista Chilena de Historia Natural*. 78: 451-467.
- Meyfroidt, P., Lambin, E.F., Karl-Heinz, E. y Hertel, T.W. (2013). Globalization of land use: distant drivers of land change and geographic displacement of land use. *Environmental Sustainability*. 5:438–444 DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2013.04.003>

- Molina, A.S., Delgado, P., González-Rodríguez, A., González, C. Gómez-Tagle, F.R. y Lopez-Toledo, L. (2019). Spatio-temporal approach for identification of critical conservation areas: a case study with two pine species from a threatened temperate forest in Mexico. *Biodiversity and Conservation*. 28:1863–1883 DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01767-y>
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*. 10, 58–62.
- Naaf, T. Feigs, J.T., Huang, S., Brunet, J., Cousins, S.A.O. Decoc, G., De Frenne, P. Diekmann, M. Govaert, S., Hedwall, P., Lenoir, J. Liira, J., Meeussen, C., Plue, J., Vangansbeke, P., Vanneste, T., Verheyen, K., Holzhauer, S.I.J. y Kramp, K. (2021). Context matters: the landscape matrix determines the population genetic structure of temperate forest herbs across Europe. *Landscape Ecology*. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01376-7>
- Pardini, R., Bueno, A. D. A., Gardner, T. A., Prado, P. I., & Metzger, J. P. (2010). Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS ONE*. 5.
- Pascual-Hortal, L. y Saura, S. (2006). Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*. 21:959-967 DOI:10.1007/s10980-006-0013-z
- Ranney J. W., Bruner, M.C., Levenson, J.B. (1981). The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. In: Burgess RL, Sharpe DM (eds) Forest island dynamics in man-dominated landscapes. Springer-Verlag. New York. 67–95.
- Reider, I.J., Donnelly, M.A., Watling, J.I. (2018). The influence of matrix quality on species richness in remnant forest. *Landscape Ecology*. 33:1147–1157 DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0664-6>

- Renjifo, L.M. (2001). Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of sub-Andean bird species. *Ecological Applications*. 11, 14–31.
- Ricketts, T. H. (2001). The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*. 158, 87–99.
- Ries, L. Fletcher, R.J. Jr., Battin, J. y Sisk, D.T. (2004). Ecological Responses to Habitat Edges: Mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 35: 491-522.
- Rivas, C.A., Guerrero-Casado, J. y Navarro-Cerrillo, R.M. (2022). A New Combined Index to Assess the Fragmentation Status of a Forest Patch Based on Its Size, Shape Complexity, and Isolation. *Diversity*.14(11), 896; <https://doi.org/10.3390/d14110896>
- Runyan, C. y D’Odorico, P. (2016) *Global Deforestation*. Cambridge University Press. Disponible en:<https://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cat02025a&AN=lib.MX001001919561&lang=es&site=eds-live>
- Saura, S. y Rubio, L. (2010). A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*. 33: 523_537 DOI: 10.1111/j.1600-0587.2009.05760.
- Saura, S., Estreguil, C., Mouton, C. y Rodríguez-Freire, M. (2011). Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990–2000). *Ecological Indicators*. 11: 407–416.
- Sisk T. y Haddad N. (2002). Incorporating the effects of habitat edges into landscape models: effective area models for cross-boundary management. En: Liu J., Taylor W. (eds.) *Integrating landscape ecology into natural resource management*. Cambridge University Press, Cambridge. 480 p.

- Smith, A. C., Fahrig, L., & Francis, C. M. (2011). Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. *Ecography*. 34, 103–113.
- Soga, M., Kanno, N., Yamaura, Y. Koike, S. (2013). Patch size determines the strength of edge effects on carabid beetle assemblages in urban remnant forests. *Journal of Insect Conservation*. 17: 421-428pp. <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9524-x>
- Sonter, L.J. Barrett, D.J. Moran C.J. y Soares-Filho, B.S. (2015). A Land System Science meta-analysis suggests we underestimate intensive land uses in land use change dynamics. *Journal of Land Use Science*. 10:2. 191-204. DOI: 10.1080/1747423X.2013.871356
- Tabarelli, M., Aguiar, A.V., Girao, L.C., Peres, C.A. and Lopes, A.V. (2010). Effects of Pioneer Tree Species Hyperabundance on Forest Fragments in Northeastern Brazil. *Conservation Biology*. 24(6): 1654-1663.
- Thrush, S.F., Halliday, J., Hewitt, J.E., Lohrer, A.M. (2008). The Effects of Habitat Loss, Fragmentation and Community Homogenization on Resilience in Estuaries. *Ecological Applications*. 18 (1) 12-21 pp.
- Tuff, K.T., Tuff, T. y Davies, K. F. (2016). A framework for integrating thermal biology into fragmentation research. *Ecology Letters*. 19: 361–374.
- Turner, M.G. y Gardner, R.H. (2016). Landscape ecology in theory and practice. *Pattern and Process*. 467 p.
- Vallet J., Beaujouan, V., Pithon, J., Roze, F. y Daniel, H. (2010). The effect of urbano or rural landscape context and distance from the edge on native Woodland plant communities. *Biodiversity and Conservation*. 19:3375–3392.
- Van Metre, P.C., Waite, I.R., Qi, S., Mahler, B., Terando, A., Wiczorek, M, Meador, M., Bradley, P., Journey, C., Schmidt, T., Carlisle, D. (2019). Projected urban growth in the southeastern USA puts small streams at risk. *PLoS One*. 16;14(10): doi: 10.1371/journal.pone.0222714.

- Van Vliet, J., Magliocca, N.R., Büchner, B., Cook, E. Rey, J.M.B., Ellis, E.C., Heinimann, A., Keys, E., Lee, T.M., Liu, J., Mertz, O., Meyfroidt, P., Moritz, M., Poeplau, C., Robinson, B.E., Seppelt, R., Seto, C.K. y Verburg, P.H. (2016) Meta-studies in land use science: Current coverage and prospect. *Ambio*. 45: 15-28.
- Vespa, N.I., Zurita, G. y Bellocq, M.I. (2014). Functional responses to edge effects: Seed dispersal in the southern Atlantic forest, Argentina. *Forest Ecology and Management*. 328: 310–318
- Wade, T. G., K. H. Ritters, J. D. Wickham, and K. B. Jones. 2003. Distribution and causes of global forest fragmentation. *Conservation Ecology*. 7:7.
- Watson, S. J., Luck, G. W., Spooner, P. G., & Watson, D. M. (2014). Land-use change: incorporating the frequency, sequence, time span, and magnitude of changes into ecological research. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 12(4), 241–249.
- Williams, N.S.G., Morgan, J.W., Mccarthy, M.A. y Mcdonnell, M.J. (2006). Local extinction of grassland plants: The landscape matrix is more important than patch attributes. *Ecology*. 87(12): 3000-3006.
- Williams-Linera, G., Manson, R.H. y Isumza, V. E. (2002). La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso de suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques*. 8(1): 73-89.
- With, K.A. (2019). Essentials of landscape ecology. Oxford. 641 p. DOI: 10.1093/oso/9780198838388.001.0001
- Zambrano, J., Garzon-Lopez, C.X., Yeager, L., Fortunel, C., Cordeiro, N.J. y Beckman, N.G. (2019). The effects of habitat loss and fragmentation on plant functional traits and functional diversity: what do we know so far?. *Oecologia*.191: 505–518.

CAPÍTULO II: DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Los bosques templados son el tipo de vegetación forestal característica de las sierras que circundan a la capital del país, los cuales han estado sujetos a una deforestación histórica, misma que debió intensificarse hacia mediados del siglo XIX debido a la industrialización y a la creciente mancha urbana. En el área de estudio el establecimiento de actividades industriales marcó el inicio de la urbanización sobre otrora terrenos agrícolas y forestales (Vargas 2012). Como resultado de este proceso, los bosques remanentes en la región se encuentran formando un mosaico de fragmentos de diferente tamaño, y están rodeados de diferentes coberturas del suelo que pueden comprometer el estado y la sustentabilidad del ecosistema.

Aunado a lo anterior, en los últimos años el área se ha caracterizado por la escasa e ineficiente implementación y desarrollo de políticas públicas que apoyen la economía de los grupos sociales que habitan la zona, mismos que se caracterizan por tener grupos agrarios con altos niveles de marginación. Los limitados apoyos a las prácticas agrícolas, silvícolas y ganaderas han generado áreas poco productivas y casi sin posibilidad de migrar a prácticas más eficientes y agroecológicas, necesarias en un contexto de alta demanda de productos y servicios en las zonas urbanas de la región. Este contexto social, económico y productivo dio origen a prácticas de extracción de recursos clandestinos y poco sustentables como la tala ilegal. Asimismo, la acelerada expansión de las vías de comunicación (p. ej. Tramo carretero Atlacomulco-Atizapán) ha generado procesos de degradación, pérdida y fragmentación de ecosistemas y disminución de su conectividad ecológica.

El interés por estos bosques se debe a que brindan servicios ambientales como el control de la erosión del suelo, y mayor infiltración y recarga de mantos acuíferos, entre otros (Chávez *et al.* 2001). Son habitados por una importante población rural que obtiene de ellos recursos alimenticios, comerciales, culturales y espirituales, además, por su cercanía con la zona urbana, son espacios óptimos para la recreación y el turismo. Debido a estas causas los bosques se enfrentan a una serie de presiones ambientales detonadas por la creciente mancha

urbana, como la de la ciudad de México y su zona metropolitana, y que pueden poner en riesgo los procesos ecológicos que se desarrollan en ellos (Rzedowski 1988).

Por lo anterior, es necesario comprender cómo los cambios de cobertura del suelo que ocurrieron en la zona moldearon el proceso de fragmentación de ecosistemas, y a escalas más detalladas, en los fragmentos remanentes pudieran detonar efectos negativos para los ecosistemas, tal como el efecto de borde, pues se ha demostrado que el desarrollo antrópico ha dado lugar a un número elevado de áreas de borde alrededor del mundo (Fahring, 2003). En este sentido durante el proceso de fragmentación los remanentes boscosos del área de estudio estuvieron rodeados por una o varias matrices de uso del suelo en los que pudieron generarse condiciones ecológicas distintas. Al estar expuestos a condiciones cambiantes como las que generan las matrices antrópicas se pueden crear áreas de alto contraste desde el borde al interior de estos fragmentos, cuyos efectos pudieran incidir a grandes distancias. O en su caso una matriz menos contrastante como la agricultura o el pastizal que generan bordes más difusos, pero cuyos efectos también pueden tener influencia negativa en el ecosistema. Por ello, resulta de importancia identificar los factores que pueden influir la generación de estas áreas internas. Por lo que es de importancia comprender cómo es la interacción de diferentes matrices con los fragmentos de vegetación de un bosque templado, como el del presente estudio. El comprender los mecanismos, las escalas espaciales y los impactos ecológicos que generan estos procesos puede aplicarse en la toma de decisiones, en la realización de acciones de mitigación de los efectos de la fragmentación, en la delimitación de zonas de conservación y aprovechamiento, así como en la implementación de prácticas de manejo forestal, entre otras acciones.

JUSTIFICACIÓN

Algunos estudios sobre la fragmentación del hábitat se han realizado a pequeña escala, con fragmentos individuales como unidad de estudio. Sin embargo, para extraer inferencias sobre las consecuencias de la fragmentación del paisaje, es importante comparar los paisajes completos que difieren en sus patrones de fragmentación (Muhammed y Elias 2021). El presente estudio abordará la problemática en dos escalas, a nivel regional evaluará el proceso de fragmentación y a escala local el efecto de borde en los fragmentos de vegetación que interactúan con diferentes matrices de uso de suelo. Este enfoque es de

importancia ya que para hacer deducciones sobre las consecuencias de la transformación de un ecosistema se requiere una comprensión integral a nivel de paisaje y a nivel de fragmento.

Actualmente se han llevado a cabo una serie de estudios en la cuenca del río San Jerónimo, en donde previamente se ha analizado el efecto de borde en estos bosques en un contexto de fragmentación. En este sentido han sido pocos los estudios que han examinado una relación integral entre los cambios en los bosques y la fragmentación basada en la morfología inducida por la expansión del suelo urbano a largo plazo. Por lo cual es de importancia evaluar el fenómeno desde una secuencia cronológica de los cambios en los patrones de distribución de la cobertura del suelo, que permita establecer una tendencia en los últimos 20 años usando herramientas como la Percepción Remota.

Por otro lado, a nivel de fragmento, si bien se ha establecido que en el área existe un efecto de borde que se presenta a escasos 50 m (Granados *et al.* 2018). Los bosques interactúan con diferentes usos de suelo que imperan en el paisaje. Por lo cual evaluar la influencia de la amplitud de los bordes en la estructura interna de los fragmentos forestales y su relación con la existencia de usos de suelo al exterior puede ser de importancia para la toma de decisiones en la gestión de los fragmentos.

En este sentido, la presente investigación en este rubro es de importancia para generar estrategias de conservación a nivel local y regional, ya que la información generada puede guiar las pautas para priorizar áreas de restauración, conservación de ecosistemas o sentar las bases para una mejor planeación territorial. Además, la importancia de realizar este tipo de estudios que toman temporalidades largas y detectan cambios en la cubierta forestal como la fragmentación son escasos por lo que no suelen estar disponibles para que los administradores gubernamentales tomen decisiones sobre la planificación urbana.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Analizar el proceso de fragmentación de un bosque templado, así como evaluar la influencia de la matriz de uso del suelo sobre el efecto de borde en los remanentes forestales de la vertiente norte de la Sierra de Las Cruces, Estado de México.

OBJETIVOS PARTICULARES

1. Analizar las cubiertas del suelo en 1999, 2010 y 2022 y su impacto en el estado actual de la fragmentación y conectividad de los bosques templados.
2. Evaluar las diferencias de la matriz de uso de suelo en la composición y estructura de la vegetación, así como de los factores ambientales e impactos antrópicos en los fragmentos de los bosques templados.
3. Evaluar la influencia de la matriz de uso de suelo en la distancia del efecto de borde en los fragmentos de bosques templados.

HIPÓTESIS

1. Los fragmentos de bosque remanentes no son homogéneos, sino que, a lo largo del tiempo han presentado cambios en su composición y configuración espacial generados por los cambios en la cobertura del suelo a los que están expuestos.
2. La fragmentación continua del bosque ha creado diversos remanentes que han estado expuestos a los usos de suelo aledaños (matriz de uso del suelo) generando impactos en los atributos de las comunidades vegetales, los factores ambientales y otros impactos asociados a los efectos antrópicos, los cuales serán diferentes en cada tipo de matriz.
3. Dentro de los atributos que más podrían verse afectados podrían estar los relacionados a la composición de la vegetación como la riqueza, abundancia y diversidad.
4. La variación en los usos de suelo que componen la matriz dentro de un área tendrá consecuencias en la distancia del efecto de borde en los fragmentos de vegetación debido a las irregularidades ocasionadas por dichos usos.

MÉTODOS

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se localiza en el noreste del Estado de México en la vertiente norte de la Sierra de Las Cruces entre las coordenadas $X_{max}= 461188$ E; $Y_{max}= 2187279$ N, y $X_{min}=430477$; $Y_{min}= 2161800$. Abarcando una extensión de 782.71 km^2 (78,271 ha; Figura 6). La selección de la poligonal estuvo en función de la distribución de la vegetación de bosque mixto de pino y encino, para lo cual se delimitó a los extremos de la cota de 2,500 m s.n.m hacia el este y oeste.

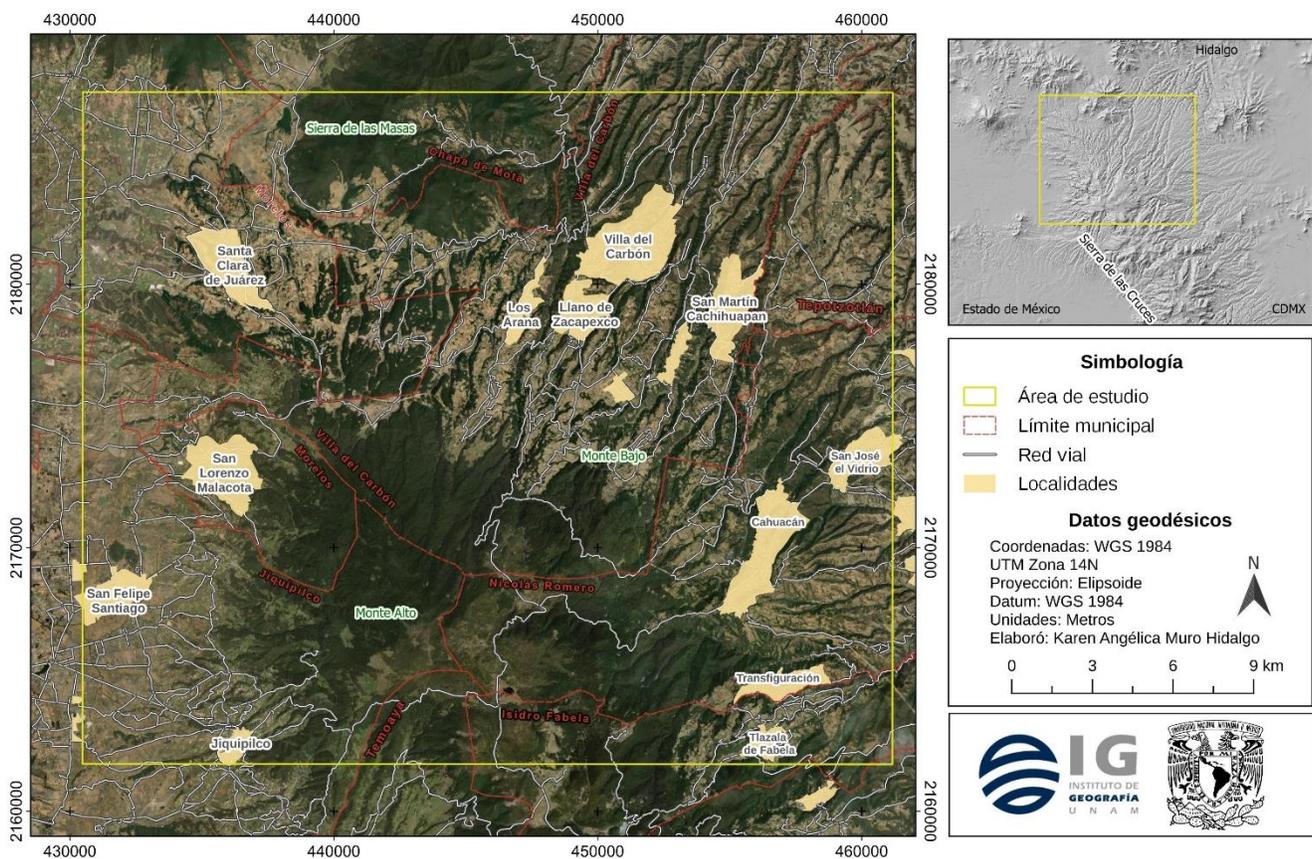


Figura 6. Localización del área de estudio.

La Sierra de Las Cruces forma parte del Eje Neovolcánico Transversal y es el parteaguas de tres de las grandes cuencas del centro de México: Valle de México río Lerma, y río balsas. Tiene una longitud de 110 km, con un ancho variable entre los 47 y 27 km. La

poligonal del área de estudio abarca al norte una parte de la Sierra de Las Masas, la sierra de Monte alto y Monte bajo.

La vertiente norte de la Sierra de Las Cruces está conformada por lavas dacíticas porfiríticas y brechas piroclásticas producto de los estratovolcanes: la Bufo, y La catedral, los cuales generan las elevaciones más importantes con: 3460 y 3780 m.s.n.m. respectivamente (Marroquín 2012; García-Palomo 2008). Al norte de la poligonal se ubica la Sierra de Las Masas con altitud de 3,200 m.n.s.m. en su punto más alto. Por su origen volcánico las unidades de relieve que se encuentran en la zona son: el complejo volcánico superior e inferior y piedemonte, las formas más representativas con las laderas de montaña alta y bajas, laderas tendidas y barrancos (INEGI 2014).

Dada su ubicación geografía y el relieve que conforma el área de estudio, se distinguen tres subtipos climáticos: hacia el piedemonte se encuentran los tipos C(w1) y C(w2), que hacen referencia a un clima templado lluvioso de temperatura media anual entre 12°C y 18°C con precipitación anual de 200 a 1,800 mm. En las partes medias el clima es del tipo Cb (w2), templado semifrío con verano fresco de temperatura media anual entre 5°C y 12°C (García-CONABIO 1998). En la poligonal se encuentra una amplia variedad de tipos de suelo. En las partes altas predomina el andosol, los luvisoles se distribuyen en las laderas medias y bajas de la sierra mientras que los feozem se encuentran en el piedemonte inferior y en las partes más bajas (INIFAP-CONABIO 1995).

El área se encuentra en la región hidrológica del Alto Pánuco (RH-26), en la cuenca del Río Moctezuma, y la conforman cuatro subcuencas, Tepetzotlán (RG26Dm), Río Cuautitlán (RH26Do), Río Tlautla (RH26Dj) y Río El Salto (RH26Dj). La porción oeste pertenece a la región hidrológica Lerma-Santiago (RH-12), en la cuenca Rio Lerma-Toluca en la subcuenca del Río Sila (RH12Am) y de la subcuenca río Oztolotepec – río Atlacomulco (RH12Ac). Al norte, los ríos más importantes son Los Sabios y San Jerónimo, que desembocan en la presa Taxhimay. También los ríos El Oro y Cuautitlán se originan en la parte alta de Monte Alto que confluye al este, por su parte el río San Bartolo que fluye al oeste. Otras corrientes secundarias con los ríos del Salto, Santa María, Los Molinitos, la Esperanza, Arroyo verde, y el Quelite (INEGI 2014).

Dentro del área de estudio se llevan a cabo diferentes usos de suelo. En las regiones bajas con pendientes planas predomina la agricultura de temporal anual y permanente, en las que principalmente se cultiva: maíz, frijol, cebada, avena y papa (Gobierno del Estado de México 2009). Asimismo, en las últimas décadas la mancha urbana se ha ido asentado en las zonas más planas de los municipios extendiendo la zona periférica de la zona metropolitana.

A lo largo del tiempo estos bosques han sido objeto de aprovechamiento para usos relacionados a la subsistencia; por ejemplo, como en el empleo como combustible, material de construcción, y obtención de carbón para la venta. Sin embargo, durante el siglo XX, este recurso tuvo una gran demanda; lo que, aunado la creciente expansión de la población hacia las zonas rurales, provocó un importante deterioro ambiental de los bosques al crear áreas de agricultura, además del aprovechamiento de los recursos forestales para la obtención de madera para la producción de carbón vegetal (Cazarez 2016). Esta región también ha sido objeto de regulaciones estatales en materia de conservación con el decreto del Parque Ecológico Turístico Recreativo Zempoala-La Bufa en el año 1980 (PEEM 2009). Así como también en 1977 fue declarada parque estatal la sierra de Chapa de Mota (PEEM 1977). En cuanto a los grupos humanos, destacan las comunidades Otomíes, asentadas en la sierra de Monte Alto desde la época de la conquista en los pueblos Santiago Tlazala, Santa Ana Jilotzingo y Santa María Mazatla y San Pedro Azcapotzaltongo (Nicolás Romero) ubicada en la sierra de Monte Bajo (Osorio 1984).

DISEÑO DE MUESTREO

Objetivo 1: Analizar el cambio de cubiertas del suelo en 1999, 2010 y 2022 y su impacto en el estado actual de la fragmentación de los bosques templados.

El análisis de la distribución de uso de suelo se llevó a cabo mediante la generación de mapas de cobertura del suelo para los tres periodos de estudio a partir de imágenes de satélites, con estos datos se analizó la fragmentación y conectividad del bosque templado del área de estudio.

Preprocesamiento de imágenes satelitales

Para el año 1999 se empleó una imagen multiespectral HRVIR2 del satélite SPOT-2 del CNES (por sus siglas en francés) del 24 de enero, a una resolución de 20 m por pixel. La imagen fue descargada del portal Spot Word Heritage del Centro Nacional de Estudios Espaciales (<https://regards.cnes.fr/user/swh/modules/60>), con K-J de identificación: 587-311 y un procesamiento Level 1A, lo cual indica que no posee corrección atmosférica y geométrica. Se realizó una calibración radiométrica a nivel de radiancia en el programa ENVI 5.1 con la herramienta *Radiometric Calibration* y la corrección atmosférica a nivel de reflectancia se realizó usando *FLAASH Atmospheric Correction*. Por su parte, la corrección geométrica se realizó usando 80 puntos de control tomando como base una escena de la misma área del sensor Sentinel-2 (previamente ortocorregida), el proceso se realizó con la herramienta *Image Registration Workflow* procurando conservar un RMS menor a 0.2. Se usaron las bandas del espectro visible: verde y rojo (0.50 a 0.68 μm) y el infrarrojo cercano (0.79 – 0.89 μm).

En el año 2010 la poligonal del área de estudio fue cubierta por dos escenas orto rectificadas del satélite AVNIR-2 ORI del Satélite ALOS de la Agencia de Exploración Aeroespacial de Japón (JAXA), a 10 m de resolución por pixel con fechas del 5 de noviembre y 4 de diciembre del 2010. Ambas ubicadas en las Órbitas: 25478 y 25901 y Path: 507 y 506 respectivamente. Las imágenes fueron descargadas del portal Alaska Satellite Facility (<https://search.asf.alaska.edu/>) a nivel 1B2 y fueron unidas en el programa ENVI 5.1 mediante la construcción de un mosaico. Se usaron las bandas verde y rojo (0.42 a 0.69 μm) y la banda en el infrarrojo cercano (0.76 a 0.89 μm).

Para la escena del año 2022 se utilizó una imagen multiespectral T14QMG del satélite Sentinel-2 (MSI) de una resolución de 10m con un nivel de procesamiento 2A (i.e, con corrección atmosférica) y que corresponde al 01 de enero de 2022. La información fue obtenida del The Copernicus Open Access Hub (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>; Tabla 1). En este estudio se emplearon la banda 3 y 4 del verde al rojo (0.56 a 0.66 μm) y la banda 8 del infrarrojo cercano (0.79 a 0.84 μm). Por otro lado, se procuró que las diferentes imágenes estuvieran dentro del periodo de la estación seca (diciembre a mayo), esto con la

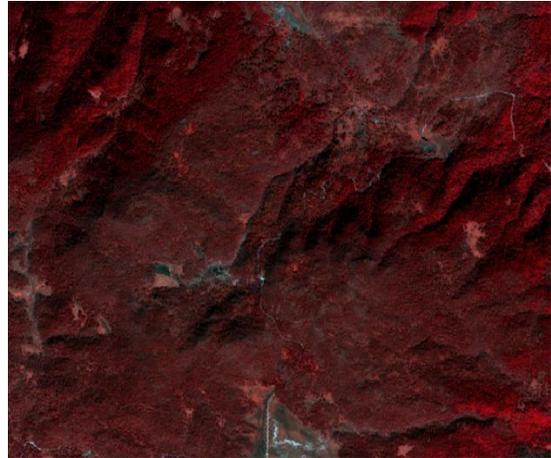
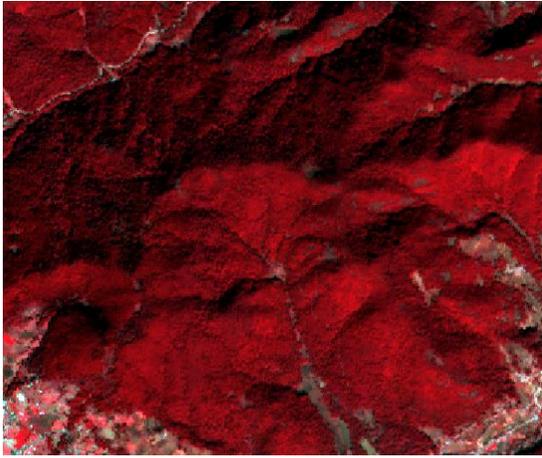
finalidad de mantener condiciones espectrales estables al evitar las diferencias causadas por la fenología de la vegetación, la iluminación y las condiciones de la atmósfera (Cuadro 1).

Cuadro 1. Imágenes de satélite usadas en el análisis.

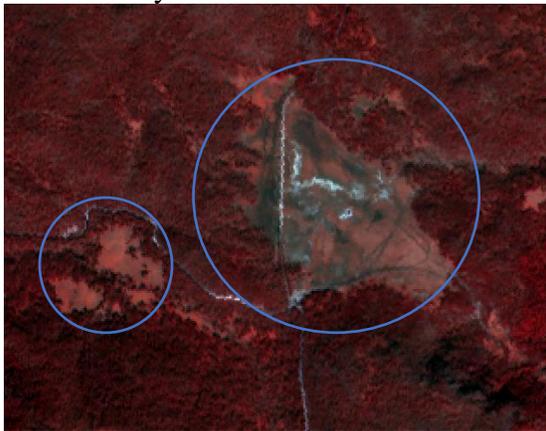
Fecha	Fuente de información	Satélite	Sensor	Identificador	Resolución de origen (m por pixel)	Re muestreo (m por pixel)
24/01/1999	Spot Word Heritage CNES	SPOT-2	HRVIR2	587-311	20	20
05/11/2010	Alaska Satellite Facility	ALOS	AVNIR-1 ORI	Órbita: 25478 Path:507	10	20
04/12/2010	Alaska Satellite Facility	ALOS	AVNIR-1 ORI	Órbita: 25901 Path:506	10	20
01/01/2022	The Copernicus Open Access Hub	Sentinel-2	MSI	T14QMG	10	20

Debido a que las imágenes poseen diferencias en las resoluciones espaciales, se realizó un remuestreo para generar imágenes a resolución de 20 m, usando el método del vecino más cercano. Posteriormente, en cada escena se realizó una clasificación supervisada usando el algoritmo de Máxima Verosimilitud en el programa ERDAS Imagine 2013. El método de clasificación se realizó utilizando como base imágenes con combinación entre las bandas: verde y rojo e infrarrojo cercano. Se generaron seis categorías de cobertura del suelo: bosque, agricultura en uso, agricultura en descanso, pastizal, urbano y cuerpos de agua; por cada cobertura se emplearon 300 áreas de entrenamiento siguiendo criterios como: textura, forma y color (Chuvienco, 2010).

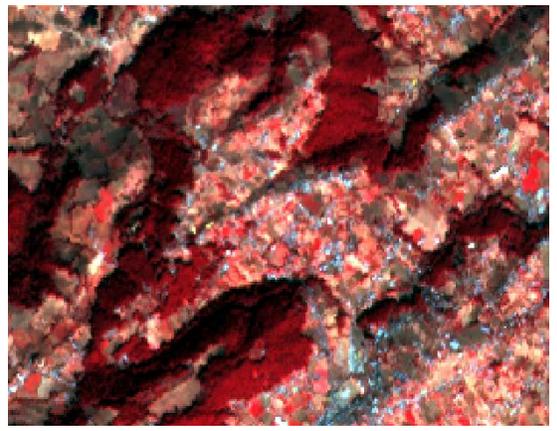
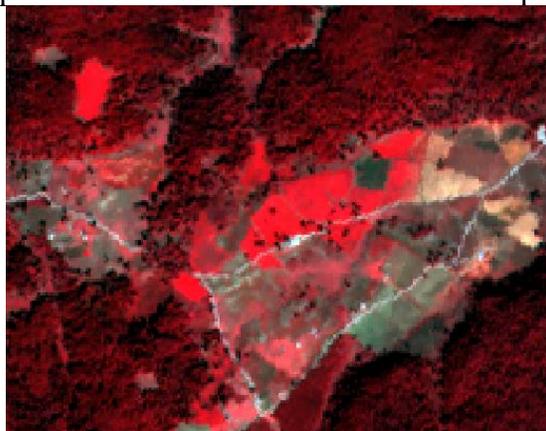
A continuación, se muestran algunas imágenes con ejemplos de las áreas de entrenamiento para las clases de cobertura, así como una definición de ellas (Figura 7).



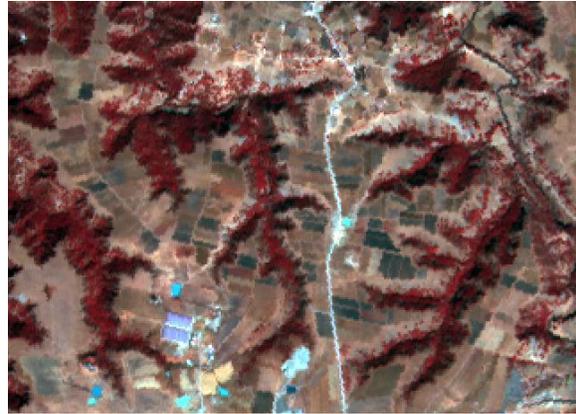
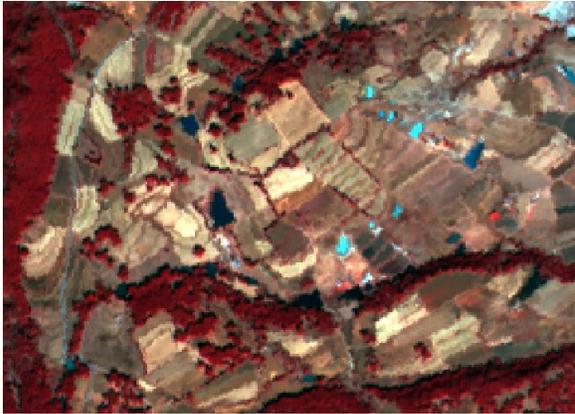
Forestal: Superficie del terreno con vegetación forestal que abarca más de 0.5 ha y está cubierta de árboles con un dosel superior al 10%. Se incluyen los bosques densos, semidensos y abiertos.



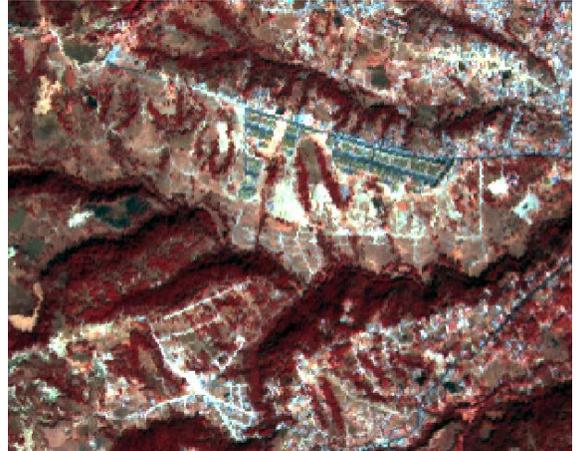
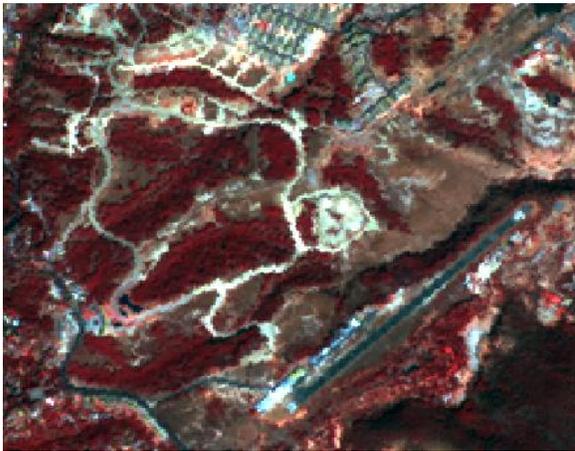
Pastizal secundario: Suelos en los que predomina la vegetación herbácea principalmente las gramíneas, con cobertura de arbustos que no excedan el 25% y la cobertura de árboles es inferior al 10%. Los pastizales secundarios están influenciados y moldeados por la acción humana por lo que se encuentran principalmente en áreas cercanas a la agricultura, pero en terrenos con difícil acceso o con pendientes.



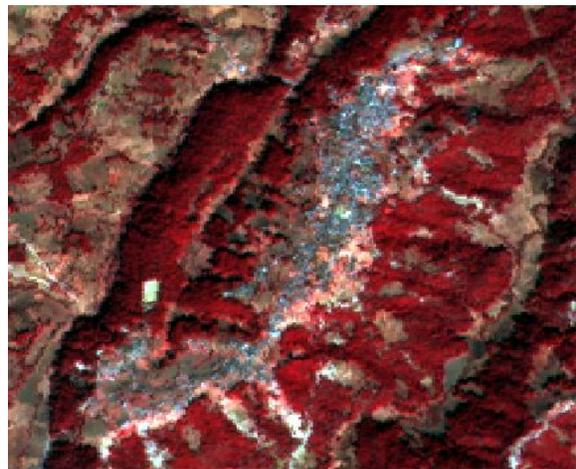
Agricultura activa: Área cubierta con cultivos fotosintéticamente activos producto del riego ya sea temporal o de riego. Se observan de color rojo debido a una combinación de bandas en donde el infrarrojo se coloca en el canal del color rojo.



Agricultura inactiva: Zonas en las que se observa el suelo expuesto o con un mínimo de cobertura herbácea seca, en la escena se observan como parcelas sin actividad.



Suelo desnudo: Tierras desprovistas de vegetación, tales como caminos, brechas, arenales, bancos de materiales entre otros.



Asentamiento humano: Suelos cubiertos por concreto (azul) o por superficies reflectantes asociadas a techos (azul claro casi blanco).



Cuerpo de agua: Áreas de acumulación de agua en la superficie terrestre que abarca una variedad de formas y tamaños mismos que pueden ser naturales o artificiales. En combinación de bandas con infrarrojo se observan en coloraciones negras o azules dependiendo de la cantidad de materia orgánica en ellas.

Figura 7. Imágenes de áreas de entrenamiento por tipo de cobertura, así como sus definiciones.

Los resultados obtenidos de la clasificación se exportaron a ArcGIS 10.6.1 (ESRI 2019) para la eliminación de píxeles aislados usando la herramienta *Majority filter*. La precisión del mapa de cobertura del suelo se evaluó seleccionando 1000 puntos al azar en la clasificación y determinando la precisión de la clasificación en Google Earth.

Para analizar el porcentaje de cambio entre las coberturas del suelo se utilizó la ecuación propuesta por la FAO en 1998:

$$\delta_n = \left[\left(\frac{S_2}{S_1} \right)^{\frac{1}{n}} - 1 \right] * 100$$

Donde:

δ es la tasa de cambio en %,

S_1 superficie en la fecha 1,

S_2 superficie en la fecha 2,

n es la diferencia entre las dos fechas

Análisis de la fragmentación y conectividad

El análisis de la fragmentación se realizó usando el comando *Fragmentation Statistics* del paquete *Makurhini* (Godínez-Gómez y Correa 2020) en el programa R Studio. En dicho paquete se estudiaron la composición y configuración del paisaje de la cobertura boscosa por

cada año evaluado. La medición de composición del paisaje se realizó mediante el número de parches, por su parte la configuración se midió a través del área de los parches, tamaño medio, área núcleo total, porcentaje de área núcleo, longitud de borde total, porcentaje de borde, densidad de bordes, índice de forma y dimensión fractal (Cuadro 2).

Cuadro 2. Métricas del paisaje de configuración y composición de la paquetería Makurhini.

Métrica	Fórmula
<i>Composición</i>	
Número de parche	$NP = n_i$
<i>Configuración</i>	
Área de los parches (km ²)	$AP = \sum_{j=1}^n a_i \left(\frac{1}{1,000,000} \right)$ a _i = área por parche <i>i</i>
Tamaño medio de los parches (km ²)	$TMP = \frac{\sum a_i \left(\frac{1}{1,000,000} \right)}{n_i}$ a _i = área por parche <i>i</i>
Área núcleo total (km ²)	$ANT = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{1,000,000} \right)$ a _{ij} ^c = Área núcleo (km ²) del parche basado en las profundidades del borde especificadas (m).
Borde total (km)	$BT = \sum_{k=1}^m e_{ik}$ e = longitud total (m) de borde en el paisaje de la clase <i>i</i> para cada parche <i>k</i> .
Densidad de bordes (m/km ²)	$DB = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (1,000,000)$ e _{ik} = longitud total (m) del borde en el paisaje que involucra el tipo de parche (clase) <i>i</i> ; incluye el límite del paisaje y los segmentos de fondo que involucran el tipo de parche <i>i</i> . A = área total del paisaje (km ²).

Métrica	Fórmula
Índice de forma	<p>Para un parche:</p> $IF = \frac{p_i}{2\pi} \cdot \sqrt{\frac{A_i}{\pi}}$ <p>p_i es el perímetro del parche i, A_i es el área del parche i.</p>

La fragmentación se determinó usando el índice del tamaño de malla efectivo (Effective Mesh Size), el cual expresa la probabilidad de que dos puntos elegidos al azar se conecten al estar ubicados en un parche no fragmentado. Cuantas más barreras fragmentan el paisaje, menor será la probabilidad de conexión y el paisaje estará más fragmentado (Jaeger 2000).

$$m_{eff} = A_t * C = \frac{1}{A_t} \sum_{i=1}^n A_i^2$$

Donde n = es el número de parches, A_i = tamaño del parche i , y A_t = el área total de la región bajo investigación.

El valor mínimo del índice es 0 km² y hace referencia a un área totalmente fragmentada, mientras que el valor máximo se alcanza cuando el área evaluada está completamente cubierta en un paisaje no fragmentado, por lo cual, es igual al tamaño de dicho paisaje. Si un paisaje se divide en parches de igual tamaño, entonces el m_{eff} será igual al tamaño de estos parches (Jaeger 2007).

Por su parte, la conectividad estructural se midió mediante tres herramientas, en la primera se empleó el Análisis de Patrones Espaciales Morfológicos (MSPA, por sus siglas en inglés) de la herramienta Guidos Toolbox (GTB; Vogt y Riitters 2016), fue desarrollado para identificar los patrones espaciales de las características conectadas, su función es examinar la integridad estructural y funcional de un paisaje a partir de un análisis de vecindad. Se basa en el principio de morfología matemática y de operaciones morfológicas básicas como corrosión, expansión, apertura y cierre, divide los píxeles de primer plano de imágenes binarias de sorteo en siete tipos mutuamente excluyentes: núcleo, isla, borde, perforación, puente, círculo y rama (Zhang *et al.* 2020).

La herramienta divide todos los píxeles de la cobertura boscosa en siete categorías (núcleo, islote, bucle, puente, borde, perforación y rama; Tabla 2 y Figura 2) que representan un mapa de distribución claro del paisaje forestal, mejorando notablemente el proceso de decisión espacial (Zhang *et al.* 2020), en este estudio solo se representan cinco de ellas ya que el área de borde y núcleo se analizan anteriormente.

De acuerdo con el MSPA, se consideran islotes a los bosques pequeños y aislados que no están conectados con otros bosques y son demasiado pequeños para contener un área núcleo. Por su parte, los bucles son descritos como áreas de bosque que conectan con la misma área núcleo, mientras que, los puentes son áreas que conectan diferentes áreas núcleo. Las perforaciones se refieren a los límites internos de los bosques, respectivamente, y tienen efectos de borde evidentes. Las ramas son áreas conectadas a un puente o a un bucle (Vogt y Riitters 2016). En el cuadro 3 se agrupan las definiciones y en la figura 8 se muestra un diagrama esquemático.

Cuadro 3. Clases generadas por el análisis de patrones espaciales morfológicos.

Clase	Descripción
Isleta	Superficie que no contiene área núcleo
Bucle	Porción que conecta a la misma área
Puente	Porción conectada a diferentes áreas núcleo
Perforación	Perímetro interno del objeto
Rama	Conectado por un extremo al borde de un puente o bucle.

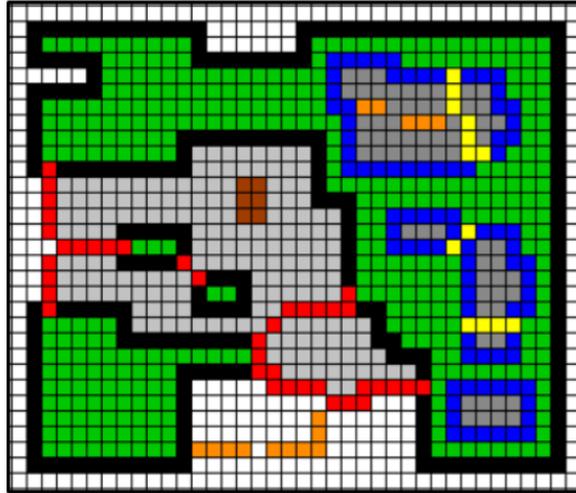


Figura 8. Ejemplo de MSPA que muestra las clases: isletas (café), bucle (amarillo), puente (rojo), perforaciones (azul) y ramas (anaranjado), núcleo (verde), borde (negro), no bosque (gris).

El segundo análisis consta del Índice de Probabilidad de Conectividad (PC; Saura y Pascual-Hortal 2007), definido como la probabilidad de que dos individuos ubicados al azar dentro de un paisaje encuentren áreas interconectadas en un conjunto de n parches de hábitat y las interconexiones entre ellas (p_{ij}), y es expresada por la siguiente fórmula:

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p * ij}{A_L^2}$$

Donde:

a_i y a_j son las áreas de los parches,

i y j y A_L es el área total del paisaje,

$p * ij$ se define como la probabilidad máxima del producto de todas las conexiones posibles entre los parches i y j (incluidas las de un solo paso). Se empleó un umbral de 0.5 y una distancia de dispersión de 5,000 km considerando la distancia de dispersión media de semillas de las especies forestales de bosques templados del Eje Neovolcánico Transversal (<10 km; Molina *et al.* 2019).

Adicionalmente, para el año 2022, se calculó el porcentaje de dPC que mide la contribución individual de cada parche al mantenimiento de la conectividad (Saura y Rubio 2010), y se expresa como:

$$dPC = 100 \times \frac{PC - PC_{remove,k}}{PC} = 100 \times \frac{\Delta PC_k}{PC}$$

El índice dPC consta de tres fracciones en las que cada una indica la contribución de cada parche en la conectividad del paisaje y se expresa como $dPC = dPC_{intra} + dPC_{flux} + dPC_{conector}$ (Saura y Rubio 2010). La variable dPC_{intra} se obtiene ponderando el valor de cada parche (en este caso el área), sin tener en cuenta su relación con otros parches. La fracción de flujo dPC_{flux} estima el potencial de flujo de dispersión que se espera que salga o llegue a un parche de hábitat en particular, es decir, la conexión que tiene el parche con el resto de las demás áreas. La fracción $dPC_{conector}$ determina la importancia del parche como elemento conectivo entre parches y depende completamente de su topología (Molina *et al.* 2019). Los análisis se realizaron en el programa CONEFOR Sensinode 2.6 software package (Saura y Torne 2009) y posteriormente se exportaron a ArcMap con los cuales se generaron mapas.

Objetivo 2: Evaluar las diferencias de la matriz de uso de suelo en la composición y estructura de la vegetación, así como de los factores ambientales e impactos antrópicos en los fragmentos de los bosques templados.

Para la selección de parches se continuó con el estudio realizado por Granados (2019), quien estudió los fragmentos forestales del área de estudio dentro de una matriz de cultivos temporales, donde identificó que el área núcleo se encuentra por encima de los 100 m. En este estudio se replica el diseño de muestreo en campo propuesto por dicho autor, para lo cual se seleccionaron parches boscosos mayores a 300 m, esto con la finalidad evitar la posible influencia del borde al lado contrario del transecto. En el área de estudio se identificaron dos tipos de matrices adicionales asentamiento humano y pastizal inducido; y por cada uno se realizaron cinco transectos, teniendo un total de 15 transectos (Figura 9). Los transectos de los bosques colindantes a la matriz de asentamiento humano y pastizal se muestrearon los días 1, 2, 3, 8 y 9 de diciembre del 2022. En cada uno se realizó un levantamiento florístico a través de transectos lineales, cuyas medidas fueron de 2 m de ancho

y 150 m longitud, se ubicaron desde el borde al interior del fragmento, con una separación mínima de 100 m entre cada uno (Figura 10).

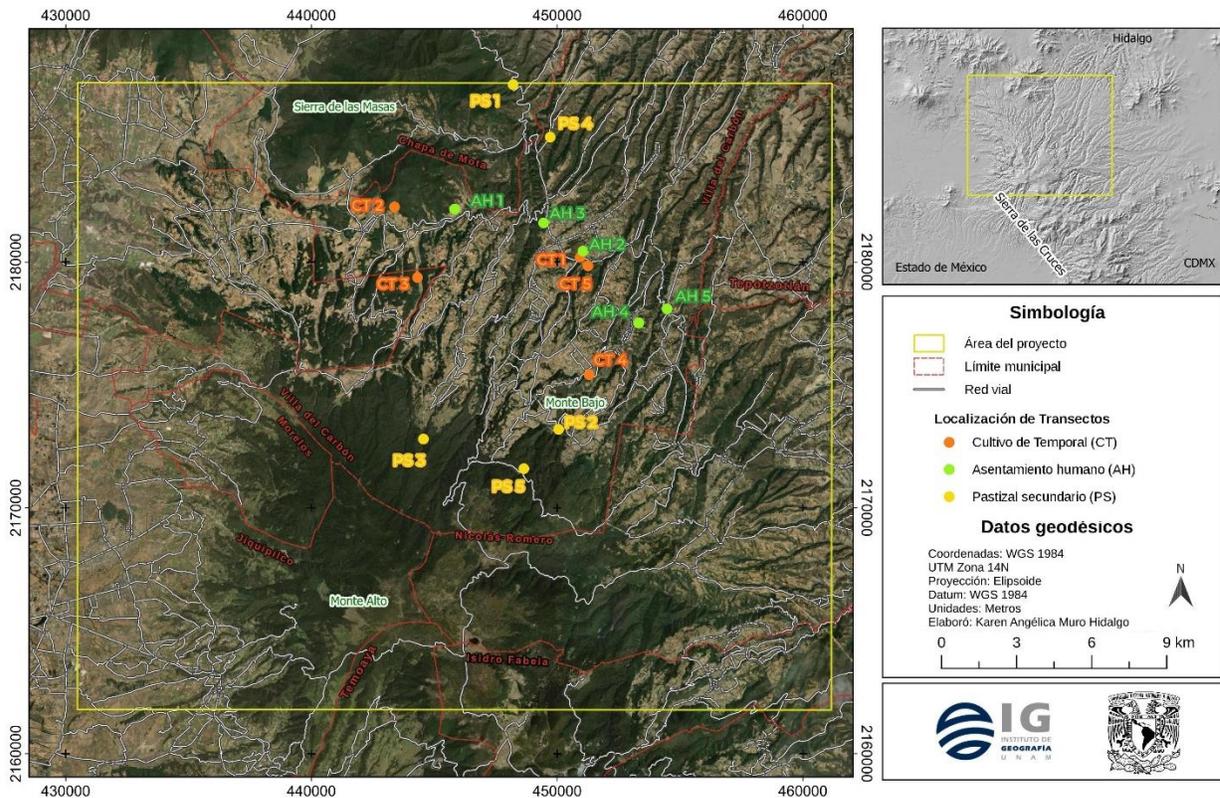


Figura 9. Mapa de localización de los transectos, cultivo de temporal, pastizal secundario y asentamiento humano.

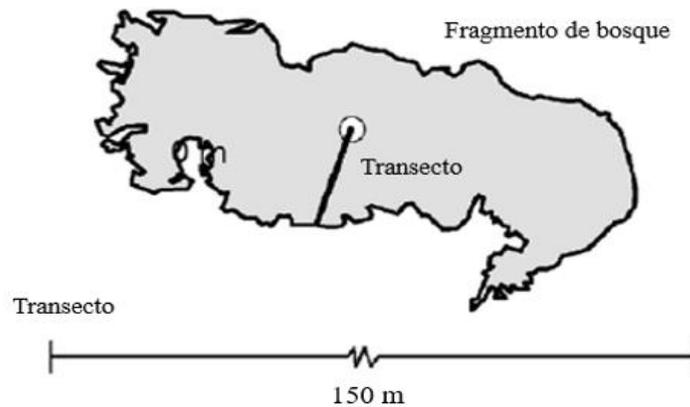


Figura 10. Esquema representativo de los transectos para muestreo de vegetación. Modificado de Granados *et al.* 2019.

En cada transecto se registraron las siguientes variables bióticas: especie, altura (m), diámetro (m) a la altura del pecho (DAP) para los árboles y a la altura de la base para los arbustos, cobertura (m²; medida como el promedio de los diámetros de mayor a menor de la copa) y la distancia de cada individuo al borde. La identificación taxonómica de las especies se realizó en el herbario de la Facultad de Ciencias de la UNAM, de igual manera se revisó el estatus de distribución de las especies en el portal enciclovida de la CONABIO (CONABIO 2025).

Para obtener las variables ambientales, el transecto se dividió en segmentos de 10 m a partir del borde y en la parte central de este se registraron las variables ambientales tales como: temperatura (°C), humedad (%) del suelo y del ambiente, compactación del suelo (Penetrómetro DICKEY. John; psi), ángulo de pendiente del suelo, grosor de la hojarasca, el porcentaje de cobertura de vegetación, hojarasca y suelo desnudo y calidad de la luz a través del dosel abierto usando fotografías hemisféricas con un lente hemisférico de la marca SIGMA colocado al nivel del suelo y posteriormente la apertura del dosel (%) se midió usando el software Gap Light Analyzer (Frazer *et al.* 1999; Figura 11).

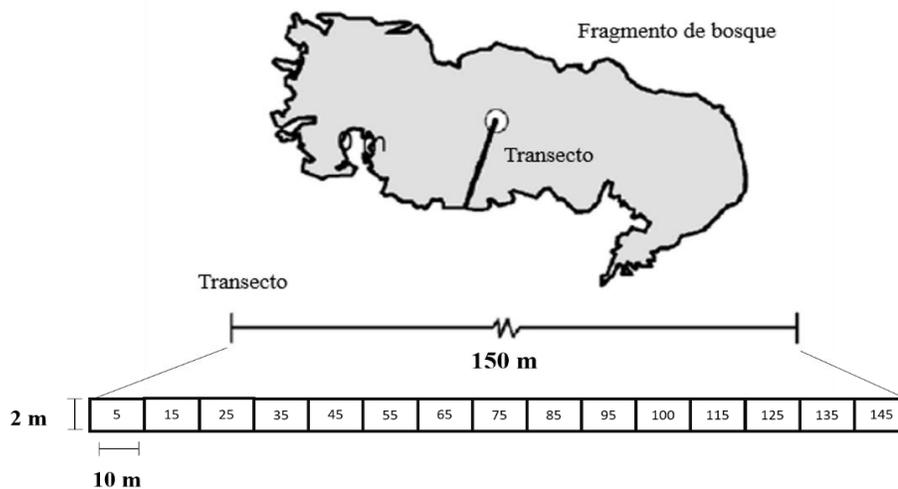


Figura 11. Esquema representativo de los sectores dentro de los transectos para muestreo de vegetación. Modificado de Granados *et al* 2019.

La comparación entre las matrices de suelo se realizó una prueba de normalidad empleando la prueba Shapiro-Wilk `shapiro.test` de R Studio (RStudio Team 2020). Debido a

que las variables analizadas no tuvieron una distribución normal se emplearon pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis (Zar 2010).

Por cada tipo de matriz se calculó el Índice de Valor de Importancia (IVI) para jerarquizar la dominancia de cada especie en función de su abundancia, área basal y frecuencia, mismo que se presenta un rango entre 0 a 100 (López-Hernández *et al.* 2017) obtenido a partir de la siguiente ecuación:

$$IVI = \frac{\text{Densidad relativa} + \text{Área basal relativa} + \text{Frecuencia relativa}}{3}$$

La **Densidad relativa** se obtuvo de la siguiente manera:

$$AR = \left[\frac{A_i}{\sum_{i=1..n} A_i} \right] \times 100$$

Donde:

A_i : **Abundancia relativa**, obtenida de la siguiente manera:

$$A_i = \frac{N_i}{S}$$

Donde:

N_i : Número de individuos de la especie i

S : Superficie de muestreo

El **Área basal** relativa se obtuvo con la siguiente fórmula:

$$DR = \left[\frac{D_i}{\sum_{i=1..n} D_i} \right] \times 100$$

Donde:

D_i : área de copa absoluta, obtenida de la siguiente manera:

$$D_i = \frac{Ab_i}{E}$$

Donde:

Ab: área basal de la especie i

E: Superficie

La **Frecuencia relativa**, se obtuvo de la siguiente manera:

$$FR = \left[\frac{F_i}{\sum_{i=1...n} F_i} \right] \times 100$$

Donde:

F_i : frecuencia absoluta, obtenida de la siguiente manera:

$$F_i = \frac{P_i}{NS}$$

Donde:

P_i : número de sitios en el que está presente la especie i

NS: Número total de sitios de muestreo

Objetivo 3: Evaluar la influencia de la matriz de uso de suelo en el efecto de borde de los fragmentos de bosques templados.

Para identificar las variables bióticas que explican la mayor variación entre los segmentos por tipo de matriz, a los datos se les realizaron pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk usando el comando shapiro.test de R Studio. Posteriormente, se construyó una matriz de correlación entre las 15 variables de composición y estructura de la vegetación organizadas por sectores de muestreo, empleando el comando cor del paquete Stars de R Studio. Se seleccionaron las variables con coeficientes de correlación superiores a 0.8, a las que estuvieron presentes en varias relaciones se les realizó un descarte. A las variables

seleccionadas se les realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) usando la función PCA del paquete FactorMiner en R Studio.

Una vez identificada la o las variables que explicaron la mayor variación se realizó un análisis de conglomerados mediante la función `hclust` del paquete Stats en R, mediante el método de enlace completo (Complete Linkage o Vecino más lejano). El método realiza agrupaciones considerando la distancia máxima desde un componente del clúster a otro y agruparlas mediante similitudes. Una vez obtenidas las agrupaciones se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para probar si las formaciones realizadas son similares. En los casos en los que se rechazó la hipótesis nula de igualdad de varianzas, se aplicó una prueba post-hoc de Tukey con la función `TukeyHSD` de Stats.

Con la finalidad de probar si existe una relación entre la distancia recorrida dentro del transecto y el cambio en las variables ambientales se realizó un modelo de regresión lineal múltiple por tipo de matriz de uso de suelo. A dicho modelo se le aplicaron los siguientes análisis:

- Linealidad: para conocer si las variables que componen en modelo siguen una tendencia lineal, se revisaron los residuales del modelo.
- Normalidad: se aplicó una prueba de Shapiro-Wilks con la función `shapiro.test` de R Studio.
- Homocedasticidad: se analizó mediante la prueba de Breusch-Pagan (1979), también conocida como la hipótesis de error (no) constante usando el paquete `check heterocedasticity` de R studio.
- Independencia: Runs test for randomness (Mendenhall and Reinmuth 1982), usando el paquete `lawstat` y el comando `runs.test`.

Una vez realizados dichos análisis se redujo el número de variables, a únicamente las que presentaron significación estadística ($p < 0.05$) y una vez obtenido el modelo los análisis anteriores se repitieron para verificar el cumplimiento de los supuestos del modelo.

Impactos antrópicos por tipo de matriz

Por cada transecto se tomó registro de evidencias de la presión antrópica como: excretas de ganado menor, excretas de ganado mayor, plantas ramoneadas, plantas macheteadas, árboles ocoteados, tocones, evidencias del tránsito de personas como el número de senderos humanos y el ancho estimado, caminos ganaderos, senderos próximos, evidencia de basura, evidencia de incendio, árboles muertos. Con la información de campo se establecieron categorías de acuerdo a la acumulación de impactos y se calculó la influencia de cada tipo de matriz dentro del fragmento.

A partir de los datos se realizó una prueba de normalidad de Shapiro-Wilks en R Studio. Dado que las variables no presentaron distribución normal ($p < 0.05$), los datos de impactos antrópicos por tipo de matriz se sometieron a un análisis de varianza multivariante permutacional (PERMANOVA) con distancia euclidiana y 9999 permutaciones, lo anterior mediante el comando `adonis2` de la paquetería de R Studio `vegan`.

REFERENCIAS

- Cázares, S.M.Y. (2016). Efecto borde en el bosque de encino de la sierra de Monte Alto. Tesis de Maestría en Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Chávez M.C., Nava G., Velásquez L., Nava Y. Mondragón J., Carvajal H., Pedraza A.M., Reyes B.G., Arriaga C. (2001). Agricultural research for development in the mexican highlands. *Mountain Research and Development*. 21/2: 113-117.
- Chuvieco E. (2002). Teledetección Ambiental. Ediciones Ariel. 586 pp.
- Conabio. 2025. EncicloVida. Consultado el 02 de enero 2025. Disponible en: www.enciclovida.mx/.
- ESRI, 2019. ArcGIS 10.6.1. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.
- FAO 1988. An intern report on the state of forest resources in the developing countries. Forest Resource Division, Forestry Department, Roma.
- Frazer, G.W., Canham, C.D., and Lertzman, K.P. (1999). Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. University Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.
- García, E. – CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). (1998). Climas (clasificación de Köppen, modificado por García). Escala 1:1000000. México.
- García-Palomo, A., Zamorano, J.J., López-Miguel, C., Galván-García, A., Carlos-Valerio, V., Ortega, R. y Macías, J.L. (2008). El arreglo morfoescultural de la Sierra de Las Cruces, México central. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*. 1(25): 158-178.
- Gobierno del Estado de México (2009). La diversidad biológica del Estado de México. Estudio de Estado. Colección Mayor. Primera edición. México.

- Godínez-Gómez, O. y Correa, A.C.A. (2020). Makurhini: Analyzing Lanscape connectivy. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3771605>
- Granados, P.C. (2019). El efecto borde: causas y consecuencias ecológicas en comunidades fragmentadas de un bosque templado, Sierra de Monte Alto, Estado de México. Tesis de Doctorado en Geografía. Universidad Nacional Autónoma. México.
- Granados-Peláez, C., Santibáñez-Andrade, G., Guerra-Martínez, F., Serrano-Giné, D. y García-Romero, A. (2018). Evaluation of multi-causal dynamics of variability composition of patch edges in temperate forest. *Forest Ecology and Management*. 429: 207-216. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.027>.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía) (2014). Información Topográfica E14A28 Villa del Carbón escala 1:50 000 serie II.
- INIFAP (Instituto Nacional de investigaciones Forestales y Agropecuarias) - CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). (1995). Edafología. Escalas 1:250000 y 1:1000000. México.
- Jaeger, J. A. G., Schwarz-von Raumer, G-H., Esswein, H. Müller, M. y Schmidt-Lüttmann, M. (2007). Time Series of Landscape Fragmentation Caused by Transportation Infrastructure and Urban Development: A Case Study from Baden-Württemberg, Germany. *Ecology and Society*. 12(1): 22.
- Jaeger, J.A.G. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*. 15: 115-130 pp.
- López-Hernández, J.A., Aguirre-Calderón, O.A., Alanís-Rodríguez, E., Monarrez-González, J.C., González-Tagle, M.A. y Jiménez-Pérez, J. (2017). Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques*. 1(23): 39-51. doi:10.21829/myb.2017.2311518.
- Marroquin, G. S.G. (2012). Aspectos Generales del análisis químico de materiales geológicos y su aplicación en un estudio de proceso magmáticos (Sierra de las Cruces, Cinturón

Volcánico Mexicano). Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias de la Tierra. 154pp.

Molina Sánchez, A. Delgado, P. Gonzalez-Rodriguez, A., González, C., Gómez-Tagle, R. A.F. y Lopez-Toledo, L. (2019). Spatio-temporal approach for identification of critical conservation areas: a case study with two pine species from a threatened temperate forest in Mexico. *Biodiversity and Conservation*. 28:1863–1883.

Osorio, M.L.R. (1984). Flora y vegetación de la parte superior de la sierra de Monte Alto en el valle de México. Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. México.

PEEM (Poder Ejecutivo del Estado de México) (1977). Decreto del Ejecutivo del Estado por el que se crea el parque estatal denominado “Chapa de Mota” ubicados en los municipios de Chapa de Mota y Villa del Carbón, Estado de México. Gaceta de Gobierno 26 de mayo de 1977. Toluca, Estado de México. En línea en: [https://cepanaf.edomex.gob.mx/sites/cepanaf.edomex.gob.mx/files/files/PE-17%20CHAPA%20DE%20MOTA\(DT\).pdf](https://cepanaf.edomex.gob.mx/sites/cepanaf.edomex.gob.mx/files/files/PE-17%20CHAPA%20DE%20MOTA(DT).pdf)

PEEM (Poder Ejecutivo del Estado de México) (2009). Resumen ejecutivo del programa de conservación y manejo del parque ecológico, turístico y recreativo Zempoala-La Bufa, denominado Parque Estatal “Otomí Méxica”. Gaceta de Gobierno 7 de octubre de 2009. Toluca, Estado de México. En línea en: <https://legislacion.edomex.gob.mx/sites/legislacion.edomex.gob.mx/files/files/pdf/gct/2016/oct211.PDF>

RStudio Team (2020). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.

Rzedowski J. (1988). Vegetación de México. Limusa. México. 432 pp.

Saura, S. y Pascual-Horta, L. (2007). A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices

- and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*. 83. 91-103.doi:10.1016/j.landurbplan.2007.03.005
- Saura, S., Estreguil, C., Mounton, C., y Rodríguez-Freire, M. (2011). Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990–2000). *Ecological Indicators*. 11: 407–416.
- Saura, S., Rubio, L. (2010). A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*. 33: 523-537.
- Saura, S., Torné, J. (2009). Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Model Software*. 24, 135–139.
- Vargas, A.G. (2012). Las batallas del hilo. Historia e imágenes de las fábricas textiles de San Ildefonso, La Colmena y Barrón, cuna del movimiento obrero mexicano. *Boletín de Monumentos históricos*. Tercera época (25).
- Vogt, P. y Riitters, K. (2016). GuidosToolbox: universal digital image object analysis. *European Journal of Remote Sensing*. 50: 352-361.
- Zar, J.H. (2010). *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey.
- Zhang, Y., Shen, W., Li, M. y Lv, Y. (2020). Assessing spatio-temporal changes in forest cover and fragmentation under urban expansion in Nanjing, eastern China, from long-term Landsat observations (1987–2017). *Applied Geography*. 117.

CAPÍTULO III: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Objetivo 1. Analizar las cubiertas del suelo en 1999, 2010 y 2022 y su impacto en el estado actual de la fragmentación de los bosques templados.

RESUMEN

En el presente apartado se muestran los resultados del primer objetivo de esta tesis, para el cual se generaron tres mapas de coberturas del suelo (1999, 2010 y 2022), en los que se contemplaron siete categorías de coberturas del suelo: forestal, cuerpo de agua, agricultura activa e inactiva, pastizal secundario, asentamiento humano y suelo desnudo. Durante los 23 años de evaluación el área de estudio estuvo ocupada principalmente por la cobertura forestal, misma que fue en aumento a partir del 2010, por otro lado, las coberturas menos representadas fueron los Asentamiento humano y el suelo desnudo. En cuanto a la fragmentación se encontró que el aumento de la cobertura boscosa estuvo acompañado por el incremento en el número de parches, los cuales registraron medias de menor tamaño en cada año de evaluación. La métrica de tamaño de malla efectiva (MESH) indicó que más de la mitad del área de estudio se encuentra fragmentada. Por su parte, el índice Probabilidad de Conectividad (dPC) muestra valores de conexión bajos, mismos que fueron disminuyendo con los años.

Evaluación de la precisión

Las precisiones generales y los valores Kappa obtenidos en este estudio estuvieron por arriba de 90%. El año 2010 destacó con los valores más altos 0.96 (96%) y 0.94 (94%), respectivamente, seguido del año 1999 con 0.96 (96%) y 0.93 (93%). El año 2022 tuvo los valores más bajos con 0.95 (95%) y 0.91(91%). Para el año 1999, la precisión del usuario fue menor en los Asentamiento humano con 69.23%, seguido del pastizal secundario con 89.87% y la agricultura inactiva 95.6%, mientras que la máxima precisión fue para las clases cuerpo de agua y suelo desnudo con una precisión del 100%.

Por otro lado, la precisión del productor tuvo como valor mínimo a la agricultura activa con 71.7% y la precisión máxima fue para los Asentamiento humano que presentaron

un valor del 100%. En el año 2010 la presión del usuario mínima fue para el suelo desnudo con 87.5% y el valor máximo estuvo en el suelo desnudo con 100%. La precisión del productor en Asentamiento humano fue el valor más bajo con 83.3%, el valor más alto fue para el cuerpo de agua con 100%. Finalmente, en el año 2022 la precisión del usuario tuvo el mínimo en el suelo desnudo con 85.45% y el máximo en el cuerpo de agua con 100%. La precisión del productor muestra que el suelo desnudo tuvo un porcentaje de 85.45% (Cuadro 4).

Cuadro 4. Precisión de las clasificaciones para los años 1999, 2010 y 2022.

Coberturas	1999		2010		2022	
	PU (%)	PP (%)	PU (%)	PP (%)	PU (%)	PP (%)
Forestal	97.62	98.97	97.53	98.93	95.57	97.82
Cuerpo de agua	100.00	83.33	90.00	100.00	100.00	83.33
Agricultura inactiva	95.65	94.29	95.83	95.83	95.83	90.55
Pastizal secundario	89.87	95.30	93.33	90.74	90.36	91.46
Agricultura activa	97.44	71.70	94.00	89.52	97.14	84.30
Asentamiento humano	69.23	100.00	87.50	93.33	90.91	95.24
Suelo desnudo	100.00	93.65	100.00	83.33	85.45	100.00
Precisión general	0.96		0.96		0.95	
Kappa	0.93		0.94		0.91	

**PU: Precisión del usuario, PP: Precisión del productor*

Coberturas en 1999, 2010 y 2022

El análisis de las coberturas contempló un total de 23 años repartidos en tres periodos. En el año 1999 el área de estudio estuvo ocupada principalmente por la vegetación forestal que se expandió en 435.17 km² (55.60 %), seguida por la agricultura inactiva que ocupó 144.17 km² (18.42%), el pastizal secundario se encontró en una superficie de 100.80 km² (12.88%), la agricultura activa tuvo un total de 83.08 km² (10.62%), el suelo desnudo registró 11.97 km² (1.53%), los Asentamiento humano cubrieron 4.62 km² (0.59%) y los cuerpos de agua tuvieron 2.89 km² (0.37%).

En 2010 la cobertura forestal mantuvo la dominancia con 457.17 km² (58.41%), seguido de la agricultura inactiva que reportó 150.58 km² (19.24%), así como la agricultura activa con 80.27 km² (10.26%), el pastizal secundario tuvo 79.54 km² (10.16%). Por su parte, los Asentamiento humano reportaron una cobertura de 12.27 km² (1.57%), los cuerpos de agua tuvieron 2.30 km² (0.29%) y el suelo desnudo cubrió 0.57 km² (0.07%).

En el año 2022, un total de 486.03 km² (62.10%) estuvo representado por cobertura forestal. La agricultura tuvo incrementos, la activa reportó una cobertura de 85.77 km² (10.96%), y la inactiva abarcó 83.41 km² (10.66%). El pastizal secundario tuvo 61.85 km² (7.90%), seguido del suelo desnudo con una cobertura de 44.71 km² (5.71%), los Asentamiento humano con 18.73 km² (2.39%), y finalmente los cuerpos de agua que cubrieron 2.21 km² (0.28%; Cuadro 5 y Figura 12).

Cuadro 5. Clases de coberturas áreas y porcentaje de ocupación para los años 1999, 2010 y 2022.

Coberturas	1999		2010		2022	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Forestal	435.17	55.6	457.17	58.41	486.03	62.1
Pastizal secundario	100.8	12.88	79.54	10.16	61.85	7.9
Agricultura activa	83.08	10.62	80.27	10.26	85.77	10.96
Agricultura inactiva	144.17	18.42	150.58	19.24	83.41	10.66
Asentamiento humano	4.62	0.59	12.27	1.57	18.73	2.39
Suelo desnudo	11.97	1.53	0.57	0.07	44.71	5.71
Cuerpo de agua	2.89	0.37	2.3	0.29	2.21	0.28
Total	782.71	100	782.71	100	782.71	100

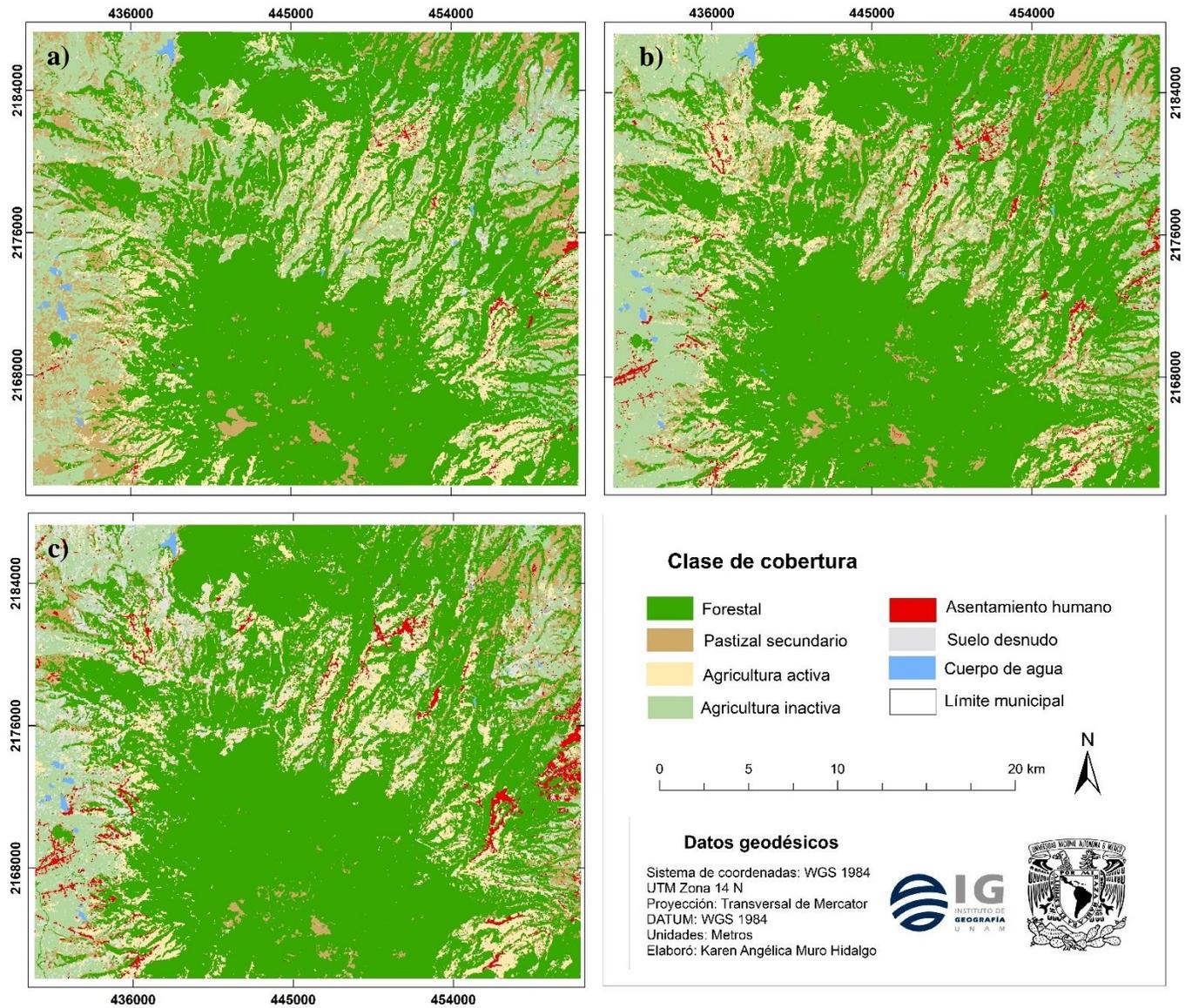


Figura 12. Clasificación de coberturas del suelo para los años a) 1999, b) 2010 y c) 2022.

Cambio de coberturas

El primer periodo de evaluación abarcó 11 años, desde 1999 hasta 2010, en el que se registraron reducciones en las coberturas del pastizal secundario con la pérdida de 21.25 km² (2.72%), el suelo desnudo se redujo 11.40 km² (1.46%), la agricultura activa perdió 2.81 km² (6.38%), así como los cuerpos de agua con una disminución de 3.32 km² (0.42%). Los aumentos se centraron en las coberturas forestales con 22 km² (2.81%), Asentamiento humano con 7.65 km² (4.10%) y agricultura inactiva con 6.40 km² (0.82%).

En el segundo periodo, que abarca de 2010 a 2022, la agricultura inactiva disminuyó 67.17 km² (8.58%), así como las coberturas de pastizal secundario y cuerpos de agua, con 17.69 km² (2.26%) y 0.08 km² (0.01%), respectivamente. En cambio, el suelo desnudo registró los aumentos más considerables con 44.14 km² (5.64%), seguido de la cobertura forestal que se expandió en 28.86 km² (3.69%). Los Asentamiento humano también tuvieron un incremento de 6.45 km² (0.82%) al igual que la agricultura activa con 5.49 km² (0.70%; Cuadro 6).

Cuadro 6. Cambio de cobertura en área y porcentaje por periodo en el área de estudio.

Coberturas	1999-2010		2010-2022	
	km ²	%	km ²	%
Forestal	22	0.45	28.86	0.51
Pastizal secundario	-21.25	-2.13	-17.69	-2.07
Agricultura activa	-2.81	-0.31	5.49	0.55
Agricultura inactiva	6.4	0.4	-67.17	-4.8
Asentamiento humano	7.65	9.28	6.45	3.58
Suelo desnudo	-11.4	-24.17	44.14	43.83
Cuerpo de agua	-0.59	-2.07	-0.08	-0.31

Análisis de la fragmentación: métricas de configuración del paisaje

Desde 1999 se observó un gran parche de vegetación que cubría 389.15 km² (49,72% del área de estudio y 89.43% de la cobertura forestal) que conectaba la Sierra de Las Cruces con la Sierra de las Masas mediante un corredor de las laderas del barranco del río San Jerónimo. Hacia las laderas bajas se formaron parches de vegetación aislados que cubrieron una superficie de 46.02 km² (10.57% del área de estudio). En el 2010 el fragmento dominante se redujo a una superficie de 375.58 km² (49.26% y 84.35% de la cobertura forestal) y los parches periféricos aumentaron a 71.52 km² (15.65%), Para el año 2022 se produjo un incremento en el parche grande que ocupa 412.60 km² (52.71% del área de estudio y 84.89% de la cobertura forestal), así como en los demás parches que cerraron el periodo de estudio con una superficie de 73.43 km² (15.11%; Cuadro 7).

Cuadro 7. Superficies de la cobertura forestal, tamaño y porcentajes de cobertura del parche más grande y parches aislados en los años de evaluación.

Año	Área total de cobertura forestal (km ²)	Tamaño del parche más grande (km ²)	% Parche más grande en relación con el ADE	% Parche más grande en relación con el bosque	Área de parches aislados (km ²)	% Parches aislados
1999	435.17	389.15	49.72	89.43	46.02	10.57
2010	↑ 457.1	↓ 385.58	↓ 49.26	↓ 84.35	↑ 71.52	↑ 15.65
2022	↑ 486.03	↑ 412.6	↑ 52.71	↑ 84.89	↑ 73.43	↓ 15.11

*ADE: Área de estudio. ↑ Aumento ↓ Disminución

El aumento en superficie de la cobertura forestal estuvo acompañado por el incremento en el número de fragmentos. En el año 1999 se tuvo un total de 1,465 parches boscosos, que para el 2010 se incrementaron a 2,504, y para el año 2022 se registraron 3,447 fragmentos. El tamaño promedio de los parches en 1999 fue de 0.30 km², para el 2010 a pesar del crecimiento en el número de parches hubo una disminución en el tamaño reportando una media de 0.18 km², y en el 2022 hubo otra disminución a un tamaño medio de 0.14 km². En el caso de la longitud del borde se observó un incremento, en 1999 fue de 3,975.03 km, en la evaluación del 2010 se registró un aumento a 4,549.75 km, y en 2022 se obtuvo un total de 5,243.24 km de borde.

Por otro lado, la métrica del área núcleo en 1999 constaba de 287.46 km², en los años posteriores esta superficie tuvo un aumento notable a 302.39 y 318.73 km² en 2010 y 2022, respectivamente. El índice de forma tuvo un valor de 3.23 en 1999, con el incremento de cobertura en 2010 y 2022 el índice disminuyó a 1.69 y 1.42 respectivamente (Cuadro 8).

Cuadro 8. Métricas de fragmentación obtenidas para la cobertura de bosque, analizadas para los tres períodos 1999, 2010 y 2022.

Año	Área de parches (km ²)	Número de parches	Tamaño medio de parches (km ²)	Borde total (km)	Área núcleo total (km ²)	Índice de forma (media)
1999	435.17	1,465	0.3	3975.03	287.46	3.23
2010	↑ 457.1	↑ 2,504	↓ 0.18	↑ 4549.75	↑ 302.39	↓ 1.69
2022	↑ 486.03	↑ 3,447	↓ 0.14	↑ 5243.24	↑ 318.73	↓ 1.42

↑ Aumento ↓ Disminución

El tamaño de malla efectivo (Effective Mesh Size; MESH) para 1999 tuvo un valor de 348.09 km² el cual representa en 44.47% del área de estudio, para el 2010 disminuyó a 325.41 km² (41.57%) y para 2022 registró un aumento a 350.49 km² (44.78%; Figura 13).

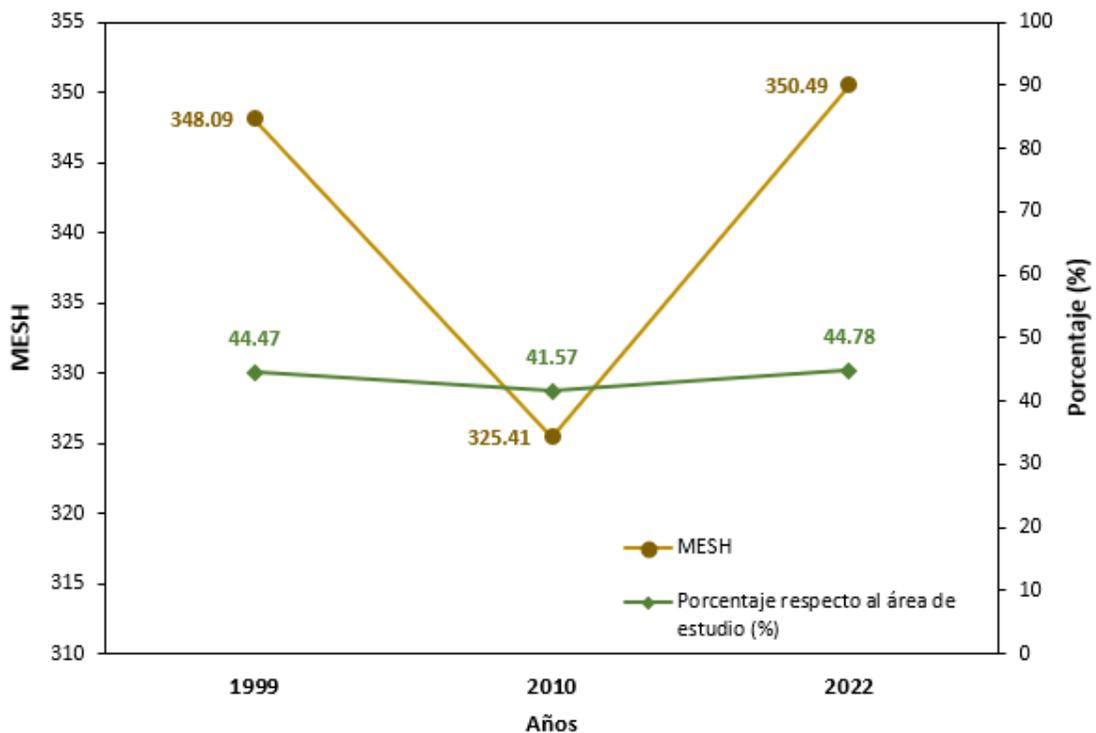


Figura 13. Tamaño de malla efectiva (MESH) y porcentaje que corresponde al ADE en tres períodos 1999, 2010 y 2022.

Análisis de Patrones Espaciales Morfológicos (MSPA)

El análisis mostró que en los tres años de evaluación los corredores (puentes) fueron las estructuras morfológicas más relevantes, en 1999 cubrieron un total de 34.68 km² (33.63%), que en 2010 aumentaron a 42.35 km² (36.32%), para 2022 se registró un área de 58.37 km² (42.82%). Los conectores de tipo ramas también incrementaron, en 1999 tuvieron un área de 23.99 km² (23.27%), en 2010 ocuparon un área de 25.86 km² (22.18%) y en 2022 registraron 26.09 km² (19.14%). Las perforaciones en 1999 ocuparon 21.58 km² (19.37%) y en 2010 incrementaron a 19.54 km² (16.76%), y para el 2022 se disminuyeron a 18.70 km² (13.72%; Cuadro 9; Figura 14).

Cuadro 9. Comparación entre los resultados del análisis de Patrones Espaciales Morfológicos para las tres fechas de evaluación y dinámica de cambio entre ellos.

Clase		1999		2010		2022	
		km ²	%	km ²	%	km ²	%
Conectores	Bucle	14.7	14.25	17.05	14.62	19.01	13.95
	Isleta	11.94	11.58	11.8	10.12	14.15	10.38
	Rama	23.99	23.27	25.86	22.18	26.09	19.14
Corredores	Puente	34.68	33.63	42.35	36.32	58.37	42.82
Perforación		17.81	17.27	19.54	16.76	18.7	13.72
Total		1103.105	100	116.6	100	136.32	100

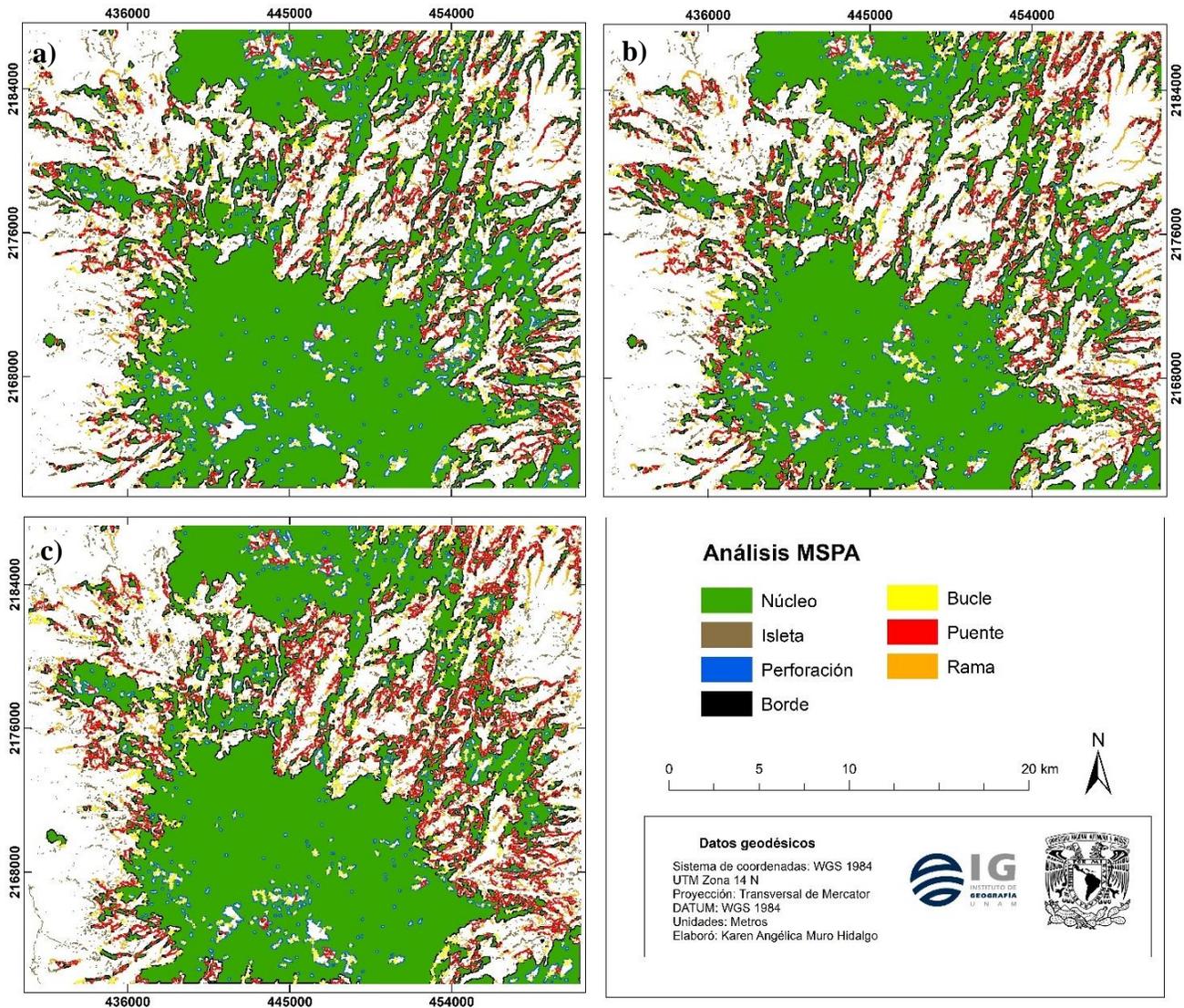


Figura 14. Representación de los elementos morfológicos obtenidos mediante el MSPA para: a) 1999, b) 2010 y c) 2022.

Conectividad

El índice Probabilidad de Conectividad (dPC) muestra valores de conexión bajos. En 1999 se registró una media de 0.08, misma que fue en disminución en los años posteriores, reportando 0.04 en 2010 y 0.03 en 2022 (Cuadro 8). Por su parte, el aporte del área de cada parche en la conectividad general (dPC_{Intra}) indica que en 2022 se tuvo el valor más bajo (0.02). En cuanto a la fracción de flujo (dPC_{Flux}) hubo un crecimiento en el año 2010 (0.03), mismo que disminuyó en 2022 (0.006). Por otro lado, la fracción de conexión entre parches

de acuerdo con su posición (*dPCConnect*) tuvo valores de cero en los 23 años de evaluación. (Cuadro 10).

Cuadro 10. Probabilidad de Conectividad (PC), y fracciones *dPCIntra*, *dPCFlux* y *dPCConnect* (Porcentajes %).

Año	<i>dPC</i>	<i>dPCIntra</i>	<i>dPCFlux</i>	<i>dPCConnect</i>
1999	8.24	5.5	2.66	0
2010	4.36	3.63	0.73	0
2022	3.16	2.65	0.5	0

El mapa de la figura 5 muestra que en los tres años evaluados existe un fragmento de muy alta importancia para la conectividad. Desde el análisis de 1999 se observa un gran parche de vegetación que recorre la parte alta de la Sierra de Las Cruces y conecta a la Sierra de Las Masas por medio de la vegetación de la barranca del río San Jerónimo. En 1999 ocupa un área de 389.15 km², que disminuye en 2010 a 385.58 km², y en 2020 aumenta a 412.60 km². Los parches de alta importancia para la conectividad disminuyeron con el tiempo, en 1999 se tenía un área de 5.53 km² que en 2010 aumenta 22.21 km² y finalmente en 2022 reporta 8.93 km² (Cuadro 11 y Figura 15 y 16).

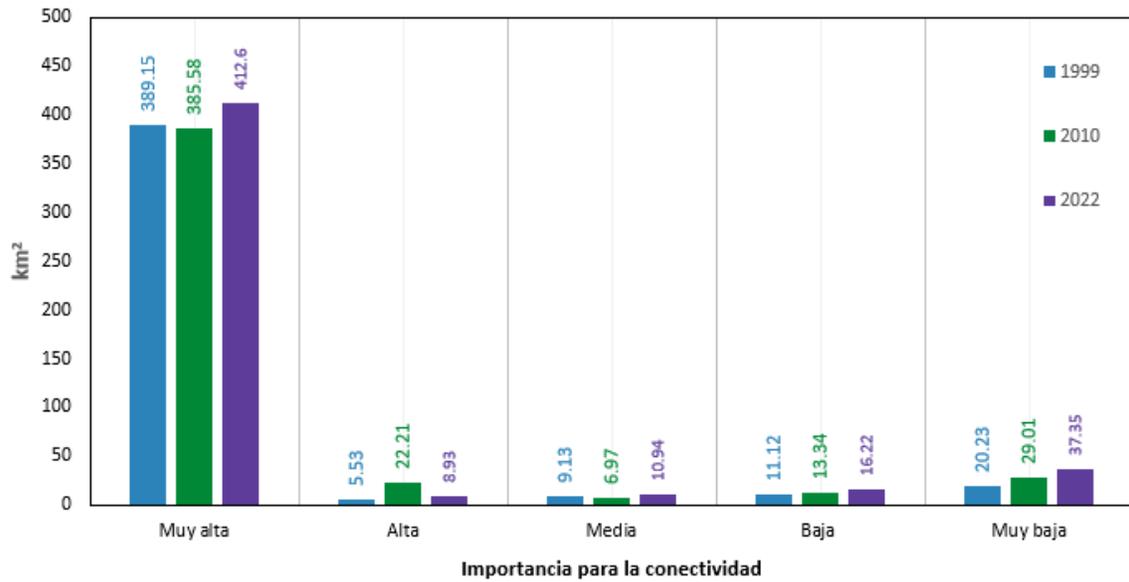


Figura 15. Comparación de las superficies de parches por nivel de importancia para la conectividad por periodo.

Cuadro 11. Superficie de parches por nivel de importancia para la conectividad.

Importancia para la conectividad	km ²		
	1999	2010	2022
Muy alta	389.15	385.58	412.6
Alta	5.53	22.21	8.93
Media	9.13	6.97	10.94
Baja	11.12	13.34	16.22
Muy baja	20.23	29.01	37.35
Total	435.17	457.1	486.03

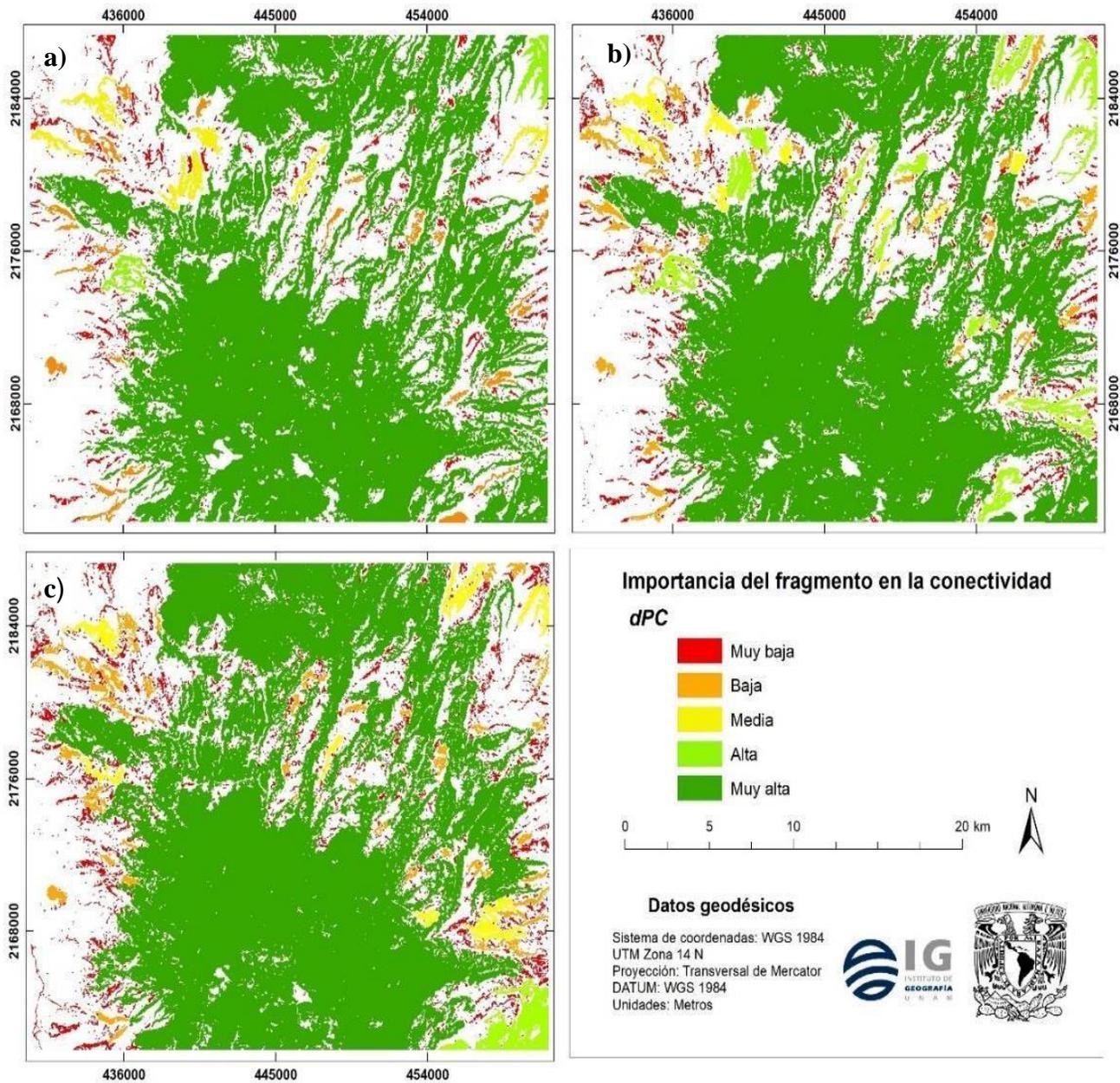


Figura 16. Índice de Probabilidad de Conectividad (*dPC*) para las fechas de análisis a) 1999, b) 2010 y c) 2022.

DISCUSIÓN

Evaluación de la precisión

Los estudios sobre los cambios de cobertura del suelo actualmente han cobrado interés por ser una herramienta que ayuda a comprender cómo evolucionan los paisajes a lo largo del tiempo, ya que permiten identificar las causas que generan los patrones actuales del paisaje, así como el impacto que tienen en los ecosistemas. La revisión temporal del área de estudio a través de imágenes satelitales resultó en la identificación de siete coberturas principales: bosque, cuerpo de agua, agricultura activa e inactiva, pastizal secundario, asentamiento humano y suelo desnudo; todos ellos generados con buena precisión, como lo demuestran los valores de precisión global y el índice de Kappa superiores a 90%.

La evaluación de la precisión de la clasificación es un componente importante en los estudios de mapeo de datos de teledetección pues determina la calidad de la información generada (Devi y Shimrah 2022). Se ha reportado que un mapa de cobertura idealmente debe cumplir con una precisión general mínima del 85% y con valores superiores a 60% para las evaluaciones de precisión del productor y del usuario (Muhammed y Elias 2021). Con lo anterior, las clasificaciones obtenidas para la vertiente norte de la Sierra de Las Cruces pueden considerarse un modelo adecuado de representación del área para análisis posteriores pues tuvieron valores de 93% para 1999, 94% en 2010 y en 0.91 en 2022.

Los porcentajes de evaluación obtenidos en este estudio son similares a los reportados en otros estudios en México, en áreas donde predominan los bosques templados. Hernández-Pérez *et al.* (2022) reporta precisiones globales de 71, 74 y 75% para la zona central de Veracruz, empleando imágenes Landsat 4, 6 y 7 mediante el método de máxima verosimilitud. En bosques templados de Michoacán se obtuvieron valores de 68.40% de imágenes de Sentinel-2 clasificadas con el método Random Forest (Latorre-Cárdenas *et al.* 2023). En Chihuahua Legarreta-Miranda *et al.* (2021) generó clasificaciones cuyos valores de Kappa estuvieron entre 84 y 85% mediante el método de máquinas de soporte vectorial.

En cuanto a la evaluación de la precisión del usuario y el productor, se observa que las clasificaciones tuvieron confusiones. Tal es el caso de los píxeles que representan la

agricultura activa, ya que algunas veces fueron clasificados como bosques y pastizales. Esto podría deberse a que en temporada de riego se incrementa el contenido de agua en los cultivos, lo que provoca el aumento de reflectividad en la región del infrarrojo que, si bien no es igual al de la vegetación forestal sana, podría generar confusiones con los bosques o con otros ecosistemas (Reed *et al.* 1994).

Por otro lado, la agricultura inactiva tuvo confusión con el pastizal secundario y el suelo desnudo, lo que podría deberse a que dichas clases son similares espectralmente. Las áreas donde se practica la agricultura suelen tener diferentes estadios de uso, y en el caso específico de la agricultura inactiva puede generar confusiones con el suelo desnudo o con un nivel de biomasa y riego muy bajos. En el caso de los pastizales, se ha reportado que la presencia de viviendas junto a los pastizales oscurece su firma espectral, por lo cual podrían ser confundidos con otras coberturas (Gao 1999).

Asimismo, las diferencias de precisión entre los años evaluados podrían atribuirse a los sensores, así como a las condiciones ambientales que imperaron en algunos años. En el caso del sensor HRV del satélite SPOT 2, Gao en 1999 menciona que el número limitado de bandas espectrales sobre todo del infrarrojo dificulta la clasificación de algunas coberturas, por ejemplo, la separabilidad de las coberturas que tienen cobertura de suelo urbano, pero con influencia de vegetación.

Cambio de coberturas

El análisis de los mapas permitió realizar un seguimiento detallado de las ganancias y pérdidas de las coberturas del suelo en la Sierra de las Cruces. En el primer periodo de evaluación 1999-2010 las pérdidas estuvieron en el cuerpo de agua, el pastizal secundario y el suelo desnudo. La disminución que tuvo el pastizal secundario puede deberse en algunos casos a la conversión a agricultura de temporal inactiva, o bien a errores de la clasificación debidos a la similitud espectral entre estas clases. Respecto a los cuerpos de agua, los cambios en la superficie pueden deberse a las variaciones en la cantidad de lluvia anual, lo que se ve reflejado en la forma y la cantidad de agua almacenada en ellos. Mientras que, para la cobertura del suelo desnudo, su disminución en el primer periodo puede responder a las diferencias entre los satélites usados, pues la imagen del satélite SPOT 2 tuvo una menor

calidad general que pudo ocasionar que algunas clases estuvieran sobreestimadas. No obstante, en las imágenes del 2010 y 2022 de los satélites ALOS y SENTINEL, respectivamente, se observó que la cantidad de suelo desnudo aumentó, esto debido al incremento en los caminos, como es el caso de la carretera Atizapán-Atlacomulco que en el 2022 se observa su trazado, así como algunas áreas en las que se establecieron caminos para los accesos de nuevos asentamientos tipo fraccionamientos como es el caso del área entre Isidro de Fabela y Nicolás Romero.

Los aumentos en cobertura estuvieron en los bosques, asentamiento humano y la agricultura inactiva. Los cambios en la zona de estudio se remontan a los años 70 del siglo pasado (Granados *et al.* 2014), en esos años la implementación de programas agrícolas y ganaderos de orden federal estuvieron asociados con la deforestación de gran parte del territorio mexicano (Gómez-Díaz *et al.* 2018).

El aumento en la cobertura de asentamiento humano se relaciona con el crecimiento de la población, el cual se ha expresado a través de la urbanización y de la expansión superficial de los centros de población y las cabeceras municipales, tal es el caso de lo observado para los municipios de Villa del Carbón, Morelos, Jiquipilco e Isidro Fabela. De acuerdo con los censos de población y vivienda de INEGI del 2000 y 2020 los municipios han aumentado su población en más del 15%, y ello se ha expresado a través de expansiones territoriales que han afectado principalmente el suelo de pastizal secundario y agricultura de temporal.

Para el segundo periodo se tuvo una disminución de la agricultura inactiva que pasó a ser activa o que se ocupó por el uso de asentamiento humano. Este aumento puede corresponder al uso temporal de la agricultura que se realiza normalmente en esta zona, pues no se han detectado actividades industrializadas en este sector, si no que la producción sigue siendo de los pequeños y medianos productores (INEGI 2015). Por su parte, el suelo desnudo tuvo un incremento en el último periodo asociado a la urbanización. En general, el aumento de la población humana y la agricultura activa parecen ser los factores que más influyen en los cambios de cobertura del suelo en el área de estudio, especialmente en la disminución de los pastizales y el aumento de suelo desnudo.

La cobertura forestal tuvo el mayor incremento en el área de estudio con la recuperación de 50.8 km² en 23 años. El resultado de dicho aumento se encuentra en la región de Monte Bajo y se relaciona con el abandono de parcelas agrícolas, ya que algunas áreas forestales fueron identificadas como parcelas de agricultura de temporal en 1999. Otras áreas de recuperación se localizaron en la parte alta de la Sierra de las Cruces, en donde se han realizado actividades de reforestación asociadas al establecimiento de centros ecoturísticos.

La recuperación de bosque, también llamada transición forestal, se ha atribuido al abandono del campo (desagrarización) provocado por los bajos ingresos que se obtienen en esta actividad, y a la migración hacia empleos mejor pagados en zonas urbanas (Rosete-Vergés 2014, Gómez-Díaz *et al.* 2018; Eakin *et al.* 2018). Este fenómeno se ha documentado en Chiapas, Oaxaca y Michoacán, en donde los precios de los productos agrarios decayeron después de la implementación del tratado de libre comercio (TLCAN) en los años 90 del siglo pasado, causando la migración de la población rural a otros estados o Estados Unidos; así como en algunos casos también debido a la violencia criminal, lo que ha dado paso a la sucesión vegetal secundaria (Gómez-Díaz *et al.* 2018). No obstante, la desagrarización puede suceder aun cuando la población sigue creciendo debido a la diversificación de los medios de vida, así como al ingreso de remesas o programas gubernamentales, por lo que es posible la recuperación de los bosques aún con una población humana en aumento (Gómez-Díaz *et al.* 2018).

En otras regiones, la transición forestal se asocia al cambio hacia el aprovechamiento forestal, dada por el aumento de precio en los productos madereros por lo que los agricultores dejan los cultivos para dedicar sus esfuerzos a la plantación forestal, lo que deriva en un aumento de la cobertura en áreas desprovistas de vegetación (Sepúlveda-Varas *et al.* 2019). En el caso del área de estudio, de acuerdo con Cruz en 2022, en algunas comunidades de Monte Alto la agricultura se ha abandonado como único medio de vida, y se han incorporado actividades mixtas como el comercio, el pastoreo y la construcción, debido a la poca rentabilidad, accesibilidad y manejo de las tierras de cultivo. El aprovechamiento forestal siguió esta misma tendencia; sin embargo, la población local sigue practicando la extracción tradicional de leña y la tala, aunque en menor escala.

La tasa de cambio para la cobertura forestal muestra la misma tendencia al incremento; en el primer periodo se obtuvo una tasa de aumento del 0.45% y para el segundo hubo un crecimiento de 0.51%, lo que demuestra que existen diferencias en la velocidad de cambio en estos años. Estudios similares han reportado una tendencia de recuperación forestal en los bosques secundarios de la Sierra Tarahumara de Chihuahua, en los que se tuvieron tasas de 0.87% para 1990-2005, 3.37% del 2005-2017; no obstante, para los bosques primarios reportaron tasas negativas (Legarreta-Miranda *et al.* 2021). Del mismo modo, en 2003-2015 las coberturas de bosques de pino-encino de la región centro de Veracruz reportaron incrementos del 2.1% (Hernández-Pérez *et al.* 2022). Es importante señalar que parte de la vegetación recuperada puede clasificarse como vegetación secundaria, que usualmente está sujeta a presiones antrópicas y carece de condiciones ecológicas adecuadas (Rosete-Vergés *et al.* 2014; Rosa *et al.* 2017).

Si bien se observa que en varios bosques de México existen procesos de recuperación forestal, al igual que en los bosques templados del mundo, esto ocurre a la par de la disminución de la deforestación en un 30% desde el 2010 al 2018 (Branthomme *et al.* 2023). Algunos autores apuntan a la reversión de la deforestación, pero no se puede hablar de una transformación ambiental, sino que en el caso de México se ha entrado en una desaceleración, haciendo que los ritmos de pérdida sean más lentos o en algunos casos incluso se han estabilizado (Rosete-Vergés *et al.* 2014; Gómez-Díaz *et al.*, 2018).

Análisis de la fragmentación: Métricas de configuración del paisaje

Como se mencionó anteriormente, con la ganancia de cobertura boscosa también aumentaron el número y el área de parches, las áreas de borde y las áreas núcleo. En general, el patrón espacial del paisaje muestra que durante los 23 años del estudio se ha mantenido un gran parche de vegetación boscosa que conectó la Sierra de las Cruces con la Sierra de las Masas a través del barranco del río San Jerónimo (>84% en todos los años), así como parches periféricos (<15% en todos los años). En Monte Alto la reforestación asociada a los centros turísticos favoreció que la media de las áreas núcleo aumentara, ya que cubrió las perforaciones más grandes que fueron visibles en 1999 (Ver figura 12). Esto puede tener efectos benéficos, pues se ha documentado que los parches grandes pueden tener tasas de

extinción más bajas para las poblaciones de especies individuales, también pueden estar menos perturbados, a la vez que capturan más variabilidad ambiental, proporcionando hábitat para un mayor número de especies (Lindenmayer y Fischer 2006).

No obstante, en el área de estudio también existen fragmentos de menor tamaño, la mayor parte de ellos son más pequeños que el tamaño medio. Y si bien algunos autores resaltan que los fragmentos pequeños pueden sustentar más riqueza y abundancia de especies (Hernández-Ruedas *et al.* 2014; Faring *et al.* 2017), también se ha visto que pueden presentar un dominio excesivo de especies, favoreciendo la competencia inter e intra específica, y en algunas especies la restricción de tamaño provoca la pérdida de variabilidad genética (Hilty *et al.* 2006). Por ello, en general se apela a la prevalencia de áreas más grandes, ya que pueden contrarrestar los efectos ecológicos que suceden a escala de parche como la limitación de movimiento y el aislamiento (Fletcher *et al.* 2018).

Con la generación de parches pequeños también aumentan los bordes (Slattery y Fenner 2021), que a su vez se relacionan con el aumento de parches sin áreas núcleo, así como de estructuras morfológicas como isletas, bucles, puentes y ramas. Considerando que en el área de estudio el efecto borde se ha reportado en 50 m (Granados *et al.* 2018), estas áreas estarán bajo la influencia de un gradiente ambiental que puede comprometer su calidad ecológica. Los bordes generan hábitats de interior y exterior provocando cambios en las condiciones microclimáticas, así como en la estructura y composición de la flora y fauna de estos sitios (Deziderio *et al.* 2021).

El índice de forma obtenido en 1999 indica que predominaron parches irregulares y complejos (>1). Como resultado del patrón paisajístico derivado de la expansión agrícola y la deforestación sucedida en los años 70's del siglo pasado (Granados *et al.* 2014). Tal como reportan Slattery y Fenner (2021), quienes obtuvieron parches de formas más complejas y de bordes largos asociados a la deforestación por expansión agrícola. Para el año 2010 el valor de índice de forma se redujo, debido a una simplificación en las formas de los parches boscosos, lo cual puede deberse a que en algunos casos la recuperación sucedió en parcelas de agricultura.

Por su parte, en cada año la métrica MESH muestra que poco más del 40% del área de estudio correspondió a vegetación continua no fragmentada. De acuerdo con Jaeger (2000), conforme el valor de tamaño de malla efectivo (MESH) es más cercano al del área de estudio se considera que el paisaje está menos fragmentado, lo que demuestra que para el área de estudio más de la mitad de su superficie se encuentra fragmentada desde 1999. En 2010 el tamaño de malla efectivo disminuyó a 325.41 km², lo que se atribuye a que algunos parches al este y sur de la sierra de Las Masas y en Monte Bajo se desconectaron del parche principal. Esto pudo deberse a que las coberturas del suelo en el sensor ALOS se observaron con mejor definición, a pesar del remuestreo realizado. Para el año 2022 se encontró una ganancia de 25.08 km², con lo cual se puede decir que existió una reducción global de la fragmentación en términos de la ganancia en superficie del parche principal.

La métrica de tamaño de malla ha sido usada ampliamente en Alemania y California a nivel estatal (Girvetz *et al.* 2008; Schmiedel y Culmsee 2016) y en China a nivel regional (Xue *et al.* 2022), para identificar áreas de fragmentación causadas por la urbanización, así como para comparar distintas regiones administrativas y donde se ha visto que los valores de fragmentación dependen de la superficie de evaluación. En México se empleó junto con otras métricas en un estudio geográfico-urbano para describir como la forma urbana cambia con el tamaño de la ciudad, tomando como base su configuración espacial (Ovando-Montejo *et al.* 2021). Con todo lo anterior se resalta la importancia de contar con información sobre el grado de fragmentación de un área.

Conectividad

La conectividad estructural se evaluó mediante el Análisis de Patrones Espaciales Morfológicos (MSPA, por sus siglas en inglés), el cual es un método usado para cuantificar la disposición espacial de los elementos del paisaje que contribuyen a la conectividad (Gandini *et at.* 2019; Li *et al.* 2021; Zhang, *et al.* 2022; Xu *et al.* 2023). En el área de estudio se observó un paisaje muy estable en cuanto a la proporción de estructuras morfológicas; no obstante, destaca que en todos los años la cobertura forestal estuvo dominada por la estructura de corredores de tipo puentes (áreas de vegetación que unen dos áreas núcleo), los cuales

fueron aumentando en superficie con los años. De acuerdo con Correa (2014) los procesos de regeneración de las coberturas forestales incrementan la conectividad estructural.

Como se mencionó anteriormente, el área de estudio estuvo dominada por un gran parche de vegetación que ocupa alrededor del 52% del total del área de estudio (ver Cuadro 4) y menos del 15% de los parches restantes se encuentran a su alrededor. Por lo cual, el aumento en el número de corredores del tipo puente es de importancia, ya que han propiciado la unión y el aumento en superficie de algunos parches periféricos. En términos de conectividad, esto puede tener un impacto positivo al facilitar el movimiento de la fauna, así como la propagación de flora, además de que son usados como una herramienta de conservación para mantener la viabilidad genética de diversas poblaciones (Davies y Pullin 2007).

Otras estructuras que también contribuyen a la conectividad estructural son los conectores de tipos bucle, isla y rama, que se diferencian de los corredores al conectar parches sin áreas núcleo. Diferenciarlas es de interés ya que en las áreas donde se presentan podrían centrarse esfuerzos para el aumento de superficies forestales mediante acciones como la reforestación. En un estudio realizado en la Meseta de Loess en China se demostró que los programas de reforestación tienen un impacto favorable al aumentar la cobertura boscosa en los parches tipo islotes (bosque sin área núcleo), debido a que estas acciones aceleran los procesos naturales de sucesión al dotarlos de un área núcleo, ya que la sucesión natural es un proceso estocástico y suele presentar un patrón divergente e impredecible (Li *et al.* 2021).

Las acciones de reforestación enfocadas en la regeneración y restauración para aumentar el área de los parches sin núcleo podrían contribuir a la reducción de los efectos de fragmentación, tales como el efecto de borde. Para algunos organismos los corredores de menor tamaño pueden representar hábitats temporales útiles para la fauna voladora, ya que pueden ser usados como peldaños o caminos para atravesar zonas con matrices complicadas o bien, pueden proveer de áreas de hábitat temporal de alimentación, descanso y refugio temporal durante el día o durante algunas épocas del año (Hilty *et al.* 2006; López-Mendoza 2022; Zang 2022).

Por otro lado, a pesar de que en los mapas de cobertura se observa que las perforaciones más grandes de Monte Alto fueron cubiertas, el MSPA muestra un aumento de ellas en la misma zona, pero de menor tamaño. Esta situación se explica porque los procesos de recuperación mediante reforestación no fueron continuos, y aunado a esto los bosques de la zona son aprovechados localmente por lo que existen claros de bosque extensos.

Las tres escenas de evaluación mostraron un porcentaje de probabilidad de conectividad (*dPC*) muy bajo, con valores menores a 8%. En la meseta purépecha de Michoacán, un estudio en un bosque templado donde ha habido aumentos de cobertura, se encontraron valores *dPC* altos usando tres distancias de dispersión (0.5, 5 y 10 km; Molina *et al.* 2019). Las diferencias entre ambos escenarios podrían atribuirse al tamaño del área de estudio y al patrón de fragmentación. Mientras que el presente estudio cubre la vertiente norte de la Sierra de Las Cruces, en una superficie de tan solo 782.71 km², y donde hay un fragmento forestal grande con pequeños parches periféricos, en el caso de la meseta purépecha el área ocupa casi 6150 km² y existen varios fragmentos grandes los cuales contribuyen en mayor medida a la conectividad.

De acuerdo con Saura *et al.* (2011), los valores bajos de probabilidad de conectividad se han reportado en paisajes donde los parches de vegetación son pequeños en comparación con el área total de evaluación. Si bien, en este caso el parche de vegetación principal cubre cerca del 50% del área de estudio, existe un porcentaje importante del área que corresponde a parches de menor tamaño que contribuyen a la disminución de la conectividad. Se podría creer que todo incremento de cobertura implica un aumento lineal en la ganancia de conectividad; sin embargo, la generación de parches nuevos puede tener impactos muy diferentes en cuanto a disponibilidad de hábitat, y ser beneficiosa o perjudicial en diferente grado. Esto depende en mayor parte de la dispersión de las especies estudiadas, ya que para algunas especies el movimiento entre fragmentos puede ser complicado (Rudnick *et al.* 2012). Para el caso de las especies vegetales la dispersión es limitada y la mayoría depende de especies animales usualmente insectos los cuales no suelen trasladarse largas distancias, especialmente cuando la permeabilidad del paisaje es baja (Honnay 2004; Rudnick *et al.* 2012).

Por otro lado, la evaluación de la contribución de cada parche de *dPC* a la conectividad, refleja que la fracción *dPCIntra* (que clasifica los parches en términos de área) fue la más relevante. El mapa de importancia de conectividad *dPC* también lo corrobora, señalando lo anteriormente mencionado, que un solo parche contribuyó más a la conectividad del paisaje que los fragmentos restantes (ver figura 3). Esto podría explicarse ya que al usar distancias de dispersión cortas la fracción *dPCIntra* suele mostrar valores altos, pues el desplazamiento entre parches resulta más complejo (Molina *et al.* 2019), y en un escenario como el anteriormente mencionado, los parches pequeños no contribuyen tanto al movimiento. Si se usan distancias más grandes de dispersión la fracción *dPCFlux* aumenta, determinando casi por completo la conectividad (Saura *et al.* 2011). Debido a esto, dicha fracción presentó valores aún más bajos en el presente estudio. Asimismo, la fracción *dPCConnect* tuvo valores de 0 debido a que la topología del parche no varió ni fue de importancia debido a la prevalencia del parche más grande.

Por lo anterior, se puede concluir que la conectividad de un paisaje es diversa y puede depender de varios factores, tanto de la historia de uso de la tierra y de la topografía, así como de los requerimientos específicos de una especie. En este análisis se obtuvo que las especies forestales que habitan en la vertiente norte de la Sierra de las Cruces y cuya dispersión está por debajo de los 5 km tienen muy poca probabilidad de conectividad. En este caso, se recomienda realizar acciones que favorezcan la conexión de parches de gran tamaño con la finalidad de favorecer un flujo de movimiento más continuo. Por otro lado, es necesario mencionar que para evaluar la conectividad y tomar mejores decisiones de manejo en un área se realicen diferentes modelaciones y se usen varias especies con rangos de dispersiones variables, ya que algunos parches que pueden ser importantes para un organismo, pueden no serlo para otros con dispersiones más restringidas. Sin embargo, los resultados de este trabajo muestran una primera herramienta de apoyo para identificar zonas en las que se pudieran concentrar esfuerzos de conservación en términos de favorecer la conectividad general de especies forestales.

REFERENCIAS

- Branthomme, A., Merle, C., Kindgard, A., Lourenço, A., Ng, W., D'Annunzio, R. y Shapiro, A. (2023). How much do large-scale and small-scale farming contribute to global deforestation? Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura Roma. <https://doi.org/10.4060/cc5723en>
- Correa Ayram, C.A., Mendoza, M.E., Pérez S.D.R., López, G. E. (2014). Identifying potential conservation areas in the Cuitzeo Lake basin, Mexico by multitemporal analysis of landscape connectivity. *Journal for Nature Conservation*. 22 424-435 <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2014.03.010>
- Cruz, B.A. (2022). Los medios de vida en la dinámica de la cobertura del bosque templado en la Sierra de Monte Alto, Estado de México. Tesis de Licenciatura en Ciencias de la Tierra, UNAM.
- Davies, Z.G., y Pullin, S.A. (2007). Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape ecology* 22: 333-351
- Devi, A.R. y Shimrah, T. (2022). Assessment of land use and land cover and forest fragmentation in traditional landscape in Manipur, Northeast India. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 19:10291–10306 <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03712-5>
- Deziderio, S.L., Prado-Junior, J.A., Rubeiro, J.H.C., Araújo, S.R.M., Pereira, G.K.M., Antunes, K., Alvim, C.F., Van den Berg, E. (2021). Edge effects in forest patches surrounded by native grassland are also dependent on patch size and shape. *Forest Ecology and Management*. 482 118842 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118842>
- Eakin, H., Sweeney, S., Lerner, A.M., Appendini, K., Perales, H., Steigerwald, D.G., Dewes, C.F., Davenport, F. y Bausch, C.J. (2018). Agricultural change and resilience: Agricultural policy, climate trends and market integration in the Mexican maize system. *Anthropocene*. 23: 43-52 pp.

- Fletcher, R.J., Didham, R.K., Banks-Leite, C., Barlow, J., Ewers, M.R., Rosindell, R.M., Holt, R.D., Gonzalez, A., Pardini, R., Damschen, E.I., Melo, F.P.L., Ries, L., Prevedello, J.A., Tschardtke, T., Laurance, W.F., Lovejoy, T. y Haddad, N.M. (2018). Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biological Conservation*. 226: 9-15. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.022>
- Gandini, M.L., Lara, B.D., Moreno, L.B., Cañibano, M.A. y Gandini, P.A. (2019). Trends in fragmentation and connectivity of *Paspalum quadrifarium* grasslands in the Buenos Aires province, Argentina. *PeerJ*. 7: <http://doi.org/10.7717/peerj.6450>
- Gao, Y. (1999). Evaluation of SPOT HRV Data in Mapping Mangrove Forest in Temperate Zone. *Geocarto International*, 14:3, 45-52, DOI: 10.1080/10106049908542116
- Girvetz, H.E., Thorneb, J.H., Berry, A.M., Jaeger, A.G. J. (2008). Integration of landscape fragmentation analysis into regional planning: A statewide multi-scale case study from California, USA. *Landscape and Urban Planning*. 86: 205-218. doi:10.1016/j.landurbplan.2008.02.007
- Gómez-Díaz, J.A., Brast, K., Degener, J., Krömer, T., Elis, E., Heitkamp, F., Gerold, G. (2018). Long-Term changes in forest cover in central Veracruz, Mexico (1993-2014). *Tropical Conservation Science*. 11:1-12. DOI: 10.1177/1940082918771089
- Granados, C., Serrano, G.D. y García-Romero, A. (2014). Efecto de borde en la composición y en la estructura de los bosques templados. Sierra de Monte-Alto, Centro de México. *Caldasia*. 36(2): 269-287.
- Granados-Peláez, C., Santibáñez-Andrade, G., Guerra-Martínez, F., Serrano-Giné, D. y García-Romero, A. (2018). Evaluation of multi-causal dynamics of variability composition of patch edges in temperate forest. *Forest Ecology and Management*. 429: 207-216. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.027>.
- Hernández-Pérez, E., García-Franco, J.G., Vázquez, G. y Cantellano, E.R. (2022). Cambio de uso de suelo y fragmentación del paisaje en el centro de Veracruz, México (1989-2015). *Madera y Bosques*. 28(1): doi: 10.21829/myb.2022.2812294

- Hernández-Ruedas, M.A., Arroyo-Rodríguez, V., Meave, J.A., Martínez-Ramos, M.N., Ibarra-Manríquez, G., Martínez, E., Jamangapé, G., Melo, F.P.L. y Santos, B.S. (2014). Conserving Tropical Tree Diversity and Forest Structure: The Value of Small Rainforest Patches in Moderately-Managed Landscapes. *PLOS ONE* (6): e98931. doi:10.1371/journal.pone.0098931
- Hilty, A.J., Lidicker, Z.W. y Merenlender, M.A. (2006). Corridor Ecology The science and practice of Linking landscape for biodiversity conservation. Island press. Washington. ISBN 1-55963-047-7
- Honnay, O., Jacquemyn, H., Bossuyt, B. y Hermy, M. (2005). Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species. *New Phytologist*. 166 (3). 705-1078. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01352.x>
- INEGI 2000. Censo de Población y Vivienda 2000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- INEGI 2015. Encuesta Intercensal 2015. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- INEGI 2020. Censo de Población y Vivienda 2020. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- Jaeger, J.A.G. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*. 15: 115-130.
- Latorre-Cárdenas, M.C., González-Rodríguez, A., Gódinez-Gómez, O., Arima, E.Y., Young, K.R., Denvir, A., García-Oliva, F. y Ghilardi, A. (2023). Estimating Fragmentation and Connectivity Patterns of the Temperate Forest in an Avocado-Dominated Landscape to Propose Conservation Strategies. *Land* .12(631): <https://doi.org/10.3390/land12030631>
- Legarreta-Miranda, C.K., Prieto-Amparán, J.A., Villarreal-Guerrero, F., Morales-Nieto, C.R. y Pinedo-Alvarez, A. (2021). Long-Term Land-Use/Land-Cover Change Increased

the Landscape Heterogeneity of a Fragmented Temperate Forest in Mexico. *Forest.* 12(1099). <https://doi.org/10.3390/f12081099>

Li, L., Gou, M., Wang, N., La, L. y Liu, C. (2021). Do ecological restoration programs reduce forest fragmentation? Case study of the Three Georges Reservoir Area, China. *Ecological Engineering.* 172.106410 <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106410>

Lindenmayer, D.B. y Fischer, J. (2006). Capítulo 9 Land Cover Change and Patch Sizes. En *Habitat fragmentation and landscape change An ecological and conservation synthesis* (89-99 pp). Island Press. Washington ISBN 1-59726-020-7

López-Mendoza, A., Oyama, K., Pineda-García, F. y Aguilar-Romero, F. (2022). Defining Conservation Priorities for Oak Forests in Central Mexico Based on Networks of Connectivity. *Forest.* 13, 1085. <https://doi.org/10.3390/f13071085>

Molina, S.A., Delgado, P., González-Rodríguez, A., González, C., Gómez-Tagle, R.A.F. y Lopez-Toledo, L. (2019). Spatio-temporal approach for identification of critical conservation areas: a case study with two pine species from a threatened temperate forest in Mexico. *Biodiversity and Conservation.* 28: 1863-1883.

Muhammed, A. y Elias, E. (2021). Class and landscape level habitat fragmentation analysis in the Bale mountains national park, southeastern Ethiopia. *Heliyon.* e07642 <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e07642>

Ovando-Montejo, G.A., Kedron, P., Frazier A.E. (2021). Relationship between urban size and configuration: Scaling evidence from a hierarchical system in Mexico. *Applied Geography.* 132 <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2021.102462>

Rosa, M.D.I., Gabriel, C. y Carreiras, M.B.J. (2017). Spatial and temporal dimensions of landscape fragmentation across the Brazilian Amazon. *Regional Environmental Change.* 17, 1687-1699 doi:10.1007/s10113-017-1120-x

- Rosete-Vergés, F.A., Pérez-Damián, J.L., Villalobos-Delgado, M., Navarro-Salas, E.N., Salinas-Chávez, E. y Remond-Noa, R. (2014). El avance de la deforestación en México 1976-2007. *Madera y Bosques*. 20(1): 21-35.
- Rudnick, D., Ryan, S.J., Beier, P., Cushman, S.A. y Dieffenbach, F. (2012). The role of Landscape Connectivity in Planning and Implementing Conservation and Restoration Priorities. *Issues in Ecology*. Ecological Society of America 16. Washington D.C.
- Saura, S., Estreguil, C., Mouton, C., Rodríguez-Freire, M. (2011). Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990–2000). *Ecology indicators*. 11: 407-416. doi:10.1016/j.ecolind.2010.06.011
- Schmiedel, I. y Culmsee, H. (2016). The influence of landscape fragmentation, expressed by the ‘Effective Mesh Size Index’, on regional patterns of vascular plant species richness in Lower Saxony, Germany. *Landscape and Urban Planning*. 153. 209-220. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.01.012>
- Sepúlveda-Varas, A., Saavedra-Briones, P. y Esse, C. (2019). Análisis de cambio de cobertura y uso de suelo en una subcuenca preandina chilena. Herramienta para la sustentabilidad productiva de un territorio. *Revista Geográfica Norte Grande*. 72, 9-25 pp.
- Slattery, Z. y Fenner, R. (2021). Spatial Analysis of the Drivers, Characteristics, and Effects of Forest Fragmentation. *Sustainability*.1, 3246. <https://doi.org/10.3390/su13063246>
- Xu, N., Liang, X., Zhang, T., Dong, J., Wang, Y. y Qu, Y. (2023). Spatio-Temporal Evolution Patterns of Hydrological Connectivity of Wetland Biodiversity Hotspots in Sanjiang Plain between 1995 and 2015. *Sustainability*. 15, 4952. <https://doi.org/10.3390/su15064952>
- Xue, J., Gui, D., Zeng, F., Yu, X., Sun, H., Zhang, J. Liu, Y. y Xue, D. (2022). Assessing landscape fragmentation in a desert-oasis region of Northwest China: patterns,

driving forces, and policy implications for future land consolidation. *Environmental Monitoring and Assessment*. 194 (394): <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10038-3>

Zhang, Y., Cao, B., Zhang, Q., Cui, S., Cui, B. y Du, J. (2022) Responses of Urban Wetland to Climate Change and Human Activities in Beijing: A Case Study of Hanshiqiao Wetland. *Sustainability*. 14, 4530. <https://doi.org/10.3390/su14084530>

Objetivo 2. Evaluar las diferencias de la matriz de uso de suelo en la composición y estructura de la vegetación, así como de los factores ambientales e impactos antrópicos en los fragmentos de los bosques templados.

RESUMEN

Con la finalidad de identificar diferencias entre la composición y estructura vegetal, así como con los factores ambientales y la cantidad de impactos ambientales, se realizaron un total de 15 transectos divididos entre tres diferentes matrices de uso del suelo. En ellos se registraron un total de 2, 223 individuos distribuidos en 59 especies, 560 correspondieron a árboles de 20 especies y 1,663 fueron arbustos de 39 especies. Para la composición y estructura vegetal resalta que en la matriz de asentamiento humano existió mayor abundancia y diversidad de árboles y arbustos, así como los árboles con DAP y radios de copa más grandes.

En este mismo sentido, destacan los cultivos de temporal con los arbustos más altos y el pastizal secundario con los arbustos con DAP grandes. En contraste, los valores bajos se encontraron en las matrices de pastizales secundarios y cultivos de temporal, los cuales tienen una menor abundancia y diversidad de especies arbóreas y arbustivas. Resalta que la matriz de asentamiento humano tiene los DAP más bajos lo cual se relaciona con que dicha matriz posee los valores más altos en compactación del suelo. El tipo de matriz de uso del suelo influye en la vegetación, destacando que el asentamiento humano suele estar asociado con una mayor abundancia y diversidad de especies vegetales en comparación con las áreas dedicadas a la agricultura o pastizales, aunque en dichos bosques se encontró la presencia de una especie exótica (*Rosa canina*).

El uso de suelo adyacente al bosque influye en las variables ambientales, por ejemplo, en las matrices de cultivos de temporal estuvieron los valores más altos de temperatura del suelo, espesor de hojarasca, pendiente del suelo y apertura del dosel. En el pastizal secundario se encontró que la humedad del suelo y la humedad ambiental fueron más altos, mientras que la compactación del suelo fue alta en la matriz de asentamiento humano. En esta misma línea, los valores bajos estuvieron en la matriz de asentamiento humano, con baja humedad del suelo, humedad ambiental, espesor de hojarasca y menor apertura del dosel.

Finalmente, la cantidad de impactos antrópicos no presentó diferencias significativas de acuerdo con la prueba Kruskal-Wallis (por tipo matriz adyacente. No obstante, la que presentó la mayor cantidad de ellos fue la matriz de asentamiento humano con 259, por su parte la matriz de cultivos de temporal registró un total de 255 y la matriz de pastizal secundario tuvo 155. En todos ellos destacaron la cantidad de tocones, las plantas macheteadas y los senderos humanos, lo que indica la gran influencia humana que existe en estos bosques.

Atributos de composición de la comunidad vegetal

Riqueza

Se registraron un total de 59 especies, distribuidas en 38 géneros y 20 familias. Las familias mejor representadas fueron Asteraceae con 15 especies, Fagaceae con 7 y Pinaceae con 6 (Figura 17). Del total de especies, cuatro se determinaron hasta género debido a que los ejemplares no presentaron las estructuras botánicas necesarias para su identificación específica (Figura 18).

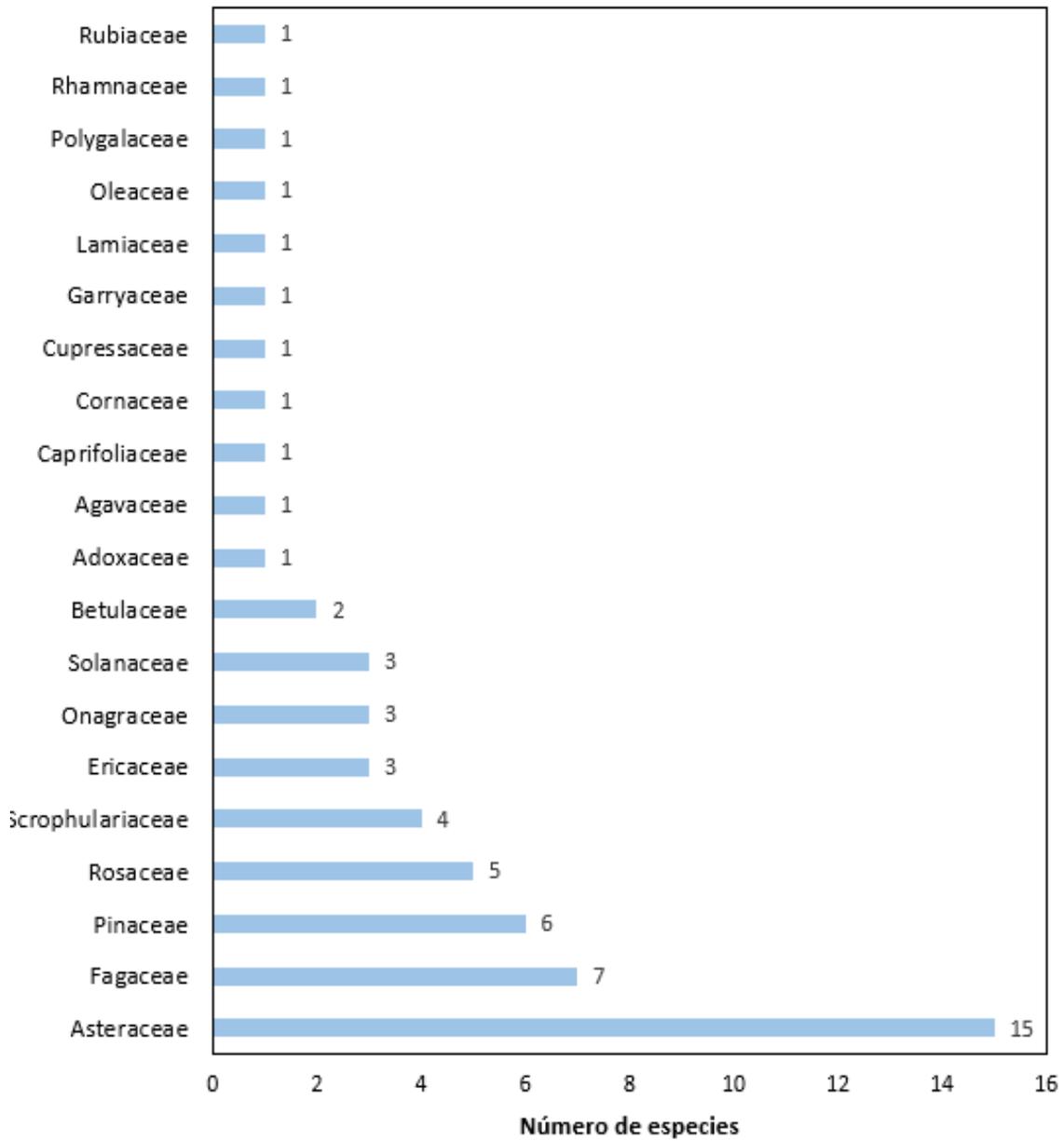


Figura 17. Composición de las familias de la vegetación presentes en el área de estudio.

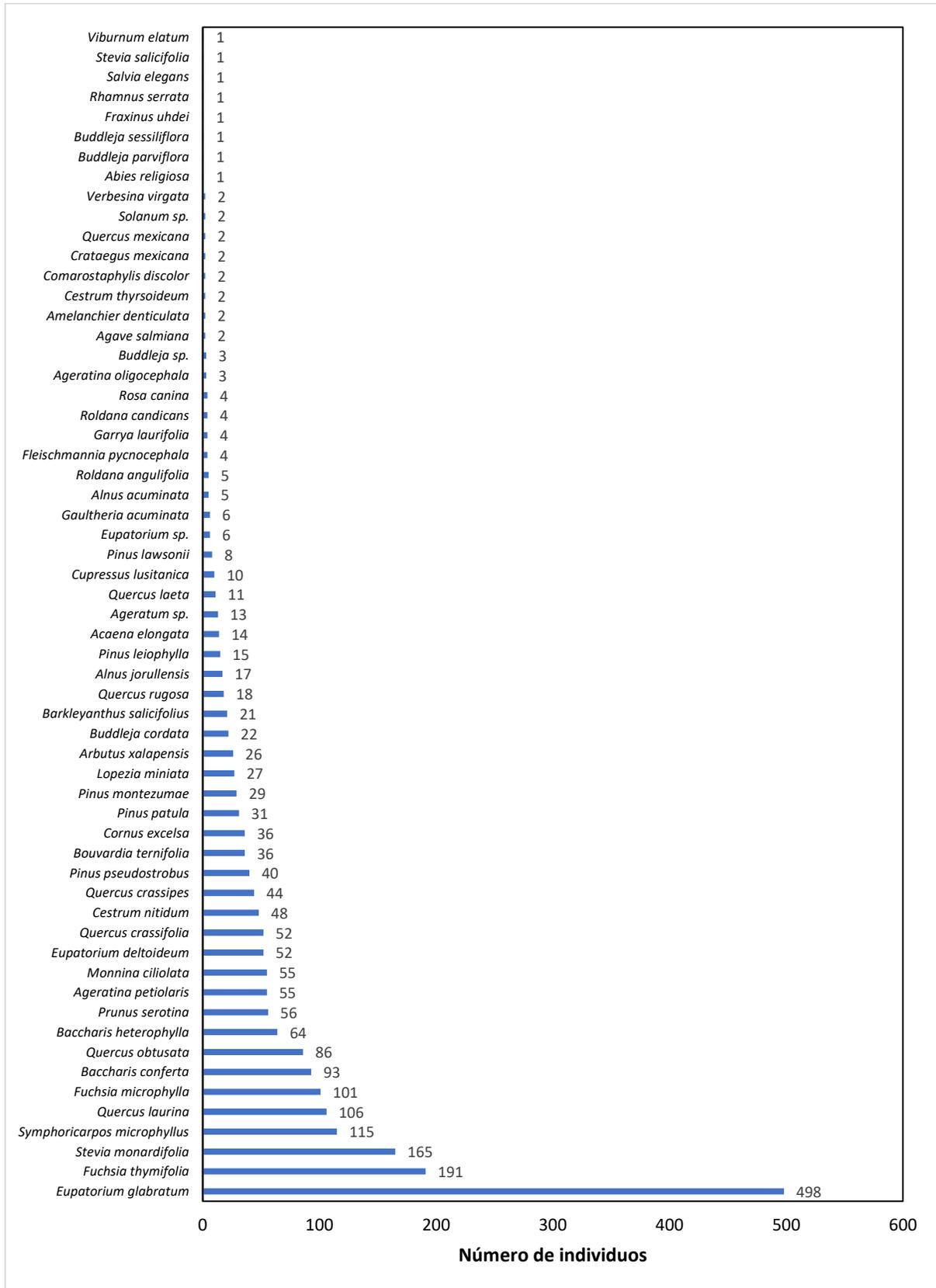


Figura 18. Composición de las especies presentes en el área de estudio.

Abundancia

Se encontraron un total de 2, 223 individuos, de los que 560 corresponden a árboles de 20 especies y 1,663 fueron arbustos de 39 especies. Del grupo de los árboles, las especies con más registros fueron *Quercus laurina* (106), *Quercus obtusata* (86), *Prunus serotina* (56) y *Quercus crassifolia* (52; Cuadro 12). Por su parte, las especies con mayor abundancia en los arbustos fueron *Eupatorium glabratum* (498), *Fuchsia thymifolia* (191) y *Stevia monardifolia* (165; Cuadro 13).

Cuadro 12. Abundancia de árboles.

Familia	Género	Especie	Abundancia			
Betulaceae	Alnus	<i>Alnus acuminata</i>	5			
		<i>Alnus jorullensis</i>	17			
Cupressaceae	Cupressus	<i>Cupressus lusitanica</i>	10			
Ericaceae	Arbutus	<i>Arbutus xalapensis</i>	26			
Fagaceae	Quercus	<i>Quercus crassifolia</i>	52			
		<i>Quercus crassipes</i>	44			
		<i>Quercus laeta</i>	11			
		<i>Quercus laurina</i>	106			
		<i>Quercus mexicana</i>	2			
		<i>Quercus obtusata</i>	86			
Oleaceae	Fraxinus	<i>Fraxinus uhdei</i>	1			
		Pinaceae	Abies	<i>Abies religiosa</i>	1	
				Pinus	<i>Pinus lawsonii</i>	8
					<i>Pinus leiophylla</i>	15
					<i>Pinus montezumae</i>	29
					<i>Pinus patula</i>	31
<i>Pinus pseudostrobus</i>	40					

Familia	Género	Especie	Abundancia
Rosaceae	Crataegus	<i>Crataegus mexicana</i>	2
	Prunus	<i>Prunus serotina</i>	56
Total			560

Cuadro 13. Abundancia de arbustos.

Familia	Género	Especie	Abundancia
Adoxaceae	Viburnum	<i>Viburnum elatum</i>	1
Agavaceae	Agave	<i>Agave salmiana</i>	2
Asteraceae	Ageratina	<i>Ageratina oligocephala</i>	3
		<i>Ageratina petiolaris</i>	55
	Ageratum	<i>Ageratum sp.</i>	13
	Baccharis	<i>Baccharis conferta</i>	93
		<i>Baccharis heterophylla</i>	64
	Barkleyanthus	<i>Barkleyanthus salicifolius</i>	21
	Eupatorium	<i>Eupatorium deltoideum</i>	52
		<i>Eupatorium glabratum</i>	498
		<i>Eupatorium sp.</i>	6
	Fleischmannia	<i>Fleischmannia pycnocephala</i>	4
	Roldana	<i>Roldana angulifolia</i>	5
		<i>Roldana candicans</i>	4
	Stevia	<i>Stevia monardifolia</i>	165
		<i>Stevia salicifolia</i>	1
Verbesina	<i>Verbesina virgata</i>	2	
Caprifoliaceae	Symphoricarpos	<i>Symphoricarpos microphyllus</i>	115
Cornaceae	Cornus	<i>Cornus excelsa</i>	36
Ericaceae	Comarostaphylis	<i>Comarostaphylis discolor</i>	2

Familia	Género	Especie	Abundancia
	Gaultheria	<i>Gaultheria acuminata</i>	6
Garryaceae	Garrya	<i>Garrya laurifolia</i>	4
Lamiaceae	Salvia	<i>Salvia elegans</i>	1
Onagraceae	Fuchsia	<i>Fuchsia microphylla</i>	101
		<i>Fuchsia thymifolia</i>	191
	Lopezia	<i>Lopezia miniata</i>	27
Polygalaceae	Monnina	<i>Monnina ciliolata</i>	55
Rhamnaceae	Rhamnus	<i>Rhamnus serrata</i>	1
Rosaceae	Acaena	<i>Acaena elongata</i>	14
	Amelanchier	<i>Amelanchier denticulata</i>	2
	Rosa	<i>Rosa canina</i>	4
Rubiaceae	Bouvardia	<i>Bouvardia ternifolia</i>	36
Scrophulariaceae	Buddleja	<i>Buddleja cordata</i>	22
		<i>Buddleja parviflora</i>	1
		<i>Buddleja sessiliflora</i>	1
		<i>Buddleja sp.</i>	3
Solanaceae	Cestrum	<i>Cestrum nitidum</i>	48
		<i>Cestrum thyrsoideum</i>	2
	Solanum	<i>Solanum sp.</i>	2
Total			1,663

De las 59 especies, 34 de ellas son especies nativas, 20 endémicas y una exótica (*Rosa canina*), dicha especie se encontró en la matriz de Asentamientos Humanos. Por otro lado, 4 especies no poseen distribución dado que solo se identificaron hasta género (Figura 19).

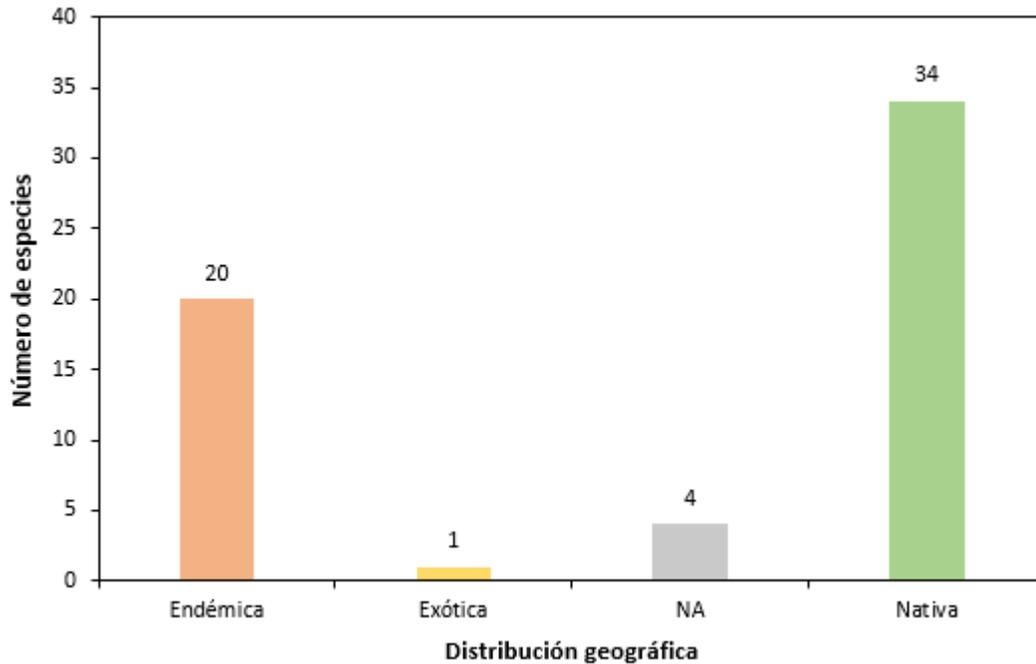


Figura 19. Distribución geográfica de las especies vegetales encontradas en las diferentes matrices.

El Índice de Valor de Importancia (IVI), reveló que en los bosques colindantes a la matriz de Cultivo de Temporal la especie *Quercus crassifolia* tuvo el valor de importancia más alto con 19.60%, seguido de *Eupatorium glabratum* con 12.97%, *Quercus rugosa* con 9.60% entre otros (Cuadro 14).

Cuadro 14. Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies colindantes a los bosques con matriz de cultivo de temporal, con las variables densidad, área basal, frecuencia.

Especies	Densidad		Área basal		Frecuencia		IVI
	n/ha	%	m ² /ha	%	Número de individuos	%	
<i>Quercus crassifolia</i>	93.33	3.94	48.48	51.72	0.4	3.13	19.60
<i>Eupatorium glabratum</i>	526.67	22.25	8.29	8.85	1	7.81	12.97
<i>Quercus rugosa</i>	106.67	4.51	16.91	18.04	0.8	6.25	9.60
<i>Quercus obtusata</i>	193.33	8.17	7.27	7.75	0.6	4.69	6.87
<i>Baccharis heterophylla</i>	226.67	9.58	0.30	0.32	0.6	4.69	4.86
<i>Prunus serotina</i>	173.33	7.32	0.20	0.21	0.8	6.25	4.59

CAPÍTULO III
RESULTADOS Y DISCUSIÓN: OBJETIVO 2

Especies	Densidad		Área basal		Frecuencia		IVI
	n/ha	%	m ² /ha	%	Número de individuos	%	
<i>Pinus leiophylla</i>	100.00	4.23	2.27	2.43	0.4	3.13	3.26
<i>Pinus pseudostrubus</i>	33.33	1.41	3.13	3.34	0.6	4.69	3.14
<i>Buddleja cordata</i>	66.67	2.82	0.06	0.06	0.6	4.69	2.52
<i>Barkleyanthus salicifolius</i>	140.00	5.92	0.08	0.09	0.2	1.56	2.52
<i>Arbutus xalapensis</i>	46.67	1.97	0.64	0.68	0.6	4.69	2.45
<i>Monnina ciliolata</i>	100.00	4.23	0.33	0.35	0.2	1.56	2.05
<i>Quercus crassipes</i>	33.33	1.41	0.97	1.04	0.4	3.13	1.86
<i>Quercus laeta</i>	20.00	0.85	1.38	1.47	0.4	3.13	1.81
<i>Ageratum sp.</i>	86.67	3.66	0.04	0.05	0.2	1.56	1.76
<i>Eupatorium sp.</i>	40.00	1.69	0.39	0.42	0.4	3.13	1.74
<i>Quercus laurina</i>	20.00	0.85	0.48	0.51	0.4	3.13	1.49
<i>Baccharis conferta</i>	26.67	1.13	0.11	0.12	0.4	3.13	1.46
<i>Roldana candicans</i>	26.67	1.13	0.10	0.11	0.4	3.13	1.45
<i>Cupressus lusitanica</i>	20.00	0.85	0.10	0.11	0.4	3.13	1.36
<i>Pinus lawsonii</i>	53.33	2.25	0.09	0.10	0.2	1.56	1.30
<i>Alnus acuminata</i>	33.33	1.41	0.69	0.73	0.2	1.56	1.24
<i>Gaultheria acuminata</i>	40.00	1.69	0.08	0.09	0.2	1.56	1.11
<i>Garrya laurifolia</i>	26.67	1.13	0.11	0.11	0.2	1.56	0.93
<i>Agave salmiana</i>	13.33	0.56	0.63	0.67	0.2	1.56	0.93
<i>Fleischmannia pycnocephala</i>	26.67	1.13	0.01	0.01	0.2	1.56	0.90
<i>Buddleja sp.</i>	20.00	0.85	0.00	0.00	0.2	1.56	0.80
<i>Cestrum thyrsoideum</i>	13.33	0.56	0.08	0.09	0.2	1.56	0.74
<i>Verbesina virgata</i>	13.33	0.56	0.01	0.01	0.2	1.56	0.71

Especies	Densidad		Área basal		Frecuencia		IVI
	n/ha	%	m ² /ha	%	Número de individuos	%	
<i>Comarostaphylis discolor</i>	13.33	0.56	0.01	0.01	0.2	1.56	0.71
<i>Crataegus mexicana</i>	6.67	0.28	0.25	0.26	0.2	1.56	0.70
<i>Fraxinus uhdei</i>	6.67	0.28	0.13	0.14	0.2	1.56	0.66
<i>Fuchsia thymifolia</i>	6.67	0.28	0.08	0.09	0.2	1.56	0.64
<i>Buddleja parviflora</i>	6.67	0.28	0.02	0.02	0.2	1.56	0.62
<i>Alnus jorullensis</i>	6.67	0.28	0.01	0.01	0.2	1.56	0.62

Por su parte, en los bosques colindantes a la matriz de pastizal inducido la especie *Eupatorium glabratum* tuvo el IVI más alto con 17.82%, seguido de *Pinus pseudostrobus* con 9.73%, *Quercus laurina* con 7.28%, entre otros (Cuadro 15).

Cuadro 15. Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies colindantes a los bosques con matriz de pastizal secundario, con las variables densidad, área basal, frecuencia.

Especies	Densidad		Área basal		Frecuencia		IVI
	n/ha	%	m ² /ha	%	Número de individuos	%	
<i>Eupatorium glabratum</i>	1400.00	26.28	13.50	16.97	1	10.20	17.82
<i>Pinus pseudostrobus</i>	126.67	2.38	16.46	20.68	0.6	6.12	9.73
<i>Quercus laurina</i>	573.33	10.76	5.57	7.01	0.4	4.08	7.28
<i>Fuchsia thymifolia</i>	720.00	13.52	0.14	0.18	0.2	2.04	5.24
<i>Pinus patula</i>	206.67	3.88	5.64	7.09	0.4	4.08	5.02
<i>Fuchsia microphylla</i>	673.33	12.64	0.03	0.04	0.2	2.04	4.91
<i>Baccharis conferta</i>	440.00	8.26	1.24	1.55	0.4	4.08	4.63
<i>Quercus crassipes</i>	106.67	2.00	6.11	7.68	0.4	4.08	4.59
<i>Quercus crassifolia</i>	46.67	0.88	5.03	6.32	0.6	6.12	4.44

CAPÍTULO III
RESULTADOS Y DISCUSIÓN: OBJETIVO 2

Especies	Densidad		Área basal		Frecuencia		IVI
	n/ha	%	m ² /ha	%	Número de individuos	%	
<i>Alnus jorullensis</i>	80.00	1.50	5.56	6.98	0.4	4.08	4.19
<i>Quercus laeta</i>	53.33	1.00	6.48	8.15	0.2	2.04	3.73
<i>Quercus obtusata</i>	66.67	1.25	5.75	7.23	0.2	2.04	3.51
<i>Quercus rugosa</i>	13.33	0.25	3.76	4.73	0.4	4.08	3.02
<i>Stevia monardifolia</i>	226.67	4.26	0.42	0.53	0.4	4.08	2.95
<i>Ageratina petiolaris</i>	46.67	0.88	1.87	2.35	0.4	4.08	2.43
<i>Cestrum nitidum</i>	133.33	2.50	0.17	0.21	0.4	4.08	2.27
<i>Arbutus xalapensis</i>	33.33	0.63	0.01	0.01	0.6	6.12	2.25
<i>Symphoricarpos microphyllus</i>	113.33	2.13	0.21	0.26	0.4	4.08	2.16
<i>Pinus montezumae</i>	13.33	0.25	0.04	0.05	0.4	4.08	1.46
<i>Acaena elongata</i>	93.33	1.75	0.26	0.32	0.2	2.04	1.37
<i>Roldana angolifolius</i>	26.67	0.50	0.59	0.74	0.2	2.04	1.09
<i>Bouvardia ternifolia</i>	46.67	0.88	0.00	0.00	0.2	2.04	0.97
<i>Amelanchier denticulata</i>	13.33	0.25	0.37	0.47	0.2	2.04	0.92
<i>Baccharis heterophylla</i>	20.00	0.38	0.26	0.33	0.2	2.04	0.92
<i>Buddleja cordata</i>	26.67	0.50	0.00	0.01	0.2	2.04	0.85
<i>Solanum sp.</i>	13.33	0.25	0.01	0.01	0.2	2.04	0.77
<i>Prunus serotina</i>	6.67	0.13	0.05	0.06	0.2	2.04	0.74
<i>Abies religiosa</i>	6.67	0.13	0.04	0.05	0.2	2.04	0.74

Mientras que, en los bosques colindantes a la matriz de asentamientos humanos la especie *Eupatorium glabratum* con un IVI de 11.18%, así como *Quercus obtusata* con 9.43%, *Pinus pseudostrobus* con 9.30% (Cuadro 16).

Cuadro 16. Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies colindantes a los bosques con matriz de asentamientos humanos, con las variables densidad, área basal, frecuencia.

Especies	Densidad		Área basal		Frecuencia		IVI
	n/ha	%	m ² /ha	%	Número de individuos	%	
<i>Eupatorium glabratum</i>	1393.33	19.55	10.12	8.18	1.00	5.81	11.18
<i>Quercus obtusata</i>	313.33	4.40	22.38	18.09	1.00	5.81	9.43
<i>Pinus pseudostrobus</i>	106.67	1.50	26.92	21.76	0.80	4.65	9.30
<i>Stevia monardifolia</i>	873.33	12.25	3.06	2.47	0.80	4.65	6.46
<i>Prunus serotina</i>	193.33	2.71	17.43	14.09	0.40	2.33	6.38
<i>Symphoricarpos microphyllus</i>	653.33	9.17	1.38	1.12	0.80	4.65	4.98
<i>Quercus crassifolia</i>	206.67	2.90	9.05	7.32	0.80	4.65	4.96
<i>Quercus crassipes</i>	153.33	2.15	10.58	8.55	0.40	2.33	4.34
<i>Quercus laurina</i>	113.33	1.59	8.09	6.54	0.60	3.49	3.87
<i>Ageratina petiolaris</i>	320.00	4.49	1.22	0.99	1.00	5.81	3.76
<i>Fuchsia thymifolia</i>	546.67	7.67	0.15	0.12	0.40	2.33	3.37
<i>Arbutus xalapensis</i>	93.33	1.31	6.35	5.13	0.60	3.49	3.31
<i>Monnina ciliolata</i>	266.67	3.74	0.08	0.07	1.00	5.81	3.21
<i>Eupatorium deltoideum</i>	346.67	4.86	0.49	0.39	0.60	3.49	2.92
<i>Cestrum nitidum</i>	186.67	2.62	0.19	0.15	0.80	4.65	2.47
<i>Baccharis conferta</i>	153.33	2.15	0.28	0.22	0.80	4.65	2.34
<i>Bouvardia ternifolia</i>	193.33	2.71	0.21	0.17	0.60	3.49	2.12
<i>Cornus excelsa</i>	240.00	3.37	0.12	0.10	0.40	2.33	1.93
<i>Baccharis heterophylla</i>	180.00	2.53	0.71	0.58	0.40	2.33	1.81
<i>Buddleja cordata</i>	53.33	0.75	0.29	0.24	0.60	3.49	1.49
<i>Pinus montezumae</i>	180.00	2.53	0.88	0.71	0.20	1.16	1.47

Especies	Densidad		Área basal		Frecuencia		IVI
	n/ha	%	m ² /ha	%	Número de individuos	%	
<i>Alnus jorullensis</i>	26.67	0.37	1.67	1.35	0.40	2.33	1.35
<i>Lopezia miniata</i>	180.00	2.53	0.01	0.00	0.20	1.16	1.23
<i>Cupressus lusitanica</i>	46.67	0.65	0.71	0.57	0.40	2.33	1.18
<i>Ageratina oligocephala</i>	20.00	0.28	0.17	0.14	0.40	2.33	0.92
<i>Rosa canina</i>	26.67	0.37	0.20	0.16	0.20	1.16	0.57
<i>Quercus mexicana</i>	13.33	0.19	0.36	0.29	0.20	1.16	0.55
<i>Crataegus mexicana</i>	6.67	0.09	0.30	0.24	0.20	1.16	0.50
<i>Stevia salicifolia</i>	6.67	0.09	0.14	0.12	0.20	1.16	0.46
<i>Salvia elegans</i>	6.67	0.09	0.10	0.08	0.20	1.16	0.45
<i>Viburnum elatum</i>	6.67	0.09	0.05	0.04	0.20	1.16	0.43
<i>Roldana angolifolius</i>	6.67	0.09	0.01	0.00	0.20	1.16	0.42
<i>Rhamnus serrata</i>	6.67	0.09	0.00	0.00	0.20	1.16	0.42
<i>Buddleja sessiliflora</i>	6.67	0.09	0.00	0.00	0.20	1.16	0.42

Se realizó una comparación de las abundancias de árboles y arbustos entre los bosques aledaños a cada tipo de matriz usando una prueba de Kruskal-Wallis debido a que los datos no presentaron una distribución normal. La abundancia en los transectos frente a la matriz de asentamiento humano fue estadísticamente mayor (1,069 individuos) en comparación con los obtenidos frente al pastizal secundario (799 individuos) y los cultivos de temporal (355 individuos; $H= 28.81$, $gl= 2$, $p= 0.000$; Figura 20 y Cuadro 17).

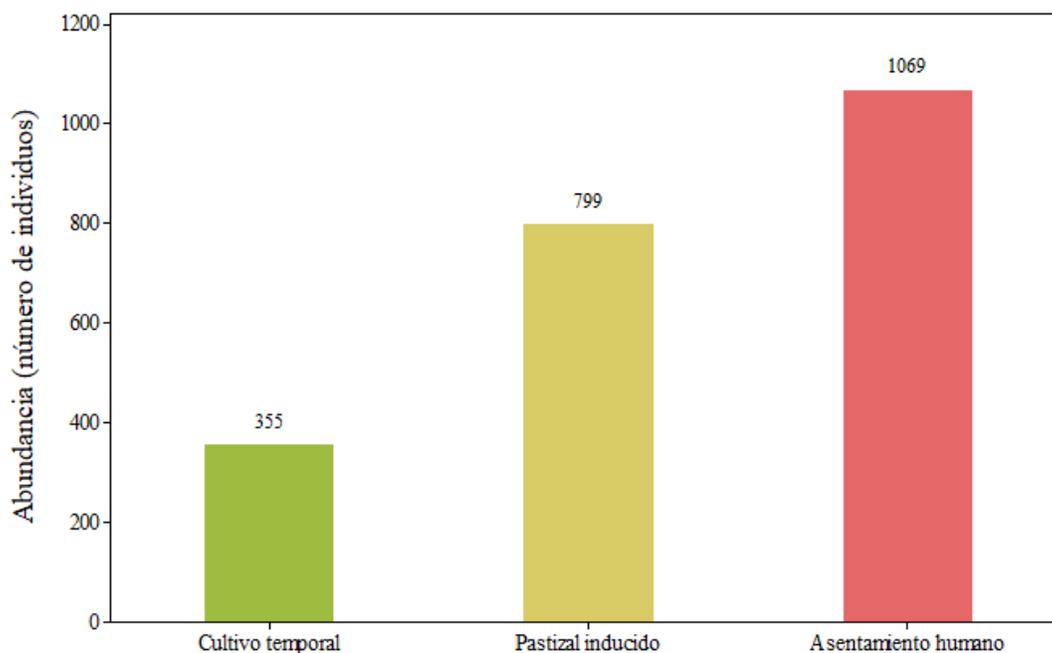


Figura 20. Abundancia de árboles y arbustos por tipo de matriz de uso de suelo colindante al bosque.

Cuadro 17. Comparación de abundancias entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Cultivo de temporal vs Pastizal secundario	-17.367	4.794	-3.622	.000	.001
Cultivo de temporal vs Asentamiento humano	-25.133	4.794	-5.242	.000	.000
Pastizal secundario vs Asentamiento humano	7.767	4.794	1.620	.105	.316

En bosques con matriz de cultivo de temporal se tuvo una riqueza de 35 especies, las dominantes fueron *Eupatorium glabratum* (79 individuos), *Baccharis heterophylla* (34), *Quercus obtusata* (29), *Prunus serotina* (29) y *Barkleyanthus salicifolius* (21). Por su parte, en bosques con matriz a asentamiento humano se encontraron 34 especies, las más abundantes fueron *Eupatorium glabratum* (209), *Stevia monardifolia* (131), *Symphoricarpos microphyllus* (98) y *Fuchsia thymifolia* (82). En los registros frente al pastizal secundario se

tuvieron 28 especies, en donde *Eupatorium glabratum* presentó la mayor cantidad de individuos (210), seguido de *Fuchsia thymifolia* (108), *Fuchsia microphylla* (101) y *Quercus laurina* (86; Figura 21).

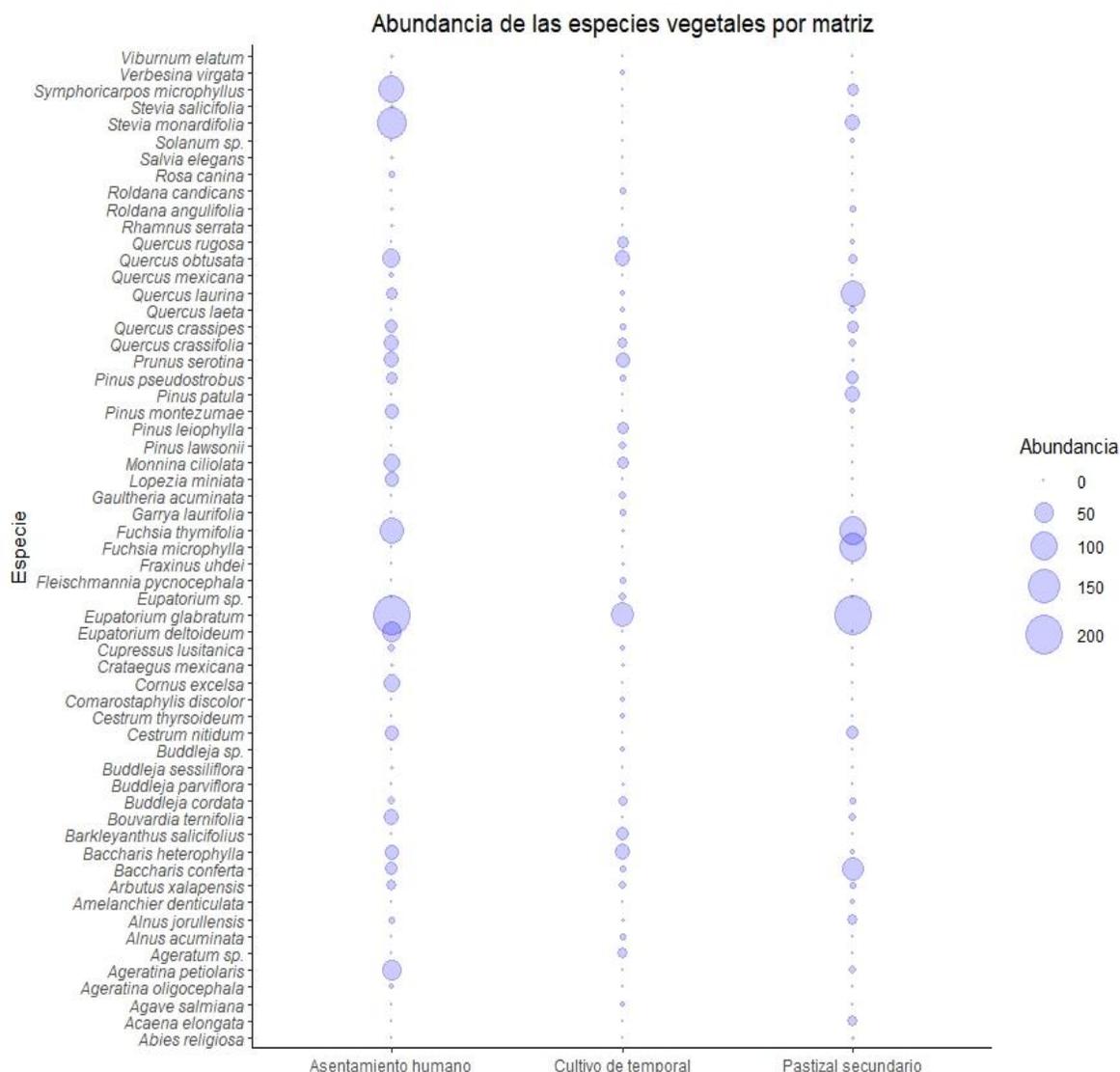


Figura 21. Abundancia de las especies vegetales en las tres matrices de uso del suelo colindante al bosque.

Las abundancias de los árboles mostraron diferencias significativas entre los bosques colindantes a las matrices de uso de suelo ($H= 22.74$, $gl= 2$, $p= 0.000$). Los bosques con colindancia con la matriz de asentamiento humano destacaron significativamente con la mayor cantidad de árboles (218), seguida del pastizal secundario (200) y por último de cultivo de temporal (142; Figura 22 y Cuadro 18).

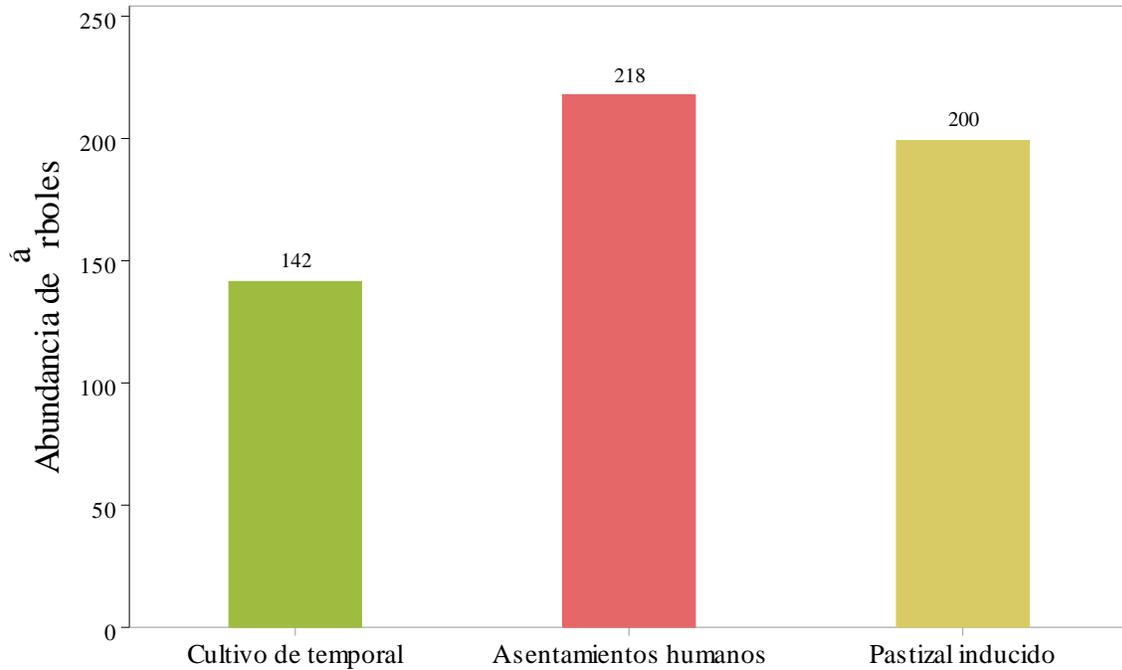


Figura 22. Abundancia de árboles por tipo de matriz de uso de suelo colindante al bosque.

Cuadro 18. Comparación de abundancias de árboles entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Cultivo de temporal vs Asentamiento humano	-16.025	6.287	-2.549	.011	.032
Cultivo de temporal vs Pastizal secundario	-32.168	6.759	-4.760	.000	.000
Asentamiento humano vs Pastizal secundario	-16.142	6.658	-2.424	.015	.046

En cuanto a las abundancias de los arbustos, se destaca que, en los bosques con matriz alemana a la matriz de asentamiento humano se encontró la mayor cantidad de arbustos en comparación con las demás matrices (Figura 23 y Cuadro 19).

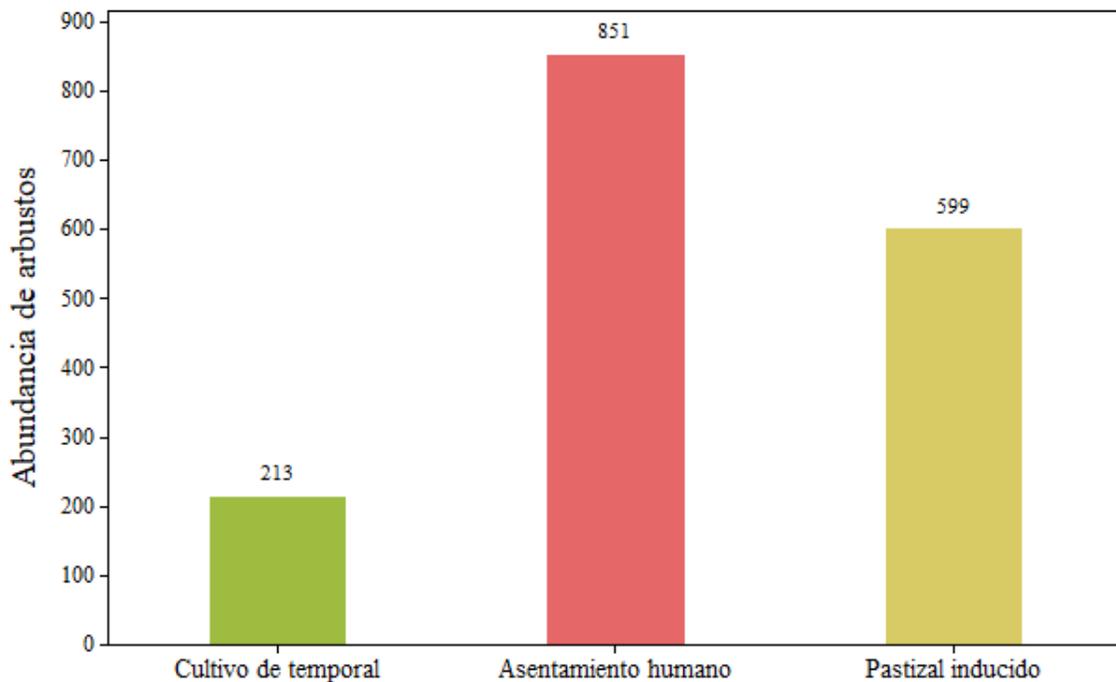


Figura 23. Abundancia de arbustos por tipo de matriz de uso de suelo colindante al bosque.

Cuadro 19. Comparación de arbustos entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Cultivos de temporal vs Pastizal secundario	-156.340	18.089	-8.643	.000	.000
Cultivos de temporal vs Asentamiento humano	-220.481	16.375	-13.464	.000	.000
Pastizal secundario vs Asentamiento humano	64.141	17.352	3.696	.000	.001

Diversidad

La diversidad de especies mostró que los transectos frente a la matriz de asentamiento humano y pastizal secundario tuvieron los valores más altos y más bajos respectivamente, no hubo diferencias en estos grupos ($H = -5.58$, $g.l. = 2$, $p = 0.061$; Figura 24).

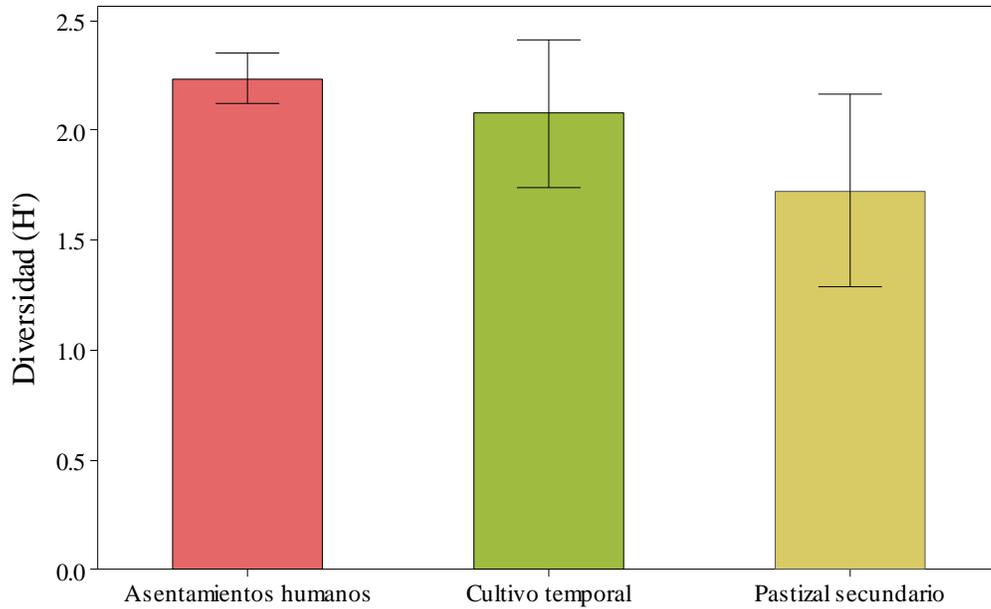


Figura 24. Diversidad de Shannon-Wiener (H') por tipo de matriz de uso del suelo colindante al bosque.

La diversidad de árboles por tipo de matriz muestra que en los bosques colindantes con una matriz de asentamiento humano existió una mayor diversidad de árboles con una media de 2.23, en comparación con la matriz de pastizal secundario con una media de 1.72 (Figura 25 y Cuadro 20).

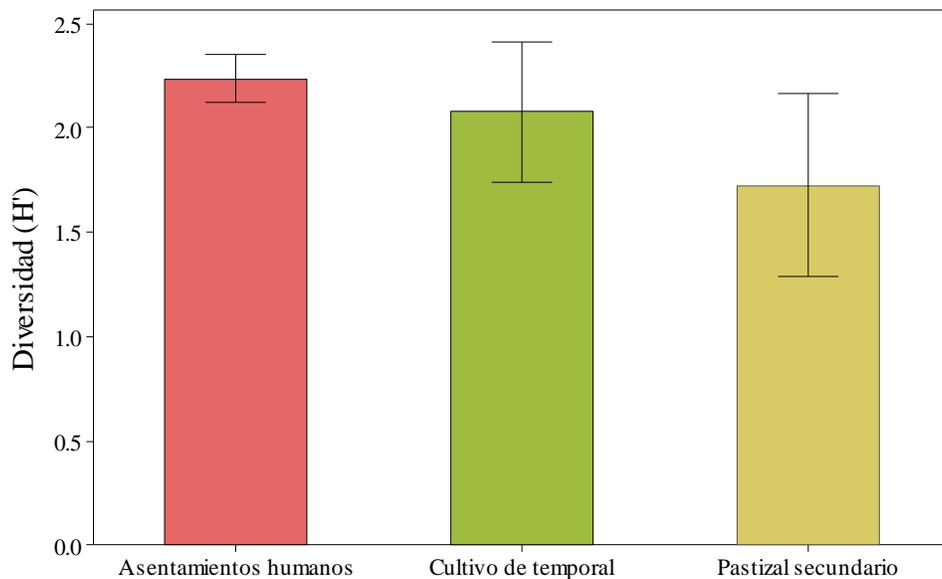


Figura 25. Diversidad Shannon-Wiener (H') de árboles por tipo de matriz de uso del suelo colindante al bosque.

Cuadro 20. Comparación de valores de diversidad de árboles (Shannon H') entre matrices de uso del suelo colindante al bosque.

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Pastizal secundario vs Asentamiento humano	4.800	2.828	1.697	.090	.269
Pastizal secundario vs Cultivo de temporal	7.200	2.828	2.546	.011	.033
Asentamiento humano vs Cultivo de temporal	-2.400	2.828	-.849	.396	1.000

Por su parte, la diversidad de arbustos muestra que en los bosques con matriz de asentamiento humano se tuvieron los valores más altos de diversidad con media de 1.82, en comparación con los bosques adyacencia a la matriz de cultivos de temporal, la cual reporta una media de 1.31. Se tuvieron diferencias entre las matrices de la matriz de asentamiento humano y el pastizal secundario, este último con media de 1.02 (Figura 26 y Cuadro 21).

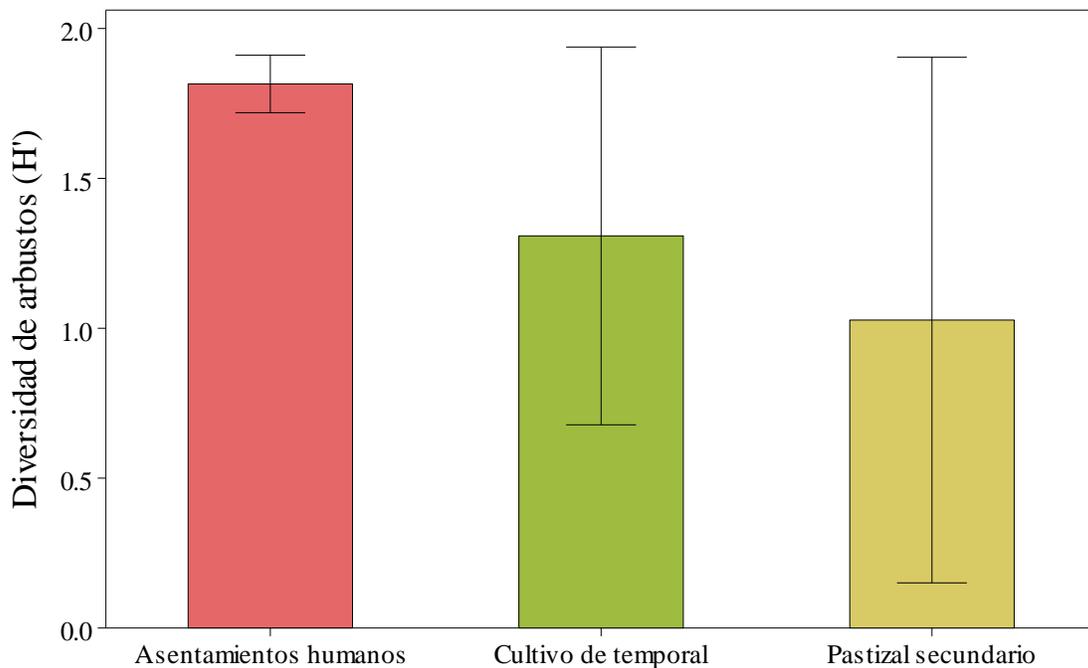


Figura 26. Diversidad de Shannon-Wiener (H') para arbustos por tipo de matriz de uso de suelo colindante al bosque.

Cuadro 21. Comparación de valores de diversidad de arbustos (Shannon H') entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Pastizal secundario vs Cultivo temporal	.400	2.828	.141	.888	1.000
Pastizal secundario vs Asentamiento humano	6.800	2.828	2.404	.016	.049
Cultivo temporal vs Asentamiento humano	6.400	2.828	2.263	.024	.071

En la diversidad máxima destaca la matriz de asentamiento humano con una media de 2.83, seguida de los cultivos temporales con 2.52 y el pastizal con un valor de 2.20, las diferencias se presentaron entre el bosque de asentamiento humano y las de pastizal secundario (Figura 27 y Cuadro 22).

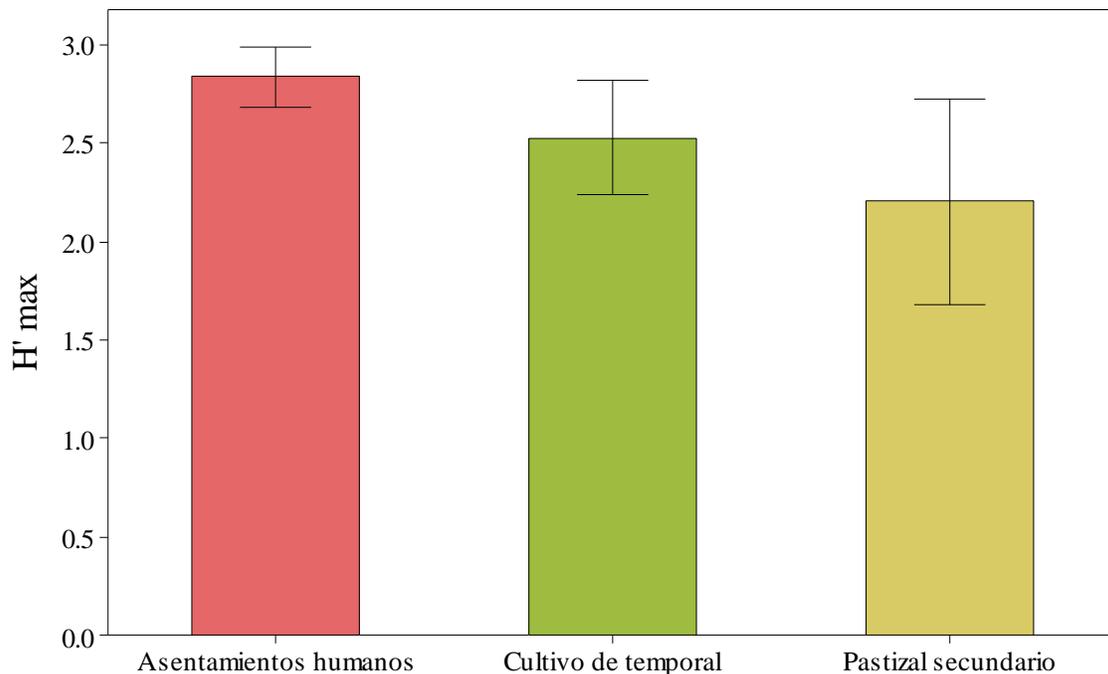


Figura 27. Diversidad máxima de Shannon H' por tipo de matriz de uso del suelo colindante al bosque.

Cuadro 22. Comparación de valores de diversidad de arbustos (Shannon H') entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Pastizal secundario vs Cultivo de temporal	2.500	2.806	.891	.373	1.000
Pastizal secundario vs Asentamiento humano	7.100	2.806	2.531	.011	.034
Cultivo de temporal vs Asentamiento humano	4.600	2.806	1.640	.101	.303

Por otro lado, la equitatividad no muestra diferencias entre las matrices ($H = -1.86$, g.l. = 2, $p = 0.395$). No obstante, la matriz de cultivo de temporal tuvo el valor más alto, seguido del pastizal secundario y finalmente el asentamiento humano (Figura 28).

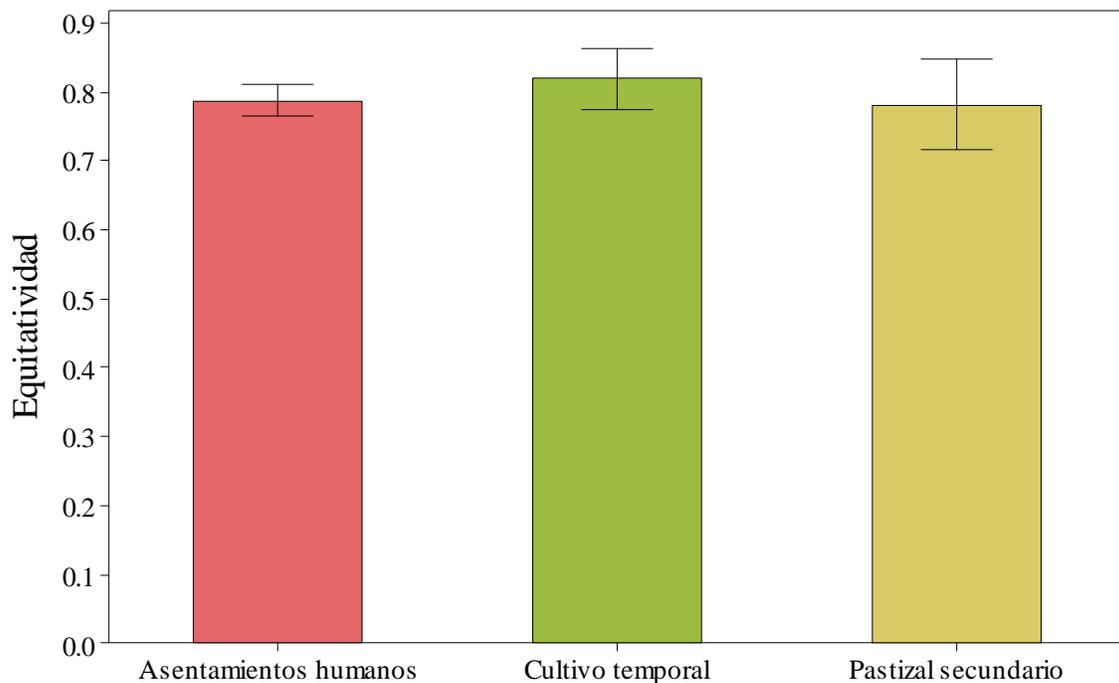


Figura 28. Equitatividad por tipo de matriz de uso de suelo colindante al bosque.

Atributos de estructura de la comunidad vegetal

Altura de árboles y arbustos

La matriz de cultivo de temporal tuvo los valores más altos en altura de árboles, con una media de 7.46 m y mediana de 6 m, seguido de la matriz de asentamiento humano, con media de 6.89 m y mediana de 7.2 y el pastizal secundario, con 6.71 m y mediana de 5.2 (Figura 29). El análisis de comparación entre matrices muestra que no hay diferencias entre las alturas de los árboles registrados en cada una ($H= 2.189$, g.l.= 2, $p=0.335$).

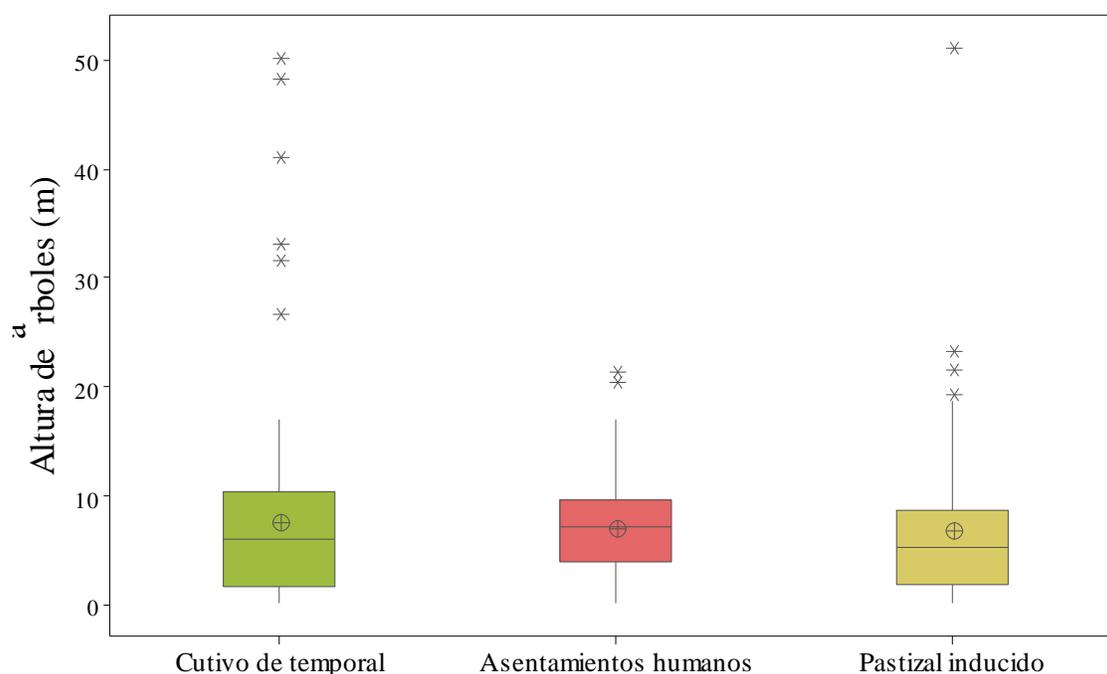


Figura 29. Alturas de árboles (m) por tipo de matriz de uso del suelo colindante al bosque. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

Por su parte, la comparación entre las alturas de los arbustos en transectos colindantes con diferentes matrices de uso del suelo, muestra que las especies de arbustos fueron significativamente más altas en los transectos colindantes a la matriz de cultivo de temporal mostrando una media de 1.10 m y mediana de 1 m, en comparación con las matrices de asentamiento humano y pastizal secundario, en las que se encontraron alturas medias de 0.88 m y 0.94 m con mediana de 0.81 y 0.85 m respectivamente (Figura 30 y Cuadro 23).

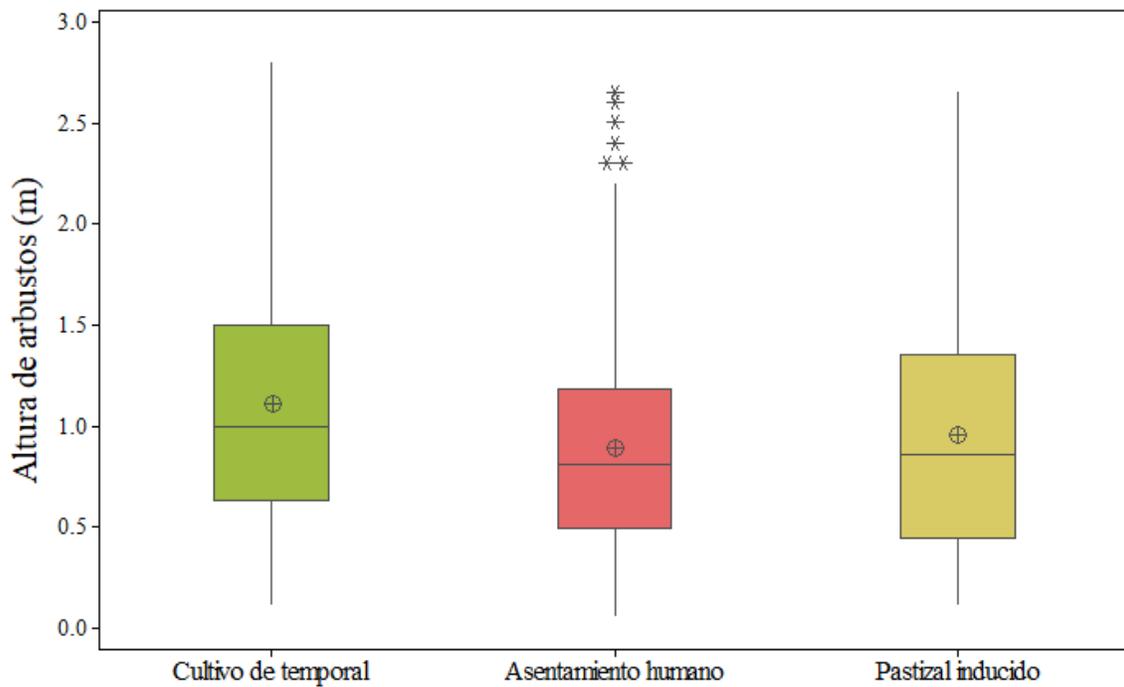


Figura 30. Alturas de arbustos (m) por matriz de uso de suelo colindante al bosque. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

Cuadro 23. Comparación de alturas de arbustos (m) entre matrices de uso del suelo colindante al bosque.

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Cultivo de temporal vs Pastizal secundario	-17.764	19.700	-0.902	0.367	1
Pastizal secundario vs Asentamiento humano	91.688	20.729	4.423	0.000	0.000
Cultivo de temporal vs Asentamiento humano	73.925	22.490	3.287	0.001	0.003

Diámetro a la altura de pecho (DAP) de árboles y arbustos

El análisis de los diámetros de los árboles mostró que, en colindancia con la matriz de asentamiento humano se encontraron los árboles estadísticamente más grandes cuyos diámetros promedio fueron de 0.23 cm y mediana de 0.19 cm. Por su parte, el pastizal secundario tuvo diámetros con una media de 0.17 cm y mediana de 0.08 cm. Entre las

matrices de asentamiento humano y cultivo de temporal hubo diferencias, siendo estos últimos los que presentaron los árboles con diámetros más reducidos con una media de 0.16 cm y mediana de 0.07 cm (Figura 31; Cuadro 24).

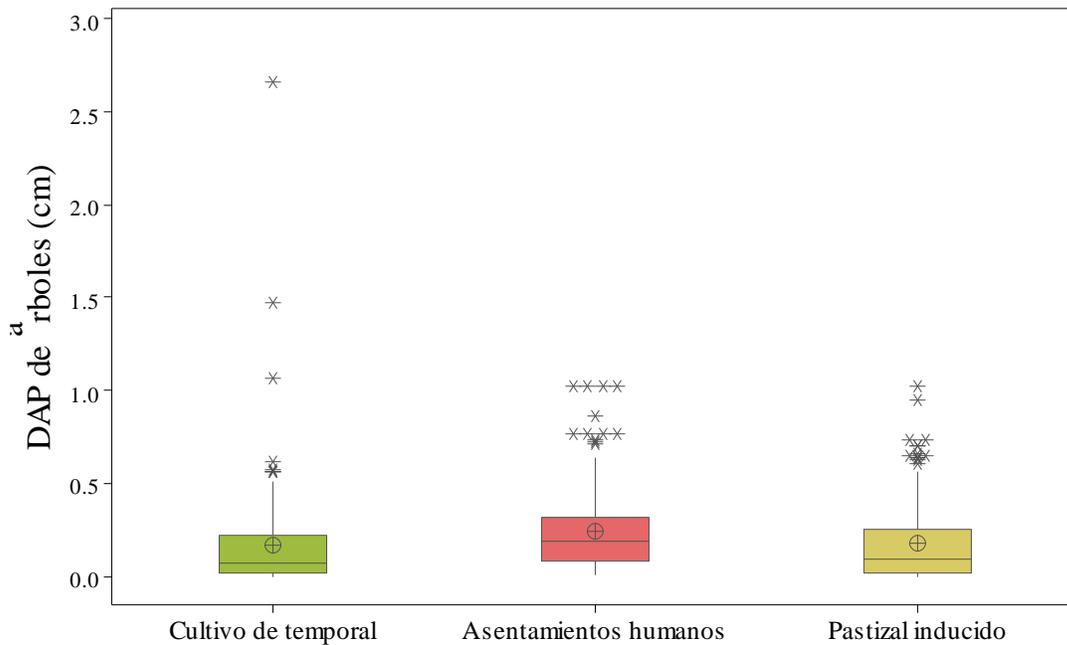


Figura 31. DAP de árboles (cm) por tipo de matriz de uso del suelo colindante al bosque. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

Cuadro 24. Comparación del DAP de árboles (cm) entre matrices de uso del suelo colindante al bosque.

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Cultivo de temporal vs Pastizal secundario	13.331	16.537	-0.806	0.420	1
Pastizal secundario vs Asentamiento humano	-78.161	15.523	-5.035	0.000	0.000
Cultivo de temporal vs Asentamiento humano	64.830	15.310	4.235	0.000	0.000

En los diámetros de arbustos entre matrices hubo diferencias ($H= 37.396$; $gl= 2$; $p= 0.000$). La matriz con diámetros significativamente más grandes fue el pastizal secundario

con valores promedio de 0.08 cm y mediana de 0.04 cm, mientras que la matriz con cultivo de temporal registró una media de 0.06 cm y mediana de 0.03 cm y finalmente la matriz de asentamiento humano tuvo una media de 0.05 m y mediana de 0.01 cm (Figura 32 y Cuadro 25).

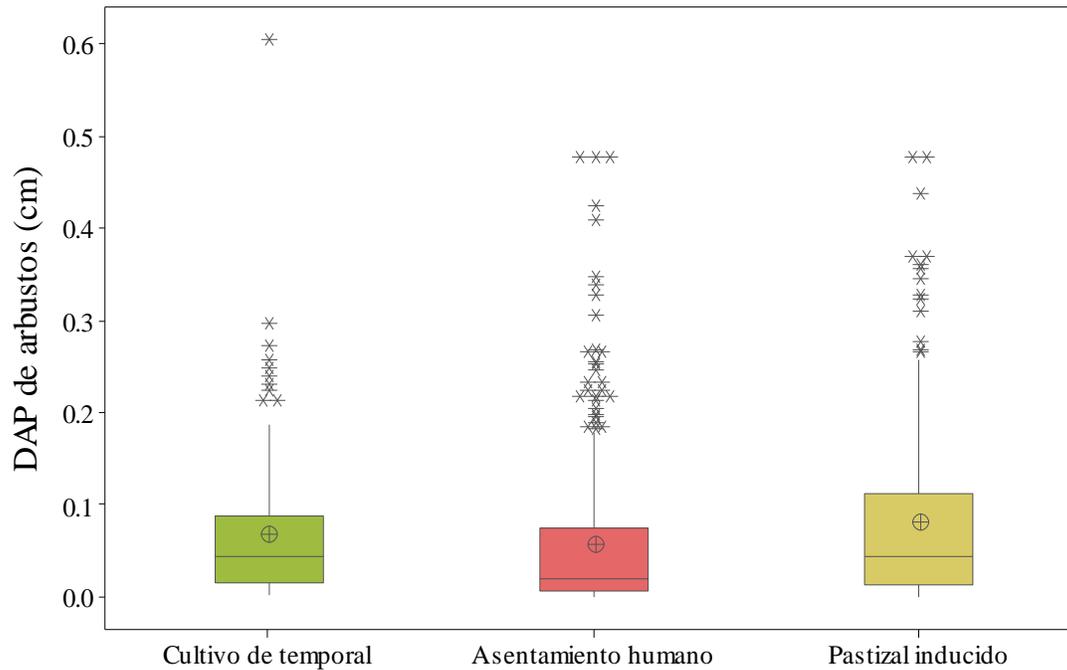


Figura 32. DAP de arbustos (cm) por tipo de matriz de uso del suelo colindante al bosque. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

Cuadro 25. Comparación del DAP de arbustos (cm) entre matrices de uso del suelo colindante al bosque.

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Dev. Error	Dev. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Cultivo de temporal vs Pastizal secundario	9.529	22.460	0.424	0.671	1
Pastizal secundario vs Asentamiento humano	-97.926	19.698	-4.971	0.000	0.000
Cultivo de temporal vs Asentamiento humano	9.529	22.460	0.424	0.671	1

Radio de copa de árboles y arbustos

El análisis de los radios de copa de los árboles registrados entre matrices mostró que, en la matriz de asentamiento humano se encontró con árboles cuyos radios de copa fueron significativamente más grandes, con media de 1.89 m y mediana de 1.77 m. Mientras que, el pastizal secundario obtuvo un promedio de 1.43 m y media de 0.88 m. Los valores de radio de copa más bajos fueron en la matriz de cultivo de temporal, con media de 1.33 m y mediana de 0.9 m (Figura 33 y Cuadro 26).

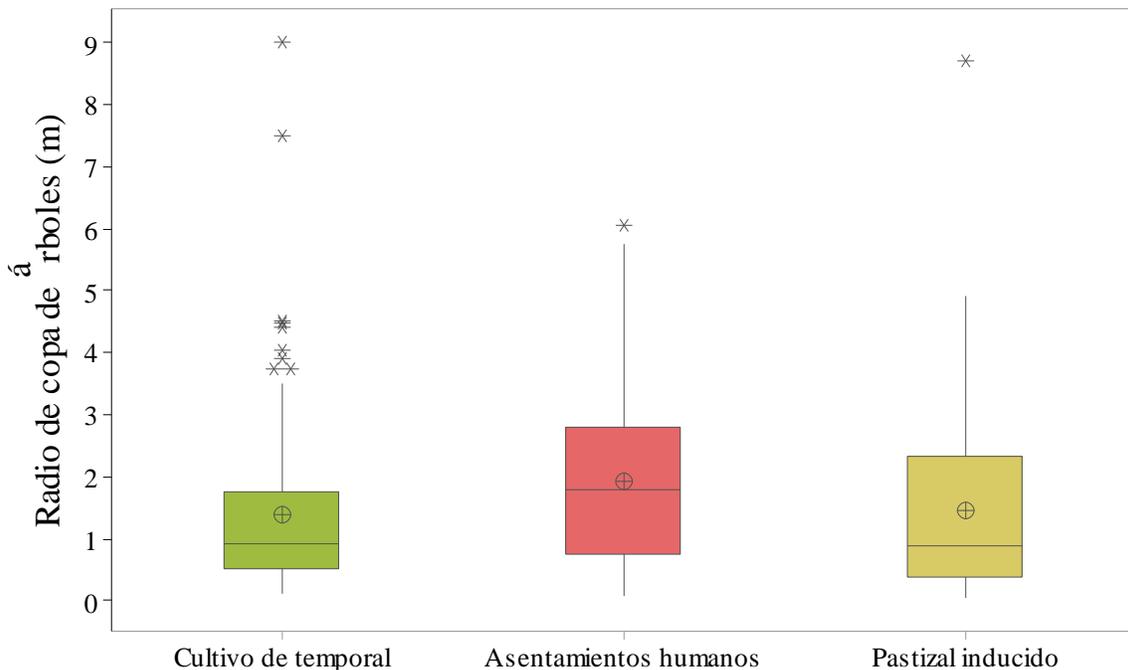


Figura 33. Radio de copa de árboles (m) por tipo de matriz de uso del suelo colindante al bosque. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

Cuadro 26. Comparación de los radios de copa de árboles (m) entre matrices de uso del suelo colindante al bosque.

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Cultivo de temporal vs Pastizal secundario	-3.284	16.537	-0.199	0.843	1
Cultivo de temporal vs Asentamiento humano	-58.320	15.523	-3.757	0.000	0.001

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Pastizal secundario vs Asentamiento humano	55.036	15.310	3.595	0.000	0.001

En cuanto a los radios de copa existieron diferencias entre matrices ($H= 13.554$; $g.l.= 2$; $p= 0.001$). La matriz de cultivos de temporal registró los radios de copa significativamente más grandes, con media 0.46 m y mediana de 0.38 m. La matriz de asentamiento humano tuvo una media de 0.35 m y mediana de 0.26 m, y el pastizal secundario reportó una media de 0.34 m y mediana de 0.25 m (Figura 34, Cuadro 27).

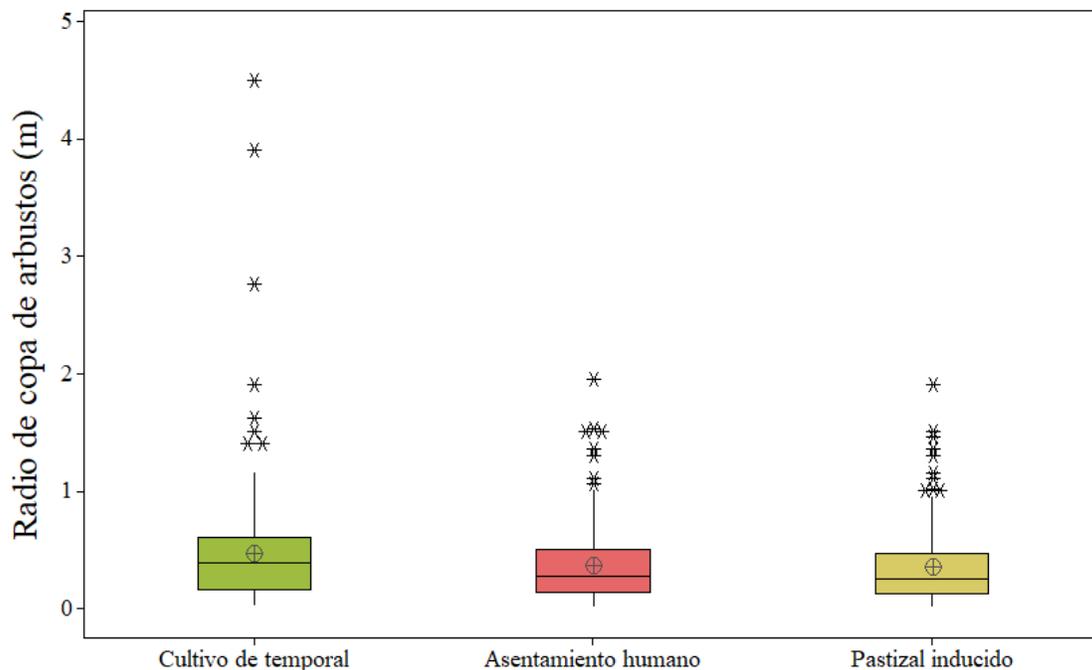


Figura 34. Radio de copa de arbustos (m) por tipo de matriz de uso del suelo colindante al bosque. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

Cuadro 27. Comparación de los radios de copa de arbustos (m) entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Cultivo de temporal vs Pastizal secundario	18.990	19.723	0.963	0.336	1
Cultivo de temporal vs Asentamiento humano	79.390	22.488	3.530	0.000	0.001
Pastizal secundario vs Asentamiento humano	60.4	20.722	2.915	0.004	0.011

Se realizó un listado de las variables que fueron estadísticamente significativas en la prueba Kruskal-Wallis, donde resultó que la matriz de uso del suelo obtuvo los valores más altos y los más bajos en dicha prueba. Los resultados muestran que la matriz de la matriz de asentamiento humano dominó presentando los valores más altos en los atributos de composición: abundancia, abundancia de árboles y arbustos diversidad, diversidad de árboles y arbustos, y en los atributos de estructura: DAP de árboles y radio de copa de árboles. Mientras que, los valores más bajos estuvieron en la matriz de pastizal secundario en las variables: diversidad, diversidad de árboles y arbustos, altura de arbustos, DAP árboles y radio de copa de arbustos (Figura 35).

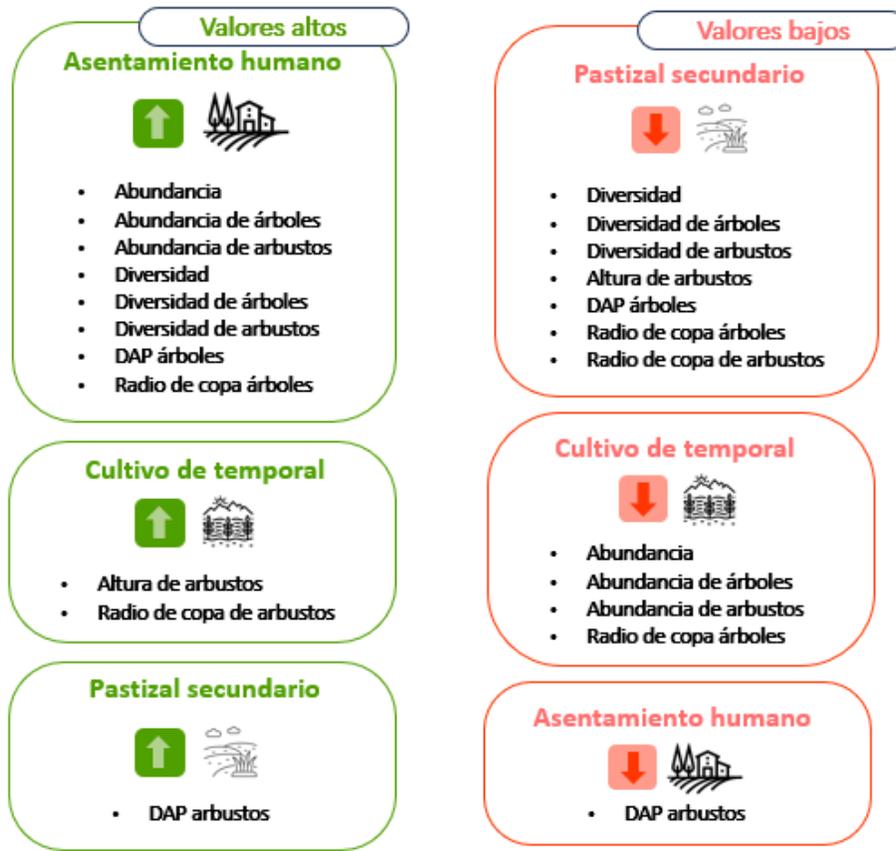


Figura 35. Variables de composición y estructura vegetal estadísticamente significativas (Kruskall-Wallis), con los valores más altos y más bajos obtenidos en distintas matrices de uso de suelo. Se muestran únicamente las variables significativas en prueba Kruskall-Wallis.

Factores ambientales por matriz de uso de suelo

La variable de temperatura del suelo (°C) mostró diferencias entre los tipos de matrices de uso del suelo. Los valores más altos estuvieron en la matriz de cultivo de temporal, con media de 14.96°C, seguida por la matriz con asentamiento humano, con media de 14.54°C y finalmente, el pastizal secundario, con media de 12.91°C (H= 6.52, gl= 2 p=0.038; Figura 36 y Cuadro 28).

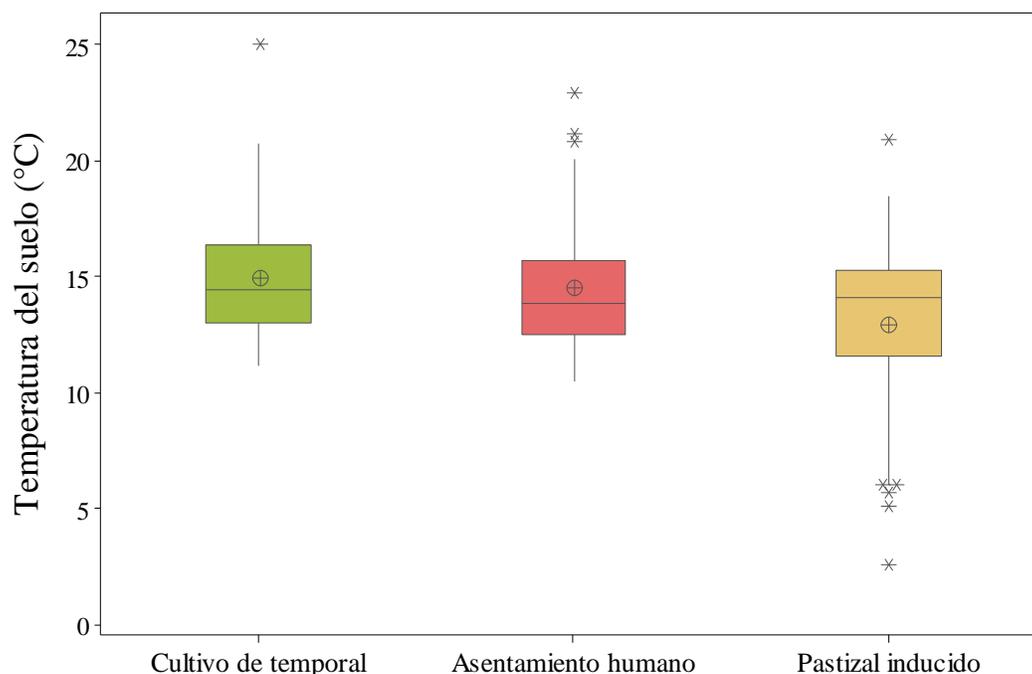


Figura 36. Comparación de la temperatura del suelo (°C) entre matrices de uso de suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

Cuadro 28. Prueba Kruskal-Wallis para la comparación de la temperatura del suelo (°C) entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Pastizal secundario-Asentamiento humano	12.760	10.581	1.206	.228	.684
Pastizal secundario-Cultivos de temporal	27.105	10.617	2.553	.011	.032

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Asentamiento humano-Cultivos de temporal	14.345	10.617	1.351	.177	.530

En cuanto a la humedad del suelo (%) se encontraron diferencias entre los tipos de matrices, los valores más altos se reportaron en el pastizal secundario con una media de 56.4%, seguido por los cultivos de temporal con media de 55.09% y finalmente la matriz de asentamiento humano con media de 44.38% ($H= 41.06$; $gl= 2$; $p= 0.000$; Figura 37 y Cuadro 29).

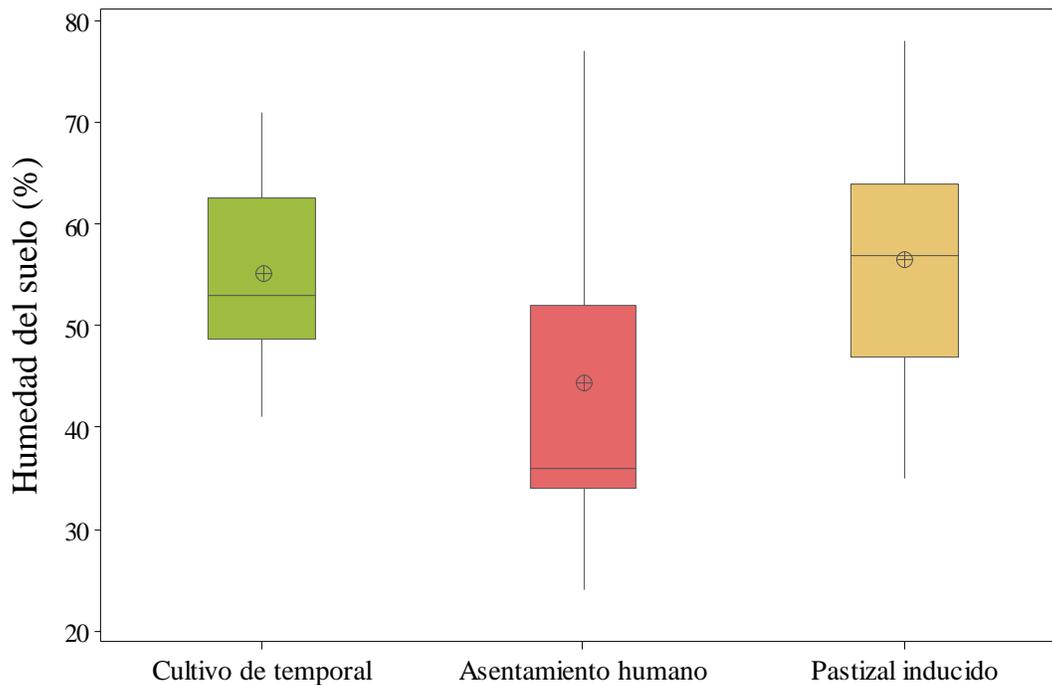


Figura 37. Comparación de la humedad del suelo (%) entre las matrices de uso de suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

Cuadro 29. Prueba Kruskal-Wallis para la comparación de la humedad del suelo (%) entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Asentamiento humano-Cultivos de temporal	54.914	10.613	5.174	.000	.000
Asentamiento humano-Pastizal secundario	-61.940	10.578	-5.856	.000	.000
Cultivos de temporal-Pastizal secundario	-7.026	10.613	-.662	.508	1.000

La compactación del suelo (PSI), reportó los valores más altos en la matriz de asentamiento humano con una media de 221.46 PSI, seguida del pastizal secundario con media de 141.13 PSI, y finalmente los cultivos de temporal con 97.77 PSI (H=114.60, gl=2, p=0.000; Figura 38 y Cuadro 30).

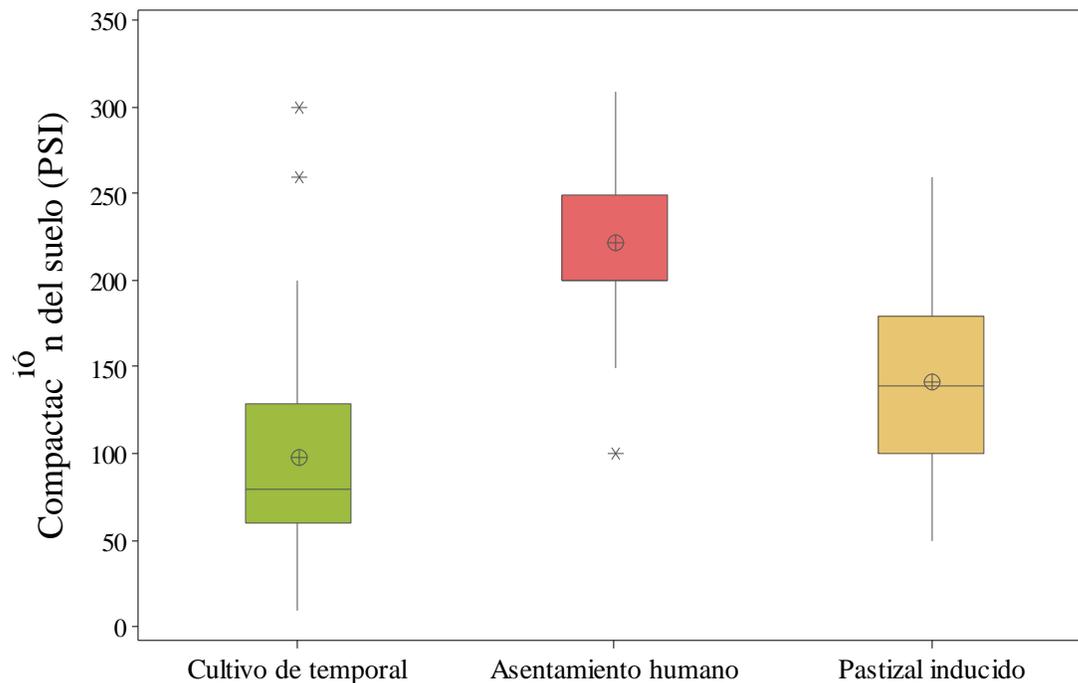


Figura 38. Comparación de la compactación del suelo (PSI) entre diferentes matrices de uso de suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

Cuadro 30. Prueba Kruskal-Wallis para la comparación de la compactación del suelo (PSI) entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Cultivos de temporal-Pastizal secundario	-41.162	10.555	-3.900	.000	.000
Cultivos de temporal-Asentamiento humano	-111.642	10.555	-10.578	.000	.000
Pastizal secundario-Asentamiento humano	70.480	10.519	6.700	.000	.000

El espesor de hojarasca (cm) reporta los valores más altos en la matriz de Cultivos de temporal con media de 6.05 cm, seguido de la matriz de Pastizal secundario con media de 3.22 cm, y finalmente la matriz de asentamiento humano con media de 3.26 cm ($H= 28.19$; $gl= 2$; $p=0.000$; Figura 39 y Cuadro 31).

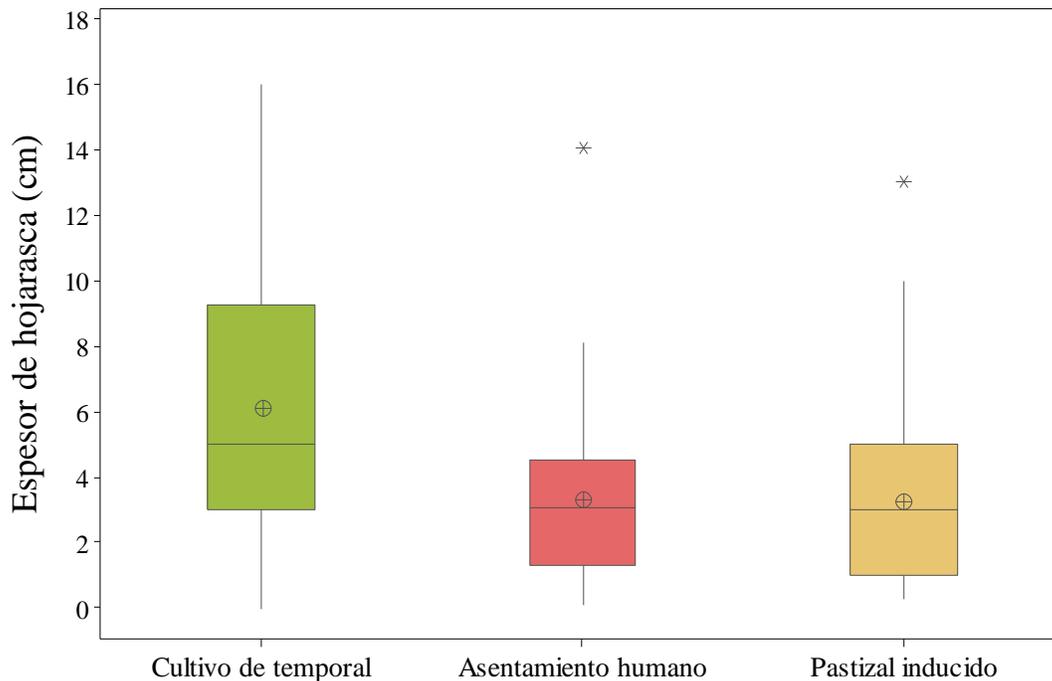


Figura 39. Comparación del espesor de hojarasca (cm) entre las diferentes matrices de uso de suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

Cuadro 31. Prueba Kruskal-Wallis para la comparación del espesor de hojarasca (%) entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Pastizal secundario-Asentamiento humano	.907	10.570	.086	.932	1.000
Pastizal secundario-Cultivos de temporal	49.269	10.606	4.645	.000	.000
Asentamiento humano-Cultivos de temporal	48.363	10.606	4.560	.000	.000

La pendiente del suelo ($^{\circ}$) registró los valores más altos en la matriz de cultivos de temporal con media de 26.08 ($^{\circ}$), por su parte el pastizal secundario reporta una media de 22.33 ($^{\circ}$), y finalmente la matriz de asentamiento humano con 20.29 ($^{\circ}$) ($H= 12.68$, $gl=2$, $p= 0.002$; Figura 40 y Cuadro 32).

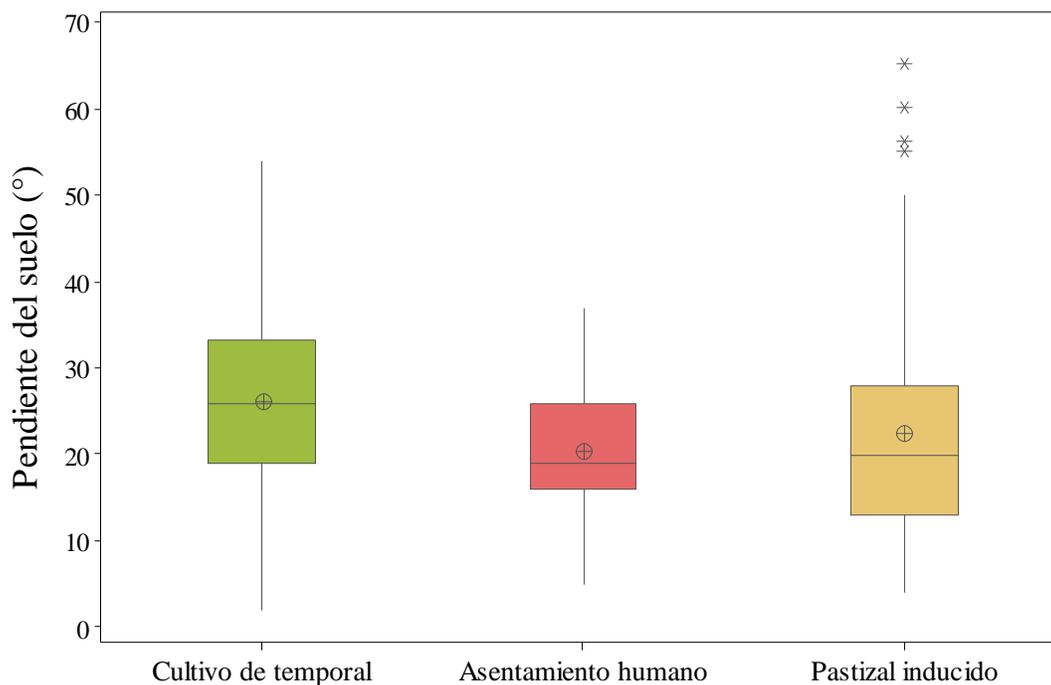


Figura 40. Comparación de la pendiente del suelo ($^{\circ}$) entre las diferentes matrices de uso de suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

Cuadro 32. Prueba Kruskal-Wallis para la comparación de la pendiente del suelo (°) entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Asentamiento humano-Pastizal secundario	-1.907	10.574	-.180	.857	1.000
Asentamiento humano-Cultivos de temporal	33.665	10.609	3.173	.002	.005
Pastizal secundario-Cultivos de temporal	31.759	10.609	2.993	.003	.008

En cuanto a la humedad ambiental (%), la matriz del pastizal secundario obtuvo una media de 54.17 (%), seguido por los cultivos de temporal con media de 53.01 (%) y la matriz de asentamiento humano con media de 42.90% (H= 42.65, gl=2, p= 0.000; Figura 41 y Cuadro 33).

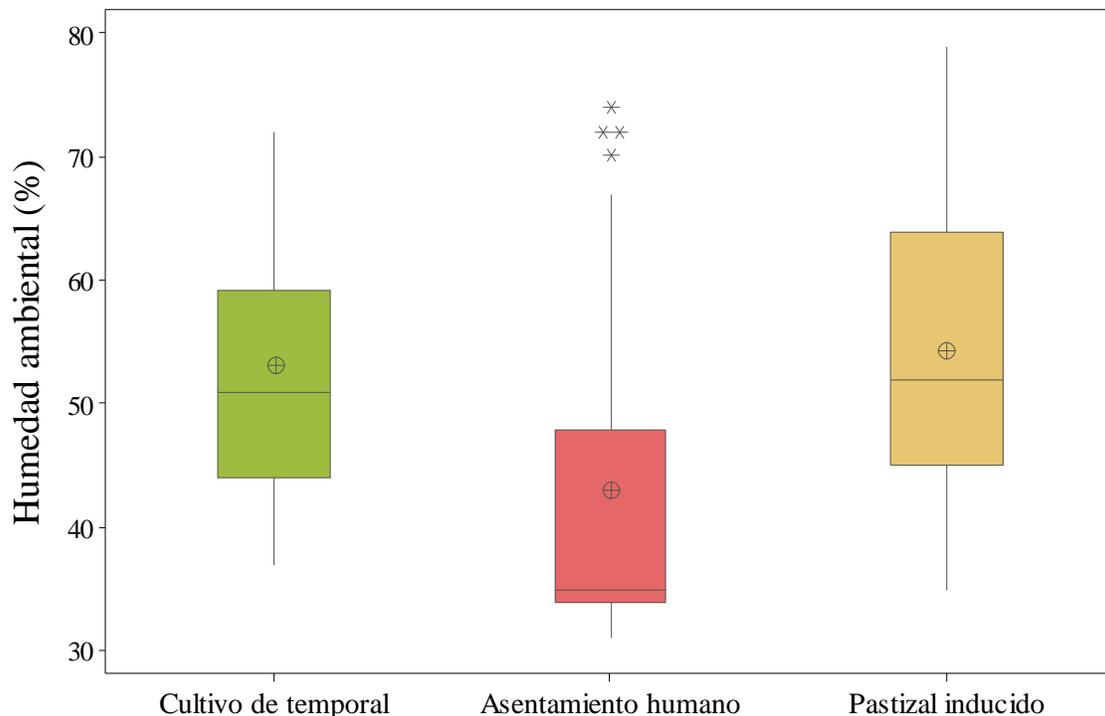


Figura 41. Comparación de la humedad ambiental (%) entre las diferentes matrices de uso del suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

Cuadro 33. Prueba Kruskal-Wallis para la comparación de la humedad ambiental (%) entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Asentamiento humano-Cultivos de temporal	57.969	10.612	5.462	.000	.000
Asentamiento humano-Pastizal secundario	-61.613	10.577	-5.825	.000	.000
Cultivos de temporal-Pastizal secundario	-3.644	10.612	-.343	.731	1.000

La temperatura ambiental (°C) no reporta diferencias entre los grupos ($H= 2.29$; $gl=2$; $p=0.318$), no obstante, reportó los valores más altos en la matriz de asentamiento humano con media de 21.1 (°C), en la matriz de cultivo de temporal se reporta una media de 20.9 (°C), y en la matriz de pastizal secundario con media de 19.15 (°C; Figura 42).

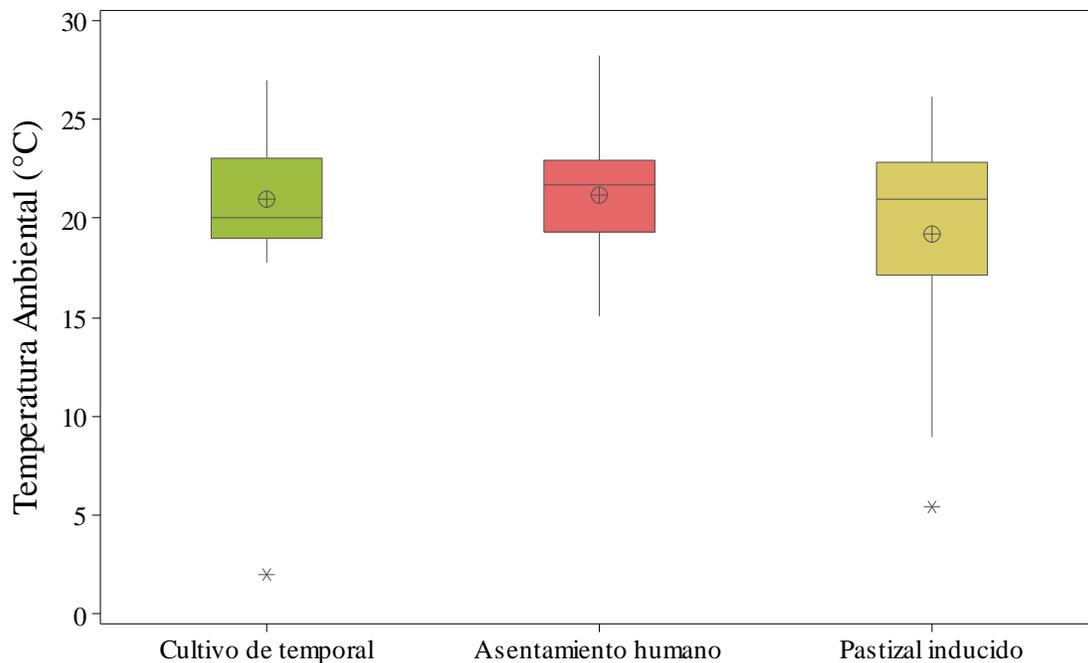


Figura 42. Comparación de la temperatura ambiental (°) entre las diferentes matrices de uso de suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

La apertura del dosel (%) muestra que la matriz de Pastizal secundario tuvo los valores más altos con media de 37.32%, seguido de la matriz de Cultivos de temporal con media de 34.63%, y finalmente los Asentamiento humano con 24.95% ($H= 49.62$; $gl= 2$; $p= 0.000$; Figura 43 y Cuadro 34).

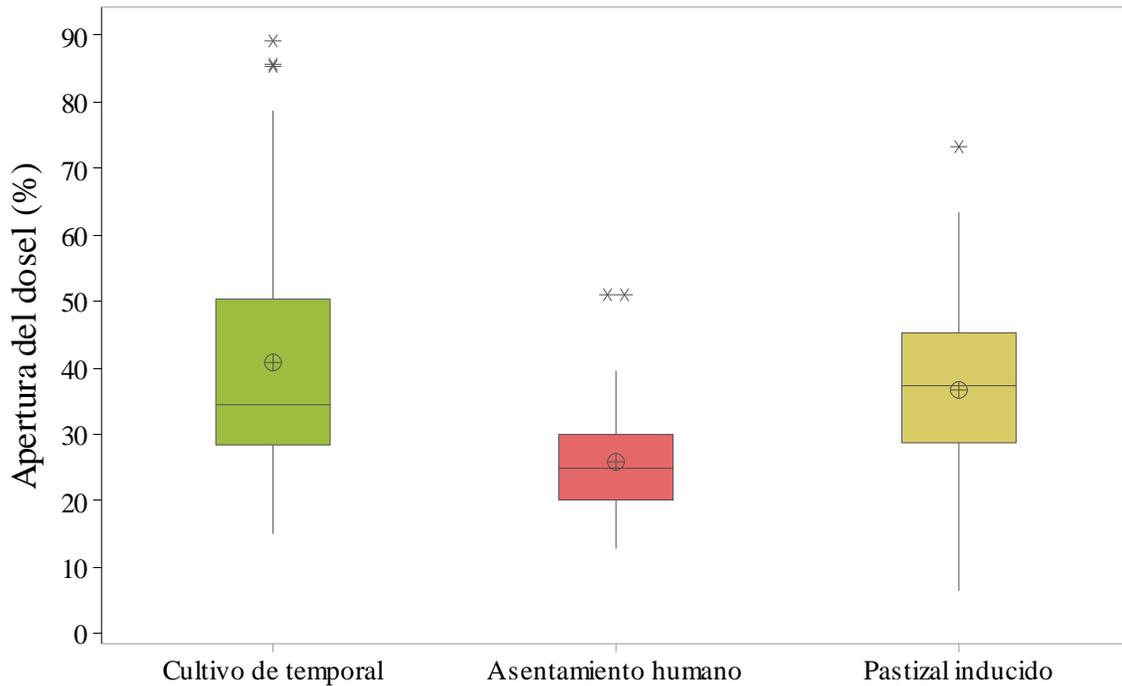
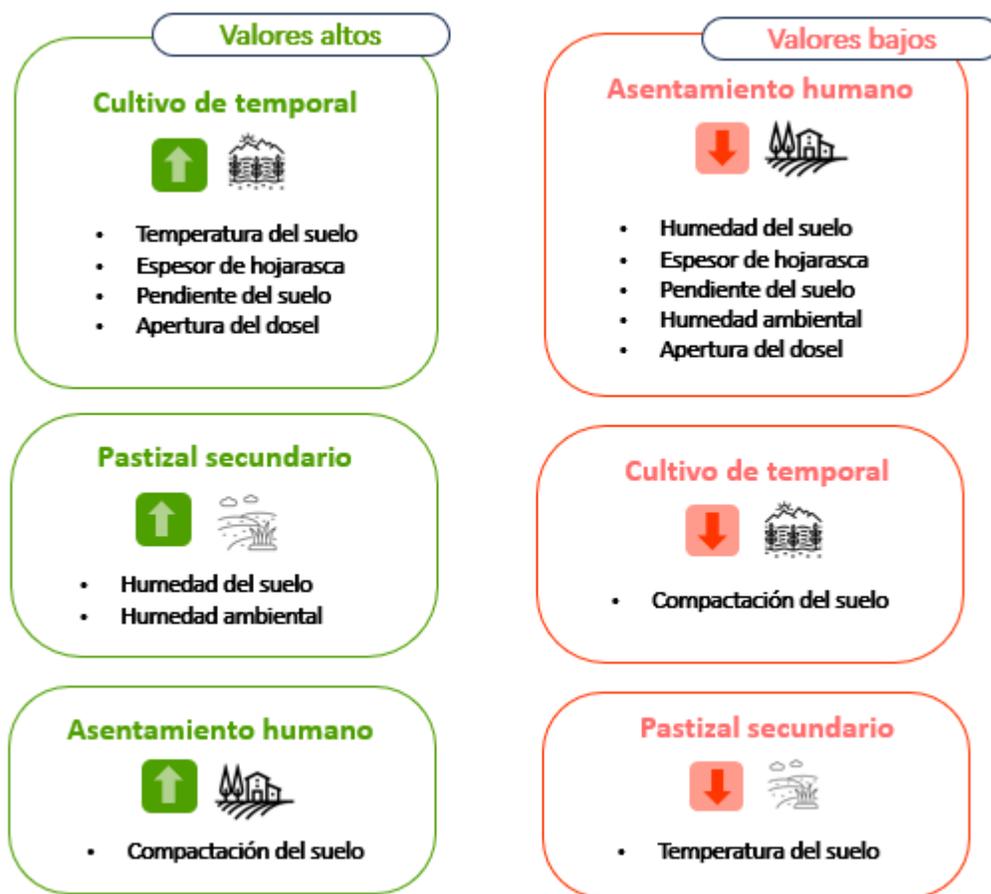


Figura 43. Comparación de la apertura del dosel (%) entre las diferentes matrices de uso de suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

Cuadro 34. Prueba Kruskal-Wallis para la comparación de la apertura del dosel (%) entre matrices de uso de suelo colindante al bosque.

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Asentamiento humano vs Pastizal secundario	-60.918	10.571	-5.763	.000	.000
Asentamiento humano vs Cultivos de temporal	67.438	10.571	6.379	.000	.000
Pastizal secundario vs Cultivos de temporal	6.520	10.607	.615	.539	1.000

En la matriz de cultivos de temporal las variables temperatura del suelo, espesor de la hojarasca, pendiente del suelo y apertura del dosel presentaron los valores más altos. En contraste, la compactación del suelo presentó los valores más bajos. Las variables humedad del suelo y humedad ambiental presentaron los valores más altos en la matriz de Pastizal secundario, mientras que las variables temperatura del suelo, espesor de hojarasca y temperatura ambiental reportaron los valores más bajos. La matriz de Asentamiento humano presentó valores altos en las variables compactación del suelo y temperatura ambiental, mientras que los más bajos fueron humedad del suelo, pendiente del suelo, humedad ambiental, apertura del dosel y factor de sitio (Figura 44).



**Se muestran únicamente variables significativas en prueba Kruskal-Wallis*

Figura 44. Listado de variables con los valores más altos y bajos obtenidos en distintas matrices de uso de suelo.

Para describir la cobertura del suelo se emplearon tres categorías, porcentaje de área cubierta por suelo desnudo, vegetación viva y hojarasca. En el caso del área cubierta por suelo desnudo, los bosques con colindancia a la matriz de Pastizal secundario tuvieron la media más alta con 14.2% (mediana:0 %), seguidos de los bosques colindantes a Asentamiento humano con media de 12.8%, y finalmente los de la matriz de cultivos de temporal con media de 4% (Figura 45).

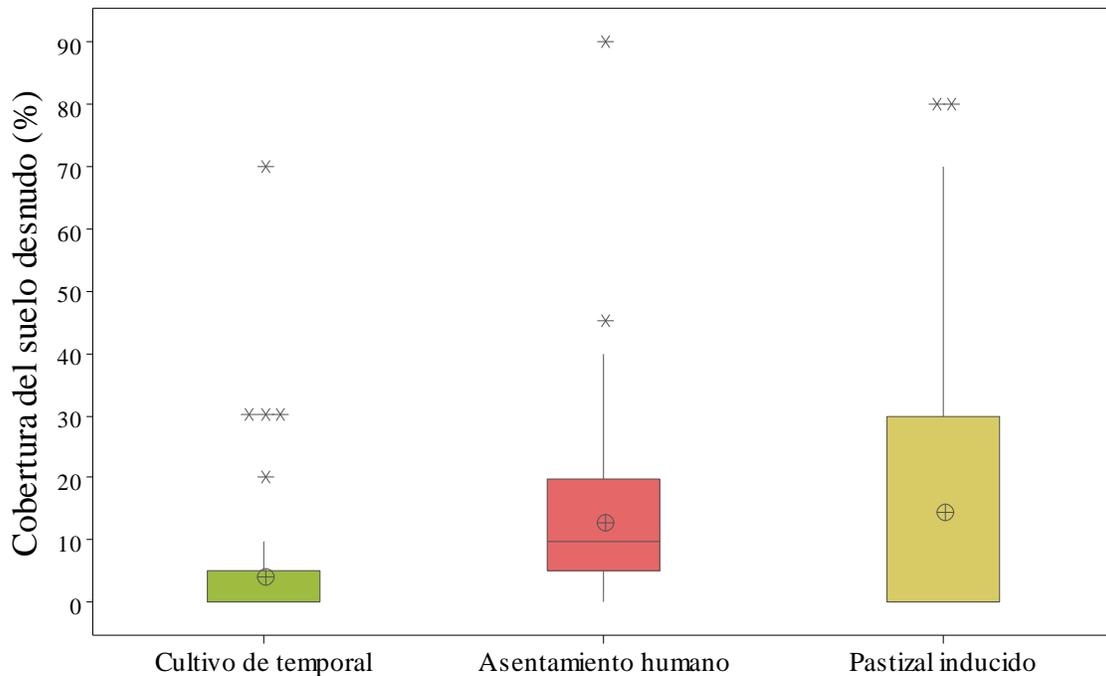


Figura 45. Comparación de la cobertura de suelo desnudo (%) entre las diferentes matrices de uso de suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

La prueba de comparación por parejas de tipos de matriz muestra que hay diferencias significativas entre las porciones de superficie cubiertas por suelo desnudo en los bosques con colindancias a los cultivos de temporal y al pastizal secundario ($H = -31.99$; $gl = 2$; $p = 0.005$). Así como en los bosques cercanos a los cultivos de temporal y Asentamiento humano ($H = -57.08$, $gl = 2$ $p = 0.000$; Cuadro 35).

Cuadro 35. Prueba Kruskal-Wallis para la comparación de la apertura del dosel (%) entre pares de matrices de uso de suelo colindante al bosque.

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Cultivos de temporal vs Pastizal secundario	-31.991	10.084	-3.172	.002	.005
Cultivos de temporal vs Asentamiento humano	-57.084	10.084	-5.661	.000	.000
Pastizal secundario vs Asentamiento humano	25.093	10.050	2.497	.013	.038

Por su parte, el mayor porcentaje de superficie de cobertura de vegetación viva corresponde a los cultivos de temporal con una media de 45.5% (mediana de 37.5), seguido del Pastizal secundario 45% (mediana de 30) y Asentamiento humano 35.5% (mediana: 30; $H= 4.10$, $gl= 2$ $p= 0.128$; Figura 46).

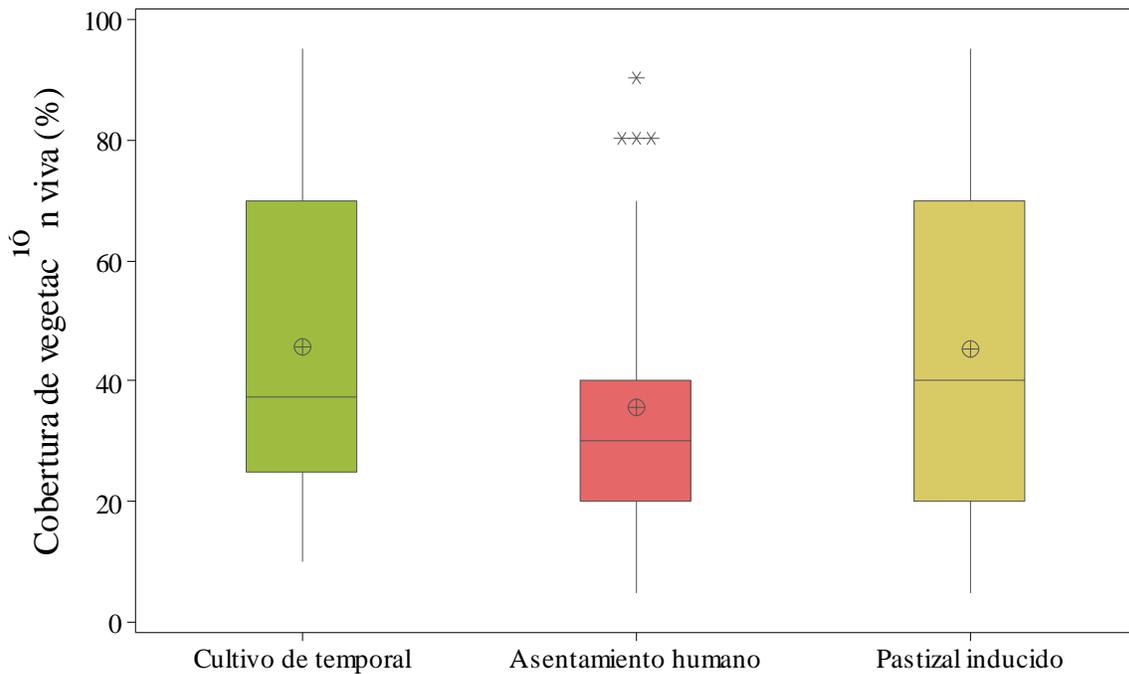


Figura 46. Comparación de la cobertura de vegetación viva (%) entre las diferentes matrices de uso de suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

La cobertura de hojarasca fue abundante en los Asentamiento humano con 51.5%, mediana (mediana: 50), seguido de la Cultivos de temporal 50.4% (mediana: 60), Pastizal secundario 40.7% (mediana 40; H= 11.25, gl= 2 p= 0.004 Figura 47 y Cuadro 36).

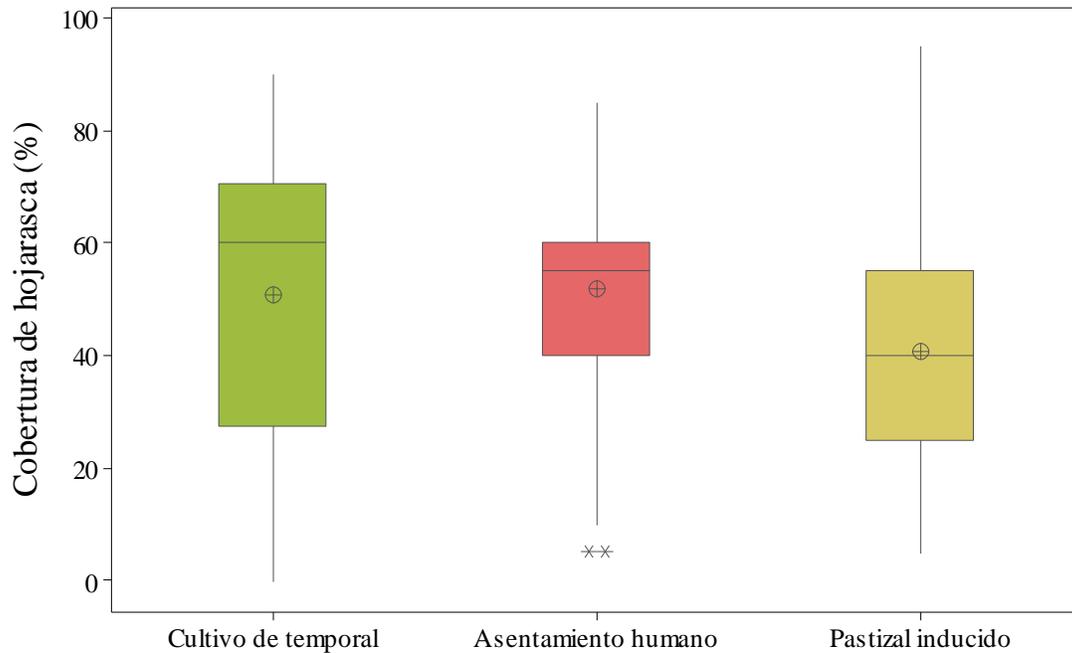


Figura 47. Comparación de la cobertura de hojarasca (%) entre las diferentes matrices de uso de suelo. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 %, las líneas negras dentro de los recuadros representan las medianas y los círculos expresan la media.

Cuadro 36. Prueba Kruskal-Wallis para la comparación entre la apertura del dosel (%) entre matrices.

Comparación de matrices	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadística de prueba	Significancia	Significancia ajustada
Pastizal secundario vs Asentamiento humano	30.660	10.543	2.908	.004	.011
Pastizal secundario vs Cultivos de temporal	30.677	10.578	2.900	.004	.011
Asentamiento humano vs Cultivos de temporal	.017	10.578	.002	.999	1.000

Impactos antrópicos por tipo de matriz

Los impactos antrópicos estuvieron presentes en los tres tipos de matrices, sin embargo, la matriz de Asentamiento humano presentó la mayor cantidad de ellos con 259, seguido de la matriz de Cultivos de temporal con 255 y la matriz de pastizal secundario con 155. En la matriz de cultivos de temporal dominó el impacto antrópico del número de tocones (107), así como de la cantidad de plantas macheteadas (74) y la evidencia de incendios (27). Por su parte, en la matriz de Asentamiento humano también destaca la cantidad de tocones (109), enseguida las plantas macheteadas (97) y árboles ocoteados (16). Finalmente, en el pastizal secundario destacaron los impactos en las plantas macheteadas (67), así como la cantidad de tocones destacan (62) y los senderos humanos (5; Cuadro 40). En análisis de PERMANOVA mostró que no hay diferencias entre los impactos antrópicos generados por tipo de matriz ($F=0.66$; $gl=2$; $p=0.65$; Figura 48, Cuadro 37 y 38).

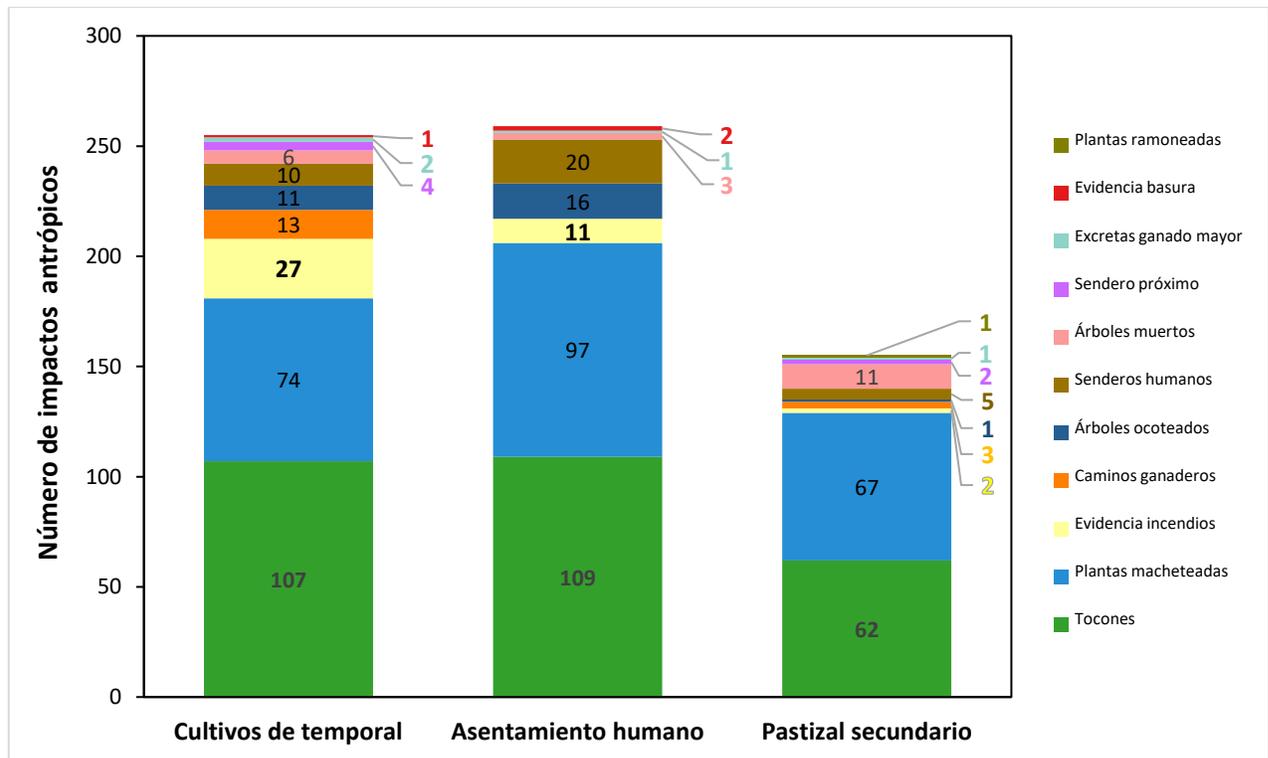


Figura 48. Tipos de impactos humanos por tipo de matriz de uso del suelo colindante al bosque.

Cuadro 37. Tipos de impactos antrópicos por matriz.

Matriz	Excretas ganado menor	Excretas ganado mayor	Plantas ramoneadas	Plantas macheteadas	Árboles ocoteados	Tocones	Senderos humanos	Caminos ganaderos	Sendero próximo	Evidencia basura	Evidencia incendios	Árboles muertos	Total
Cultivos de temporal	0	2	0	74	11	107	10	13	4	1	27	6	255
Asentamiento humano	0	1	0	97	16	109	20	0	0	2	11	3	259
Pastizal secundario	0	1	1	67	1	62	5	3	2	0	2	11	155

Cuadro 38. Análisis de PERMANOVA para los tipos de matriz en relación con los impactos antrópicos.

	gl	Suma de cuadrados	R ²	F	Valor de p
Impactos antrópicos	2	496.0	0.099	0.657	0.65
Residual	12	4527.6	0.901		
Total	14	5023.6	1		

DISCUSIÓN

En este estudio se exploró la influencia de tres tipos de matrices de uso del suelo en los factores bióticos, abióticos e impactos antrópicos de los bosques templados de la vertiente norte de la Sierra de Las Cruces. Los resultados obtenidos muestran que hubo diferencias en los atributos de estructura y composición de la vegetación, así como en los factores bióticos e impactos antrópicos.

El sitio en el que se encontraron las diferencias más claras en cuanto a la composición y estructura de la vegetación fue en los bosques colindantes a la matriz de asentamiento humano. Los árboles y arbustos tuvieron mayor abundancia y diversidad, y se encontraron árboles con diámetros a la altura del pecho (DAP) y radio de copa más grandes. Se esperaba que estos bosques tuvieran valores bajos en dichos atributos, debido a la presión antrópica, ya que diversos estudios han mostrado que la urbanización influye directamente en la composición de los bosques pues crea condiciones ambientales contrastantes, en donde muy pocas especies pueden establecerse (Guerra *et al.* 2017; Wang y Yang 2022).

En cuanto a la composición vegetal, de acuerdo con el Índice de Valor de Importancia la especie *Eupatorium glabratum* obtuvo valores altos en las tres matrices, destacándose por mayor densidad, área basal y frecuencia. Dicha especie pertenece a la familia *compositae* en la que se encuentran especies pioneras que suelen estar en ambientes perturbados. Se ha reportado que dicha especie suele habitar los márgenes de los bosques, así como también áreas húmedas cercanas a cuerpos de agua (García *et al.* 2011; Muñoz *et al.* 2012). De igual manera la única especie exótica fue encontrada en los bosques con matriz de asentamiento humano, lo cual es un indicador de perturbación.

Por otro lado, en los bosques con colindancia antrópica los valores altos de riqueza, abundancia y diversidad se asocian con los ambientes perturbados, donde dominan las especies exóticas o generalistas que cuentan con diversas adaptaciones tales como altas tasas de regeneración, capacidad para tolerar la compactación del suelo, escasez de agua, espacio restringido para las raíces y temperaturas más altas, que les permiten la sobrevivencia en matrices cambiantes (Yang *et al.* 2021; Wang y Yang 2022). Algunos estudios han mostrado que la diversidad de los parches se correlaciona negativamente con los niveles de

urbanización, esto debido a que estas matrices no suelen permitir la dispersión adecuada, pues la pavimentación funge como un impedimento para la colonización, así como la movilidad y tránsito de algunas especies dispersoras (Yang *et al.* 2021).

En cuanto a la estructura de la vegetación, el bosque con matriz antrópica tuvo a los árboles con diámetros y radios de copa más grandes. Esto pudo deberse al efecto de la protección a la propiedad privada en los predios, ya que la restricción al acceso y al aprovechamiento de dichas áreas ha favorecido el desarrollo y mantenimiento de los árboles. En el caso particular de un transecto ubicado en la ladera del río San Jerónimo, la pendiente tuvo un papel importante ya que la accesibilidad es complicada lo que crea una protección adicional al no ser un área transitable.

Asimismo, las alturas de los bosques no mostraron diferencias entre los bosques analizados. La homogeneización de las alturas se ha considerado como un fenómeno típico del efecto de borde debido a la intensa competencia, misma que suele favorecer a especies con diferentes adaptaciones, así como los éxitos de dispersión elevados (Santos *et al.* 2008). Los árboles de alturas grandes se han asociado a individuos aislados libres de competencia o a las especies que tienen tasas de crecimiento altas pero que no sobreviven por largos periodos de tiempo (Huang *et al.* 2012; Aversa y Cerdeira 2014; Guerra *et al.* 2017).

La expansión de las matrices agrícolas ha sido señalada como uno de los principales generadores de impactos negativos a la biodiversidad en los bosques remanentes adyacentes a estos usos del suelo, pues en muchas de ellas se emplean fertilizantes y agroquímicos lo cual puede generar la disminución de la abundancia de especies (Guerra *et al.* 2017). Asimismo, algunas de las prácticas de eliminación de vegetación asociadas a la agricultura generan cambios en las comunidades microbianas del suelo, empobreciendo y limitando la persistencia de diferentes especies (Yang *et al.* 2021). También se ha visto que en matrices con usos como el silvopastoril hay menor cantidad de especies arbustivas debido a la herbivoría (Ribeiro *et al.* 2016).

Por otro lado, a pesar de que los bosques adyacentes a la matriz de agricultura reportaron altas riquezas de árboles y arbustos, tuvieron los árboles con diámetros y radios de copa más pequeños. Lo anterior pudiera deberse a que si bien una matriz no tan hostil

puede favorecer el reclutamiento y mantenimiento de diversas especies puede facilitar el incremento de otras presiones antrópicas a las que están expuestos, tales como las de tala selectiva ya que en estos bosques se encontró una alta a presencia de tocones.

En el caso de los factores abióticos, se encontró que los bosques colindantes a la matriz de agricultura tuvieron altas temperaturas en el suelo, espesor de hojarasca, pendiente del suelo y apertura del dosel. La gran cantidad de hojarasca en estos sitios podría asociarse a que dichos bosques tuvieron la alta riqueza de especies las cuales podrían aportar hojas; no obstante, las altas temperaturas provocadas por la exposición a la radiación que genera la poca cobertura del dosel se han asociado a la menor actividad microbiana, por lo cual podría generar un estado de poca descomposición y acumulación de materia orgánica que no se integra al suelo (Deziderio *et al.* 2021). Lo que genera ambientes extremos, que exponen a las plantas a condiciones ambientales severas que afectan el crecimiento y la reproducción de las plantas repercutiendo en sus abundancias.

En la matriz de pastizal secundario se reportaron valores altos en humedad del suelo y ambiental, misma que se asocia a que los transectos estuvieron cercanos a cuerpos de agua que corresponden a la presa del llano de lobos y al río Los Sabios a la altura del poblado el Varal. También, los días en que se realizaron dichos muestreos (diciembre 2022) tuvieron bajas temperaturas y hubo presencia de rocío. Algunos autores mencionan que para tener un amplio espectro de las condiciones ambientales que persisten en una comunidad los muestreos de estos factores ambientales tienen que realizarse durante tiempos prolongados, sin embargo, son factores que si se ven afectados por la matriz que lo rodea (Mendonça *et al.* 2015).

Por el contrario, en los bosques contiguos a la matriz de Asentamiento humano se obtuvieron valores bajos de humedad ambiental y del suelo, al igual que la pendiente, y la apertura del dosel; no obstante, la compactación del suelo fue alta, esto debido a que tuvo mayor proporción de área con suelo desnudo y poca cobertura de vegetación en un cuadrante de 10 x 10 m en comparación con las demás matrices, lo cual deja expuesto el suelo favoreciendo la pérdida del suelo generando mayor compactación, lo cual podría relacionarse

con el mayor número de impactos antrópicos, pues podría ser indicativo del tránsito de personas.

En relación al número de impactos de origen antrópico dentro de los bosques evaluados se obtuvo que, no se presentaron diferencias entre ellos. Sin embargo, destaca que los bosques cercanos a las matrices de Asentamiento humano y cultivos de temporal tuvieron la mayor cantidad de tocones (109 y 107) y plantas macheteadas (97 y 74). En ambos es notoria la influencia antropogénica dentro de los remanentes forestales. Esto denota que la población hace mayor uso de los remanentes forestales estableciendo senderos o haciendo uso de la vegetación para autoconsumo como lo indican la gran cantidad de árboles con signos de ocoteo y tocones.

En los bosques cuya matriz es el pastizal secundario se tuvo la menor cantidad de impactos, aunque también tuvo los impactos más altos con plantas macheteadas (67) y tocones (62), es importante destacar que los transectos se ubicaron en parcelas que previamente fueron abandonadas o en sitios donde se llevan a cabo actividades de ecoturismo y en los que la población no ingresa de manera frecuente por lo que los impactos son menores.

REFERENCIAS

- Anversa, A. E. y Cerdeira, M. L.P. (2014). Anthropogenic edges, isolation and the flowering time and fruit set of *Anadenanthera peregrina*, a cerrado savanna tree. *International Journal of Biometeology*. 58: 443–454, DOI 10.1007/s00484-013-0727-y
- Deziderio, S. L., Prado-Junior, J.A., Ribeiro, C.J.H., Ribeiro, S.M.A., Pereira, K.M.G., Antunes, K., Alvim, C. y van den Berg, E. (2021). Edge effects in forest patches surrounded by native grassland are also dependent on patch size and shape. *Forest Ecology and Management*. 482. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118842>
- García, S. E., Ramírez, L.C.B., Del Rio, T. R. y Martínez, P.M.M. (2011). A revision of *Eupatorium* (Compositae:Eupatorieae) from Michoacan. *PHYTON. Revista Internacional de Botánica Experimental*. 80:139-146.
- Guerra, T. N. F., Araújo, E. L., Sampaio, E. V. S. B. y Ferraz, E. M. N. (2017). Urban or rural areas: which types of surrounding land use induce stronger edge effects on the functional traits of tropical forests plants?. *Applied Vegetation Science*. 20(4): 538-548. <https://doi.org/10.1111/avsc.12315>
- Huang, L., Chen, H., Wang, J. y Guo, Q. (2012). Effect of urbanization on the structure and functional traits of remnant subtropical evergreen broad-leaved forests in South China. *Environmental Monitoring and Assessment*. 185: 5003-5018. DOI 10.1007/s10661-012-2921-5
- Mendonça, A.H., Russo, C. Melo, A.C.G. y Durigan, G. (2015). Edge effects in savanna fragments: a case study in the cerrado, *Plant Ecology & Diversity*, DOI: 10.1080/17550874.2015.1014068.
- Muñoz, J.J., García, R.A. y Anaya, R.M.A. (2012). Colonización y sucesión vegetal en el fondo de una barranca afectada por flujos hidrovulcánicos recientes: la barranca Huiloac (vertiente NE del estratovolcán Popocatepetl México). *Ería*. 87: 19-38pp.

- Ribeiro, S.E., Prevedello, J.A., Delciellos, A.C. y Vieira, V.M. (2016). Edge effects and geometric constraints: landscape-level empirical test. *Journal of Animal Ecology* 2016, 85, 97–105 doi: 10.1111/1365-2656.12430
- Santos, B.A., Peres, C.A., Oliveira, M.A., Grillo, A., Alves-Costa, C.P., Tabarelli, M. (2008). Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation*. 141, 249–260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.09.018>
- Wang, Z. y Yang, J. (2022). Urbanization strengthens the edge effects on species diversity and composition of woody plants in remnant forests. *Forest Ecosystems*. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2022.100063>
- Yang, J., Yang, J. Xing, L., Luo, X., Lu, S., Huang, C. y Hahs, A. (2021). Impacts of the remnant sizes, forest types, and landscape patterns of surrounding areas on woody plant diversity of urban remnantforest patches. *Urban Ecosystems*. 24: 345–354. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01040-z>

Objetivo 3. Evaluar la influencia de la matriz de uso de suelo en la distancia del efecto de borde en los fragmentos de bosques templados.

RESUMEN

En este apartado se desarrolla el tercer objetivo en el que se identifica la influencia de la matriz de uso del suelo en el efecto de borde de los fragmentos de bosques templados para lo cual, se realizó una matriz de correlación entre las 15 variables de composición y estructura de la vegetación con la finalidad de identificar las variables que más se relacionan entre ellas. Posteriormente, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) obteniéndose a la riqueza como la variable que explica la mayor variación entre los datos. Con la finalidad de crear agrupaciones con las que se puedan identificar las áreas de borde, transición y núcleo se realizó un análisis de conglomerados por tipo de matriz de uso del suelo. En la matriz de cultivos de temporal se encontraron tres grupos, el primero que estuvo formado por los sectores de 0 a 50 metros identificado como área de borde, el segundo grupo se formó desde los 50 a 120 m siendo el área de transición, mientras que, el último grupo fue de 120 a 150 m correspondiente al área núcleo, una prueba de ANOVA confirmó que los grupos son estadísticamente significativos.

Por otro lado, para la matriz de Asentamiento humano también se formaron tres grupos, el primero se integró por los sectores de 0 a 30 m, el segundo entre los sectores de 30 a 80 m y el último grupo se formó por los sectores de 80 a 150 m. No obstante, el análisis de varianza ANOVA indicó que la formación de dichos grupos no es significativa. Finalmente, para la matriz de pastizal secundario también se formaron tres grupos, el primero de 0 a 50 m, el segundo de 50 a 120 m y el tercero de 120 m a 150 m; no obstante, tampoco tuvo diferencias significativas. Por otro lado, se realizó una regresión lineal entre las variables ambientales y la distancia recorrida dentro del transecto. Se tuvo que las variables humedad del suelo de los cultivos temporales y el pastizal secundario disminuyeron conforme aumentó la distancia dentro del transecto. En tanto que, el espesor de la hojarasca y temperatura ambiental aumentaron al interior del bosque.

Identificación de áreas de borde, transición y núcleo por tipo de matriz de uso de suelo

La matriz de correlación entre las 15 variables de composición y estructura de la vegetación para el área de estudio mostró que, las variables con mayor relación fueron la riqueza y diversidad máxima (H'max) con 0.99, así como la abundancia y la abundancia arbustiva con 0.98, seguido de la riqueza arbustiva y la riqueza con 0.88, finalmente la riqueza arbustiva y diversidad máxima (H'max) con 0.87 (Figura 49).

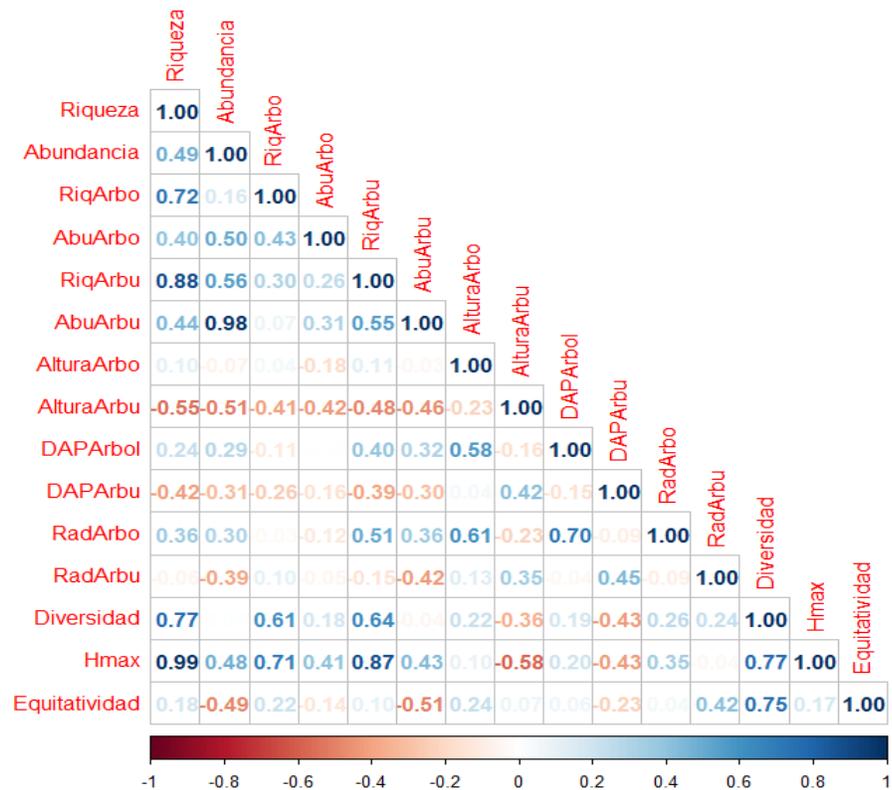


Figura 49. Matriz de correlación entre las variables de composición y estructura de la vegetación para el área de estudio.

A partir de dichos análisis se seleccionaron las variables que en un primer acercamiento pueden estar sujetas a cambios en las áreas de borde, transición y la zona núcleo que fueron la riqueza, la abundancia arbustiva, la riqueza arbustiva y la diversidad máxima. Usando dichas variables se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) el cual mostró que la dimensión 1 recogió el 66.95% de la varianza, dicha componente incluyó las

variables riqueza (0.956), H' max (0.954) y riqueza arbustiva (0.921). Por otro lado, la componente 2 explicó el 83.68% de la varianza acumulada total (Figura 50).

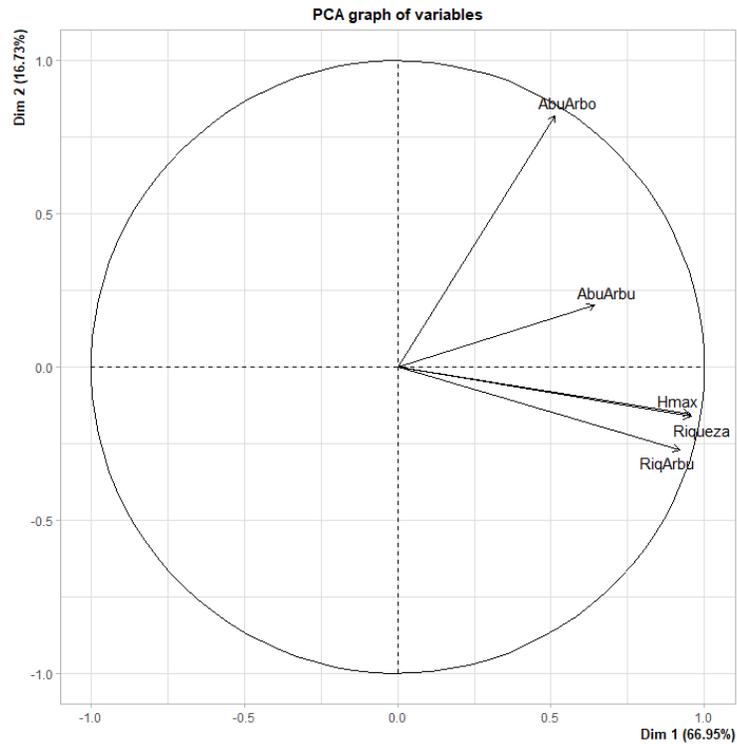


Figura 50. Distribución de las variables en los dos componentes principales.

Matriz de Cultivos de temporal

Una vez identificada la variable que explicó la mayor variabilidad (riqueza), se realizó un análisis de conglomerados por tipo de matriz con la finalidad crear agrupaciones con las que se pudieran identificar las áreas de borde, transición y núcleo. Para la matriz de cultivos temporales, el análisis de conglomerados mostró la formación de tres grupos principales del 70% de similitud. El primer grupo estuvo formado por los sectores de 0 a 50 metros, el cual se identificó como el área de borde. El segundo grupo se formó entre las distancias 50 a 120 m, y se le denominó como el área de transición. El tercer grupo está conformado por los sectores de 120 a 150 m que corresponde al área núcleo (Figura 51). La prueba de ANOVA de un factor indica que hay diferencias entre las medias de riqueza de los tres grupos formados ($F= 5.14$, $gl= 2$, $p=0.02$; Cuadro 39).

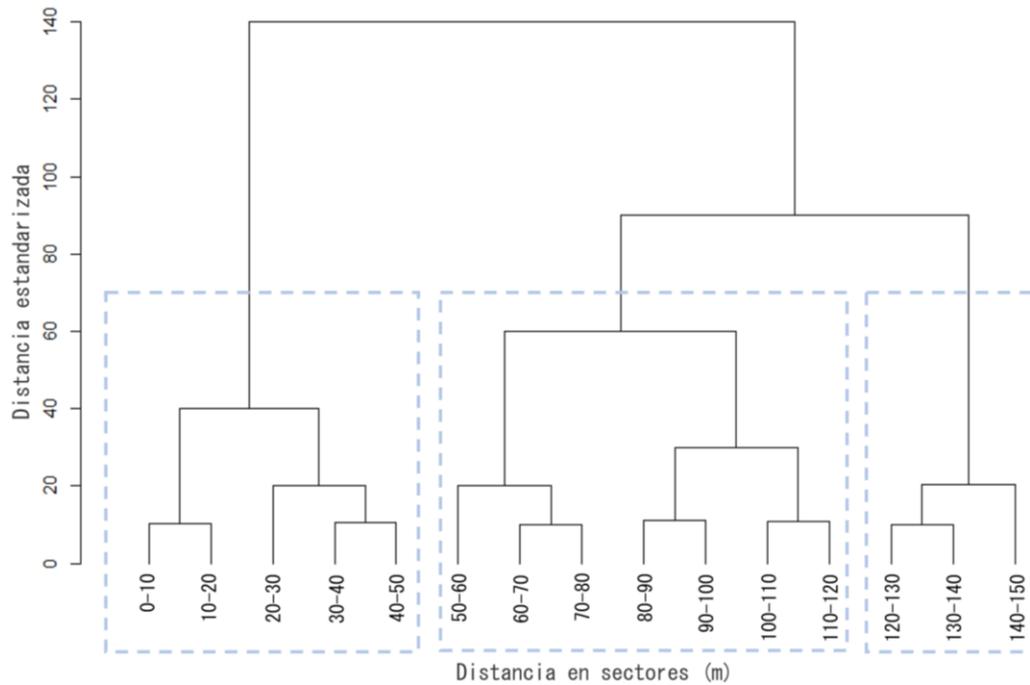


Figura 51. Dendrograma de conglomerados para la matriz de cultivos temporales. Las líneas azules corresponden a la formación de grupos con similitud del 70%.

Cuadro 39. Análisis de varianza (ANOVA) para la matriz de cultivos de temporal entre las áreas de borde, transición y núcleo.

Tipo de matriz	gl	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Valor F	P-valor
Cultivos temporales	2	46.93	23.47	5.14	0.02
Residuales	12	54.8	4.57		

En los bosques colindantes a la matriz de cultivos de temporal, el área de borde presentó la mayor riqueza florística con una media de 12.8 especies, entre las especies dominantes destacaron *Baccharis heterophylla* y *Eupatorium glabratum* (16% cada una), seguido de *Quercus obtusata* (10%) y *Pinus leiophylla* (13%). En el área de transición, la riqueza tuvo una disminución con una media de 9.8 especies, y la especie con mayor abundancia fue *Eupatorium glabratum* (29%), seguida de *Monnina ciliolata* (10%), *Prunus serotina* (8%) y *Ageratum sp* (7%). Finalmente, en el área núcleo se tuvieron las medias más bajas con 8.7 especies, las especies dominantes fueron: *Barkleyanthus salicifolius* (30%),

Eupatorium glabratum (21%), *Quercus crassifolia* (11%) y *Quercus obtusata* (9%; Figura 52 y Cuadro 40).

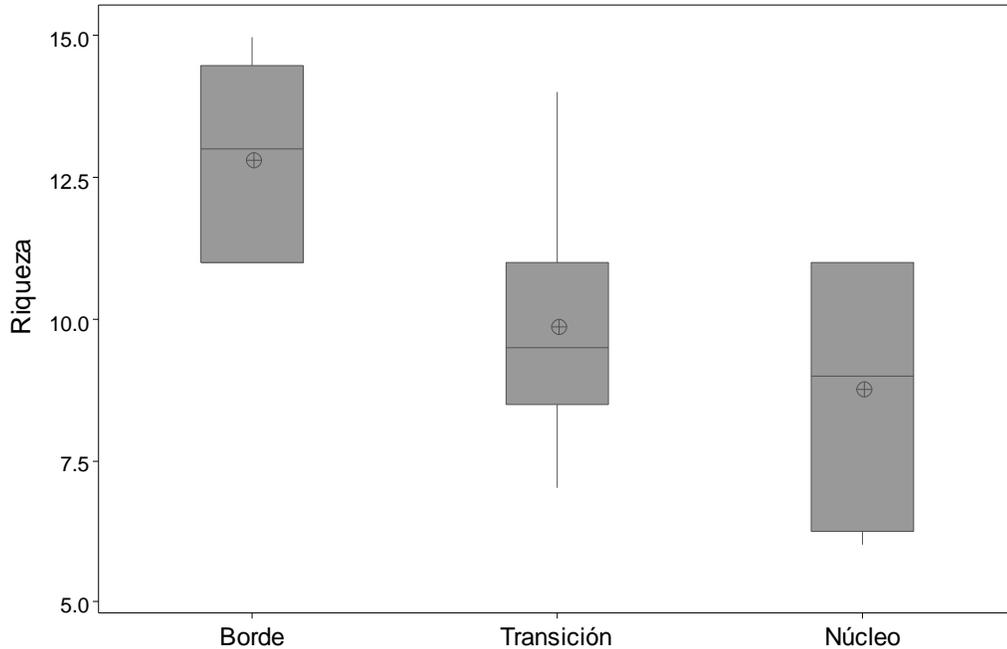


Figura 52. Riqueza de especies por tipo de área para el bosque con matriz de cultivos de temporal. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 % las líneas negras dentro de los recuadros presentan las medianas y los círculos expresan la media.

Cuadro 40. Abundancia y porcentaje de especies entre las áreas de borde, transición y núcleo para la matriz de cultivos de temporal.

Especies	Borde		Transición		Núcleo	
	Abundancia	%	Abundancia	%	Abundancia	%
<i>Agave salmiana</i>	2	1	0	0	0	0
<i>Ageratum sp.</i>	3	2	10	7	0	0
<i>Alnus acuminata</i>	0	0	5	3	0	0
<i>Alnus jorullensis</i>	1	1	0	0	0	0
<i>Arbutus xalapensis</i>	0	0	5	3	2	4
<i>Baccharis conferta</i>	3	2	1	1	0	0
<i>Baccharis heterophylla</i>	25	16	9	6	0	0

CAPÍTULO III
RESULTADOS Y DISCUSIÓN: OBJETIVO 3

Especies	Borde		Transición		Núcleo	
	Abundancia	%	Abundancia	%	Abundancia	%
<i>Barkleyanthus salicifolius</i>	0	0	4	3	17	30
<i>Buddleja cordata</i>	6	4	1	1	3	5
<i>Buddleja parviflora</i>	1	1	0	0	0	0
<i>Buddleja sp.</i>	2	1	1	1	0	0
<i>Cestrum thyrsoides</i>	2	1	0	0	0	0
<i>Comarostaphylis discolor</i>	0	0	0	0	2	4
<i>Crataegus mexicana</i>	1	1	0	0	0	0
<i>Cupressus lusitanica</i>	1	1	2	1	0	0
<i>Eupatorium glabratum</i>	25	16	42	29	12	21
<i>Eupatorium sp.</i>	5	3	0	0	1	2
<i>Fleischmannia pycnocephala</i>	2	1	1	1	1	2
<i>Fraxinus uhdei</i>	1	1	0	0	0	0
<i>Fuchsia thymifolia</i>	1	1	0	0	0	0
<i>Garrya laurifolia</i>	0	0	4	3	0	0
<i>Gaultheria acuminata</i>	4	3	0	0	2	4
<i>Monnina ciliolata</i>	0	0	15	10	0	0
<i>Pinus lawsonii</i>	5	3	3	2	0	0
<i>Pinus leiophylla</i>	13	9	2	1	0	0
<i>Pinus pseudostrobus</i>	2	1	3	2	0	0
<i>Prunus serotina</i>	12	8	12	8	2	4
<i>Quercus crassifolia</i>	2	1	6	4	6	11
<i>Quercus crassipes</i>	4	3	1	1	0	0
<i>Quercus laeta</i>	1	1	0	0	2	4

Especies	Borde		Transición		Núcleo	
	Abundancia	%	Abundancia	%	Abundancia	%
<i>Quercus laurina</i>	2	1	1	1	0	0
<i>Quercus obtusata</i>	15	10	9	6	5	9
<i>Quercus rugosa</i>	10	7	4	3	2	4
<i>Roldana candicans</i>	1	1	3	2	0	0
<i>Verbesina virgata</i>	0	0	2	1	0	0
Total	152	100	146	100	57	100
Riqueza	20		24		13	
Arboles	15		13		7	
Arbustos	6		11		6	

Matriz de Asentamiento humano

La matriz de Asentamiento humano indicó que, a una similitud de 70% el dendrograma forma tres grupos principales. En los sectores de 0 a 30 m se genera un grupo que corresponde al área de borde. El segundo grupo se forma con los sectores que van de >30 a 80 m, los cuales integran el área de transición. El último grupo está formado por los sectores que se extienden de >80 a 150 m identificado como el área núcleo (Figura 53). Estas separaciones fueron sometidas a un ANOVA de un factor; no obstante, no fueron significativas ($F= 0.3$; $gl= 2$; $p= 0.75$; Cuadro 41).

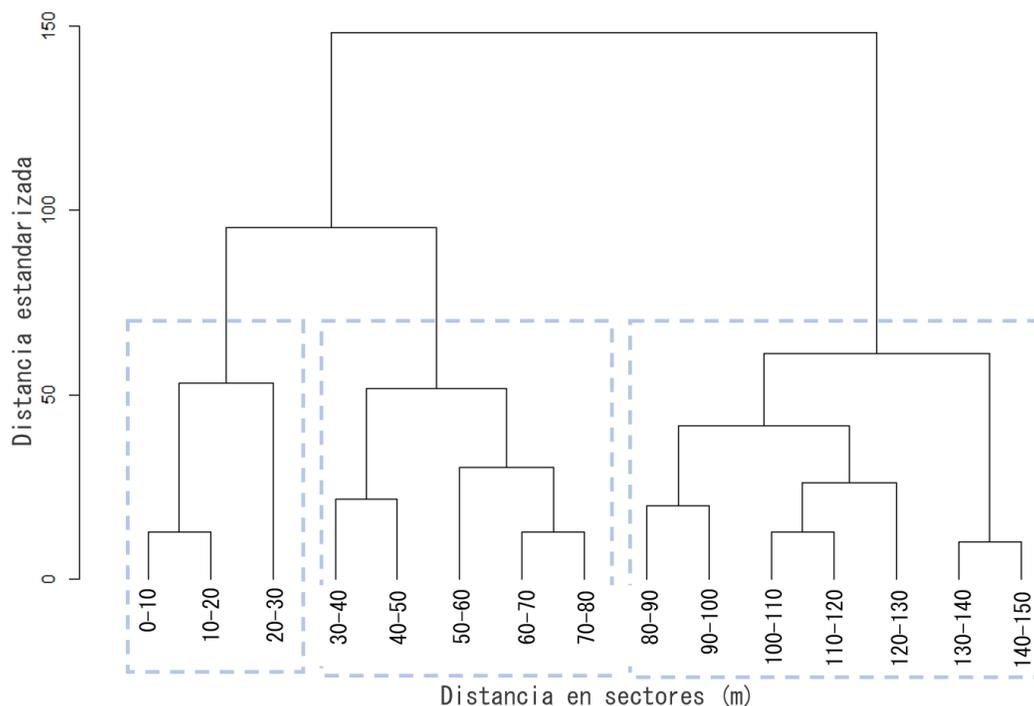


Figura 53. Dendrograma de conglomerados para los bosques colindantes a la matriz de asentamiento humano. Las líneas azules corresponden a la formación de grupos con similitud del 70%.

Cuadro 41. Análisis de varianza (ANOVA) para los bosques colindantes a la matriz de asentamiento humano entre las áreas de borde, transición y núcleo.

Tipo de matriz	gl	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Valor F	P-valor
Asentamiento humano	2	2.61	1.31	0.3	0.75
Residuales	12	52.32	4.36		

El área de borde de los bosques colindantes a una matriz de asentamiento humano presentó la riqueza media más alta con una media de 16 especies, las especies más abundantes fueron: *Stevia monardifolia* y *Symphoricarpos microphyllus* (16%), *Fuchsia thymifolia* (12%) y *Cornus excelsa* (9%). En el área de transición se presentó una disminución de especies, reportando una media de 15.4 especies. La más frecuente fue *Eupatorium glabratum* (30%), seguida de *Stevia monardifolia* (12%), *Symphoricarpos microphyllus* y *Pinus montezumae* (7%). Finalmente, en el área núcleo hubo un ligero aumento a 15.8

especies, con similitud en las dos especies más abundantes: *Eupatorium glabratum* (26%), *Stevia monardifolia* (8%), *Quercus obtusata* y *Fuchsia thymifolia* (7%; Figura 54 y Cuadro 42).

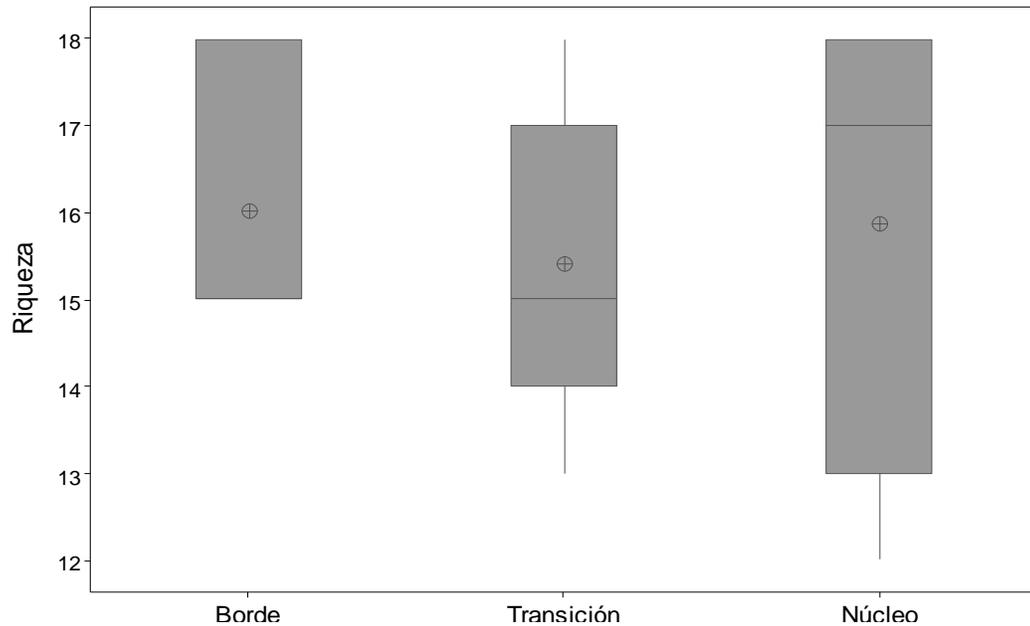


Figura 54. Riqueza de especies por tipo de bosque colindante a la matriz de asentamiento humano. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 % las líneas negras dentro de los recuadros presentan las medianas y los círculos expresan la media.

Cuadro 42. Abundancia y porcentaje de especies entre las áreas de borde, transición y núcleo con los bosques colindantes a la matriz de asentamiento humano.

Especie	Borde		Transición		Núcleo	
	Abundancia	%	Abundancia	%	Abundancia	%
<i>Ageratina oligocephala</i>	0	0	0	0	3	1
<i>Ageratina petiolaris</i>	21	5	21	7	6	2
<i>Alnus jorullensis</i>	1	0	2	1	1	0
<i>Arbutus xalapensis</i>	1	0	5	2	8	2
<i>Baccharis conferta</i>	12	3	4	1	7	2
<i>Baccharis heterophylla</i>	8	2	8	3	11	3

CAPÍTULO III
RESULTADOS Y DISCUSIÓN: OBJETIVO 3

Especie	Borde		Transición		Núcleo	
	Abundancia	%	Abundancia	%	Abundancia	%
<i>Bouvardia ternifolia</i>	8	2	3	1	18	5
<i>Buddleja cordata</i>	0	0	1	0	7	2
<i>Buddleja sessiliflora</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Cestrum nitidum</i>	5	1	11	4	12	3
<i>Cornus excelsa</i>	35	9	1	0	0	0
<i>Crataegus mexicana</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Cupressus lusitanica</i>	6	2	0	0	1	0
<i>Eupatorium deltoideum</i>	13	3	16	5	23	6
<i>Eupatorium glabratum</i>	21	5	93	30	95	26
<i>Fuchsia thymifolia</i>	48	12	8	3	26	7
<i>Lopezia miniata</i>	21	5	6	2	0	0
<i>Monnina ciliolata</i>	22	6	5	2	13	4
<i>Pinus montezumae</i>	1	0	22	7	4	1
<i>Pinus pseudostrobus</i>	3	1	6	2	7	2
<i>Prunus serotina</i>	11	3	11	4	7	2
<i>Quercus crassifolia</i>	4	1	1	0	26	7
<i>Quercus crassipes</i>	7	2	5	2	11	3
<i>Quercus laurina</i>	7	2	5	2	5	1
<i>Quercus mexicana</i>	0	0	0	0	2	1
<i>Quercus obtusata</i>	8	2	12	4	27	7
<i>Rhamnus serrata</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Roldana angolifolius</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Rosa canina</i>	3	1	1	0	0	0
<i>Salvia elegans</i>	0	0	1	0	0	0

Especie	Borde		Transición		Núcleo	
	Abundancia	%	Abundancia	%	Abundancia	%
<i>Stevia monardifolia</i>	64	16	36	12	31	8
<i>Stevia salicifolia</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Symphoricarpos microphyllus</i>	61	16	23	7	14	4
<i>Viburnum elatum</i>	1	0	0	0	0	0
Total	392	100	311	100	366	100
Riqueza	25		29		25	
Arboles	10		11		12	
Arbustos	15		17		13	

Matriz de pastizal secundario

El análisis de conglomerados para los bosques colindantes a la matriz de pastizal secundario mostró la formación de tres grupos en una similitud de 70%. El primero corresponde al área de borde que se localizó entre los sectores de 0 a 50 m. El área de transición comprendió los sectores de >50 a 120 m, y el área núcleo se conformó entre las distancias >120 a 150 m (Figura 55). No obstante, el ANOVA indicó que las medias de la riqueza entre grupos no son diferentes ($F= 0.22$; $gl= 2$; $p= 0.8$; Cuadro 43).

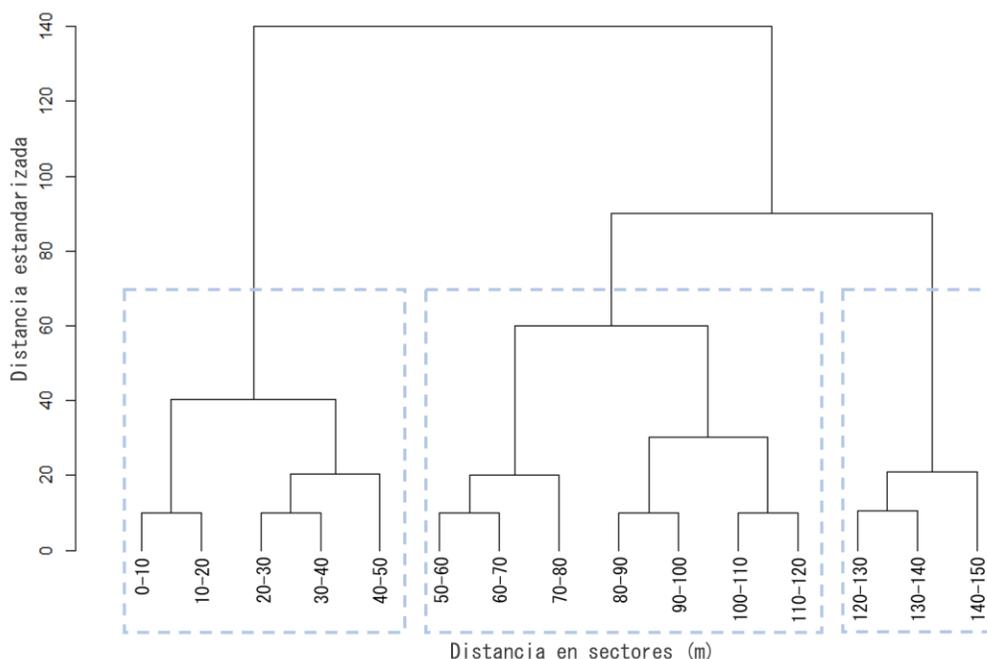


Figura III.3. 1.

Figura 55. Dendrograma de conglomerados para los bosques colindantes a la matriz de pastizal secundario. Las líneas azules corresponden a la formación de grupos con similitud del 70%.

Cuadro 43. Análisis de varianza (ANOVA) para los bosques colindantes a la matriz de pastizal secundario entre las áreas de borde, transición y núcleo.

Tipo de matriz	gl	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Valor F	P-valor
Pastizal secundario	2	1.9	0.95	0.22	0.8
Residuales	12	51.43	4.28		

En los bosques colindantes a la matriz de pastizal secundario el área de borde reporta la media de riqueza más alta con 11 especies, con *Eupatorium glabratum* (28%) como la especie dominante, seguida de *Baccharis conferta* (23%), *Symphoricarpos microphyllus* (8%) y *Acaena elongata* (6%). Para el área de transición la riqueza tuvo una disminución a una media de 10.5 especies; las especies con mayor número de individuos en esta área fueron *Fuchsia microphylla* (25%), *Fuchsia thymifolia* (19%), *Quercus laurina* (19%) y *Eupatorium*

glabratum (16%). De igual manera, el área de núcleo reportó una media similar a la de la transición con 10.5 especies; sin embargo, la composición de especies fue diferente, ya que la especie más abundante fue *Eupatorium glabratum* (45%), seguida de *Fuchsia thymifolia* (15%), *Stevia monardifolia* (9%) y *Quercus laurina* (9%); Figura 56 y Cuadro 44).

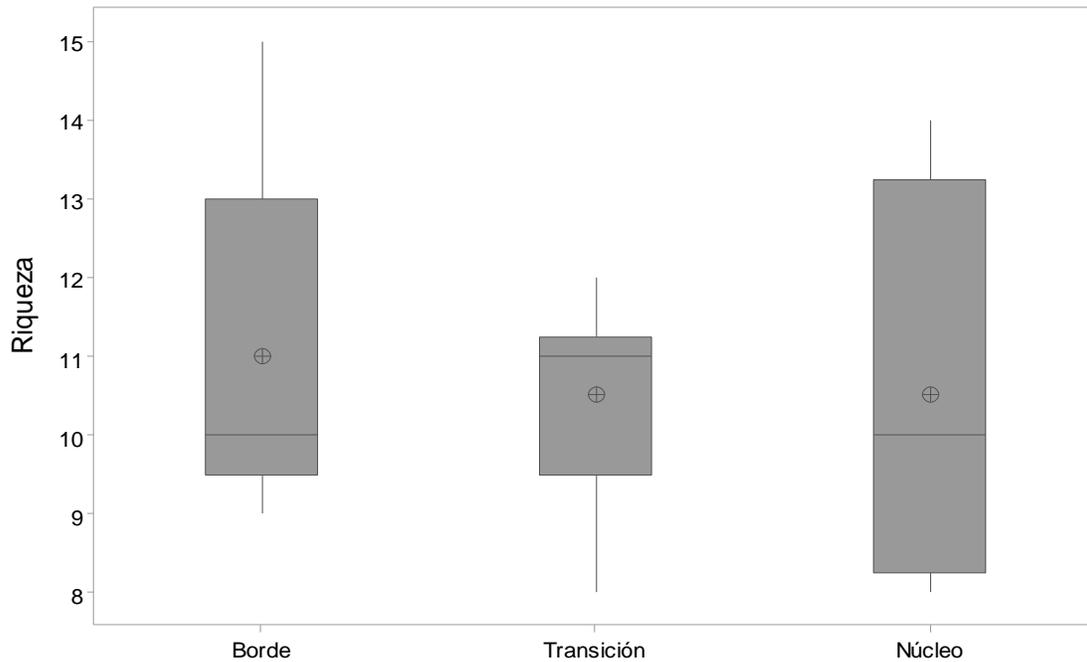


Figura 56. Riqueza de especies por tipo de área para el bosque colindante a la matriz de pastizal secundario. Los recuadros representan los percentiles 25 y 75, los bigotes representan los límites de confianza del 95 % las líneas negras dentro de los recuadros presentan las medianas y los círculos expresan la media.

Cuadro 44. Abundancia y porcentaje de especies entre las áreas de borde, transición y núcleo en los bosques colindantes a la matriz de pastizal secundario.

Especies	Borde		Transición		Núcleo	
	Abundancia	%	Abundancia	%	Abundancia	%
<i>Abies religiosa</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Acaena elongata</i>	12	6	2	0	0	0
<i>Ageratina petiolaris</i>	3	2	4	1	0	0
<i>Alnus jorullensis</i>	2	1	6	1	4	2

CAPÍTULO III
RESULTADOS Y DISCUSIÓN: OBJETIVO 3

Especies	Borde		Transición		Núcleo	
	Abundancia	%	Abundancia	%	Abundancia	%
<i>Amelanchier denticulata</i>	2	1	0	0	0	0
<i>Arbutus xalapensis</i>	1	1	1	0	3	1
<i>Baccharis conferta</i>	42	23	14	3	10	5
<i>Baccharis heterophylla</i>	0	0	0	0	3	1
<i>Bouvardia ternifolia</i>	4	2	1	0	2	1
<i>Buddleja cordata</i>	4	2	0	0	0	0
<i>Cestrum nitidum</i>	7	4	12	3	1	0
<i>Eupatorium glabratum</i>	52	28	63	16	95	45
<i>Fuchsia microphylla</i>	0	0	101	25	0	0
<i>Fuchsia thymifolia</i>	0	0	76	19	32	15
<i>Pinus montezumae</i>	2	1	0	0	0	0
<i>Pinus patula</i>	11	6	6	1	14	7
<i>Pinus pseudostrobus</i>	1	1	16	4	2	1
<i>Prunus serotina</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Quercus crassifolia</i>	1	1	6	1	0	0
<i>Quercus crassipes</i>	8	4	8	2	0	0
<i>Quercus laeta</i>	5	3	0	0	3	1
<i>Quercus laurina</i>	2	1	65	16	19	9
<i>Quercus obtusata</i>	4	2	6	1	0	0
<i>Quercus rugosa</i>	1	1	1	0	0	0
<i>Roldana angolifolius</i>	0	0	4	1	0	0
<i>Solanum sp.</i>	1	1	1	0	0	0
<i>Stevia monardifolia</i>	5	3	9	2	20	9
<i>Symphoricarpos microphyllus</i>	15	8	0	0	2	1

Especies	Borde		Transición		Núcleo	
	Abundancia	%	Abundancia	%	Abundancia	%
Total	185	100	403	100	211	100
Riqueza	22		21		15	
Arboles	12		10		7	
Arbustos	10		11		7	

Se identificaron las especies exclusivas por tipo de área y por cada tipo de matriz de uso del suelo que colinda con los bosques. Para las áreas de borde de los bosques colindantes a la matriz de cultivos de temporal las especies: *Agave salmiana*, *Buddleja parviflora*, *Cestrum thyrsoideum*, *Fraxinus uhdei*, *Fuchsia thymifolia*, *Crataegus mexicana* y *Alnus jorullensis* se encontraron solo en dicha área. Mientras que en los bosques colindantes a la matriz con asentamiento humano la especie *Viburnum elatum* fue única para esta zona. En el borde colindante a los bosques colindantes al pastizal secundario las especies que se registraron solo para esta área fueron: *Amelanchier denticulata*, *Acaena elongata*, *Solanum sp.* *Pinus patula* y *Pinus montezumae*.

Por otra parte, en las áreas de transición para los bosques colindantes a la matriz de cultivos de temporal las especies que solo estuvieron presentes en ella fueron: *Alnus acuminata*, *Verbesina virgata*, *Monnina ciliolata*, *Barkleyanthus salicifolius* y *Arbutus xalapensis*. En las colindancias a la matriz de Asentamiento humano las especies fueron: *Rhamnus serrata*, *Salvia elegans* y *Roldana angolifolius*. Para los bosques colindantes a la matriz de pastizal secundario la zona de transición presentó de manera exclusiva a las especies *Roldana angolifolius* y *Fuchsia microphylla*.

En las zonas núcleo de los bosques colindantes a la matriz de cultivos de temporal se identificó una sola especie exclusiva *Comarostaphylis discolor*. En los bosques colindantes a la matriz de asentamiento humano las especies exclusivas de esta zona fueron: *Ageratina oligocephala*, *Quercus mexicana* y *Stevia salicifolia*. Mientras que, en los bosques vecinos al pastizal secundario la especie *Abies religiosa* se presentó solo en el núcleo de estas áreas (Figura 57).

Especies	Agricultura de temporal			Asentamientos humanos			Pastizal inducido		
	Borde	Transición	Núcleo	Borde	Transición	Núcleo	Borde	Transición	Núcleo
<i>Buddleja sp.</i>									
<i>Abies religiosa</i>									■
<i>Amelanchier denticulata</i>							●		
<i>Acaena elongata</i>							●	●	
<i>Solanum sp.</i>							●	●	
<i>Pinus patula</i>							■	■	■
<i>Ageratina oligocephala</i>						●			
<i>Quercus mexicana</i>						■			
<i>Stevia salicifolia</i>					●	●			
<i>Rhamnus serrata</i>					●				
<i>Salvia elegans</i>					●				
<i>Roldana angolifolius</i>					●			●	
<i>Viburnum elatum</i>				●					
<i>Cornus excelsa</i>				●	●				
<i>Lopezia miniata</i>				●	●				
<i>Rosa canina</i>				●	●				
<i>Eupatorium deltoideum</i>				●	●	●			
<i>Fuchsia microphylla</i>				●	●	●		●	
<i>Pinus montezumae</i>				■	■	■	■		
<i>Symphoricarpos microphyllus</i>				●	●	●	●		●
<i>Ageratina petiolaris</i>				●	●	●	●	●	
<i>Bouvardia ternifolia</i>				●	●	●	●	●	●
<i>Cestrum nitidum</i>				●	●	●	●	●	●
<i>Stevia monardifolia</i>				●	●	●	●	●	●
<i>Comarostaphylis discolor</i>			●						
<i>Alnus acuminata</i>		■							
<i>Verbesina virgata</i>		●							
<i>Monnina ciliolata</i>		●		●	●	●			
<i>Barkleyanthus salicifolius</i>		●	●						
<i>Arbutus xalapensis</i>		■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Agave salmiana</i>	●								
<i>Buddleja parviflora</i>	●								
<i>Cestrum thyrsoideum</i>	●								
<i>Fraxinus uhdei</i>	■								
<i>Fuchsia thymifolia</i>	●							●	●
<i>Crataegus mexicana</i>	■				■				
<i>Alnus jarullensis</i>	■			■	■	■	■	■	■
<i>Eupatorium sp.</i>	●		●						
<i>Gaultheria acuminata</i>	●		●						
<i>Quercus laeta</i>	■		■				■		■
<i>Ageratum sp.</i>	●	●							
<i>Buddleja sessiliflora</i>	●	●							
<i>Garrya laurifolia</i>	●	●							
<i>Pinus lawsonii</i>	■	■							
<i>Pinus leiophylla</i>	■	■							
<i>Roldana candicans</i>	●	●							
<i>Cupressus lusitanica</i>	■	■		■		■			
<i>Baccharis heterophylla</i>	●	●		●	●	●			●
<i>Quercus crassipes</i>	■	■		■	■	■		■	
<i>Baccharis conferta</i>	●	●		●	●	●	●	●	●
<i>Pinus pseudostrobus</i>	■	■		■	■	■	■	■	■
<i>Quercus laurina</i>	■	■		■	■	■	■	■	■
<i>Fleischmannia pycnocephala</i>	●	●	●						
<i>Quercus rugosa</i>	■	■	■				■	■	
<i>Buddleja cordata</i>	●	●	●		●	●	●		
<i>Prunus serotina</i>	■	■	■	■	■	■			
<i>Quercus crassifolia</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	
<i>Quercus obtusata</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	
<i>Eupatorium glabratum</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●

Figura 57. Listado de presencia de especies por área de borde, transición y núcleo en los tres tipos de matrices de usos del suelo colindante a los bosques. Árbol (círculo) y arbusto (cuadrado).

Con la finalidad de mostrar la relación entre las variables ambientales y la distancia dentro del bosque por tipo de matriz contigua, se realizaron modelos de regresión lineal empleando la totalidad de los factores ambientales. Se presentan solo los modelos con relaciones significativas.

Para los bosques colindantes a la matriz de cultivos temporales se tiene que existe una relación significativa entre la variable ambiental de humedad del suelo y la distancia dentro del bosque ($p= 0.0161$; Figura 58 y Cuadro 45). No obstante, dicha relación tuvo una R^2 baja de 0.07. La ecuación del modelo de la relación lineal ajustada es el siguiente:

$$\text{Humedad del suelo} = 59.3 + (-0.05) (\text{Distancia})$$

Cuadro 45. Análisis de varianza para modelo de regresión lineal para los bosques colindantes a la matriz de cultivos temporales.

Parámetro	Mínimos cuadrados estimado	Error Estándar	Estadístico T	P-Valor
Intercepto	59.34	1.99	29.80	0.00
Humedad del suelo	-0.05659	0.02297	-2.464	0.0161

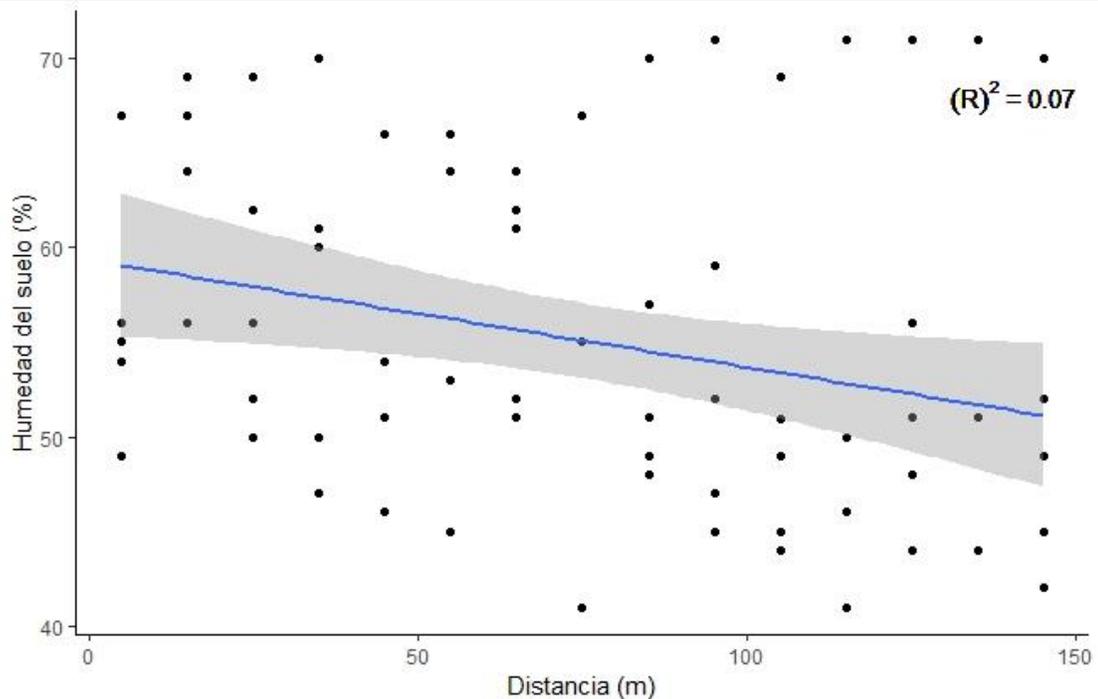


Figura 58. Modelo ajustado de la relación entre la humedad del suelo y la distancia dentro del bosque colindante a la matriz de cultivos temporales.

En los bosques adyacentes a la matriz de pastizal secundario se encontró una relación significativa ($p= 0.000225$; Figura 59 y Cuadro 46) entre la humedad del suelo y la distancia recorrida dentro del bosque. El modelo tuvo una $R^2=$ de 0.15, con lo que se puede explicar el 15% de la variabilidad observada, donde la ecuación obtenida es la siguiente:

$$\text{Humedad del suelo} = 64.52 + (-0.10) (\text{Distancia})$$

Cuadro 46. Análisis de varianza para modelo de regresión lineal para los bosques colindantes a la matriz de pastizal secundario.

Parámetro	Mínimos cuadrados estimado	Error Estándar	Estadístico T	P-Valor
Intercepto	64.52114	2.42701	26.585	<2e-16
Humedad del suelo	-0.10945	0.02819	-3.882	0.000225

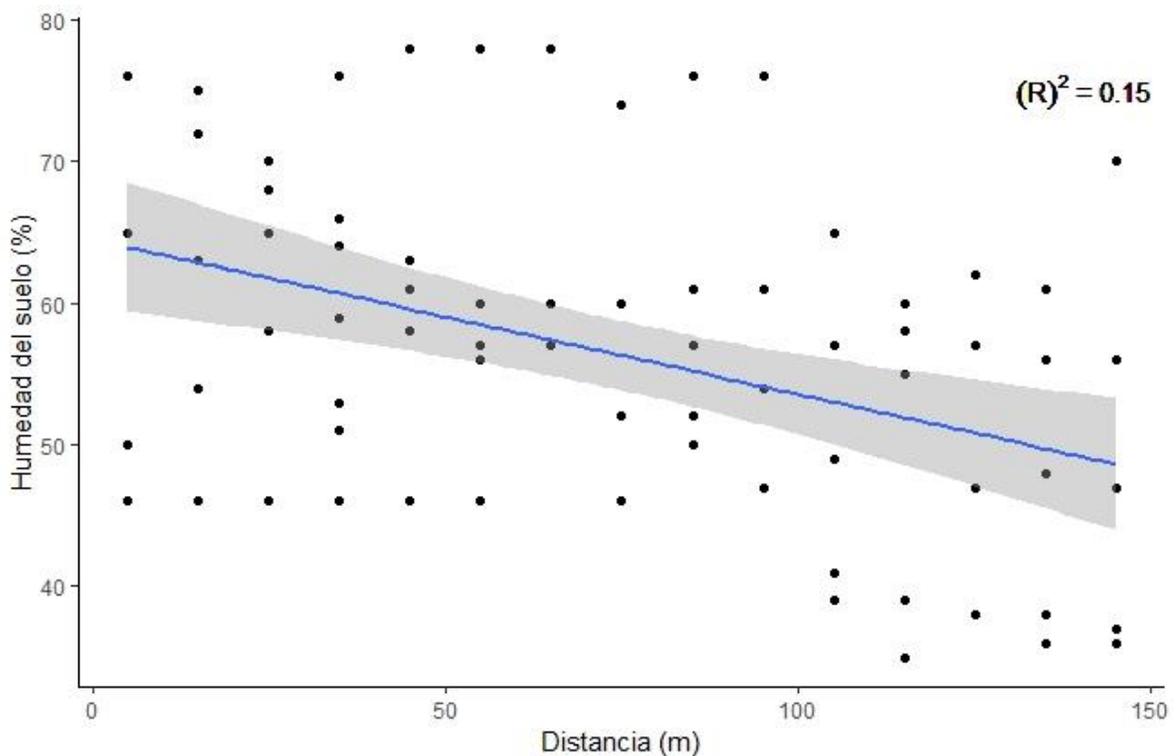


Figura 59. Modelo ajustado de la relación entre la humedad del suelo y la distancia dentro del bosque en matriz de pastizal secundario.

En los bosques con matriz colindante a un asentamiento humano se tuvo la relación significativa entre la distancia recorrida dentro del bosque y las variables: espesor de la hojarasca ($p=0.000$; Figura 60 y Cuadro 47) y la temperatura ambiental ($p=0.000$; Figura 61 y Cuadro 48). La R^2 ajustada para la hojarasca fue de 0.07, y la ecuación para el modelo de regresión múltiple es la siguiente:

$$\text{Espesor de hojarasca} = 2.06 + (0.02) (\text{Distancia})$$

Cuadro 47. Análisis de varianza para modelo de regresión lineal para la hojarasca en los bosques colindantes a una matriz de asentamiento humano.

Parámetro	Mínimos cuadrados estimado	Error Estándar	Estadístico T	P-Valor
Intercepto	2.06	0.51	4.03	0.000
Espesor de hojarasca	0.02	0.00	2.71	0.000

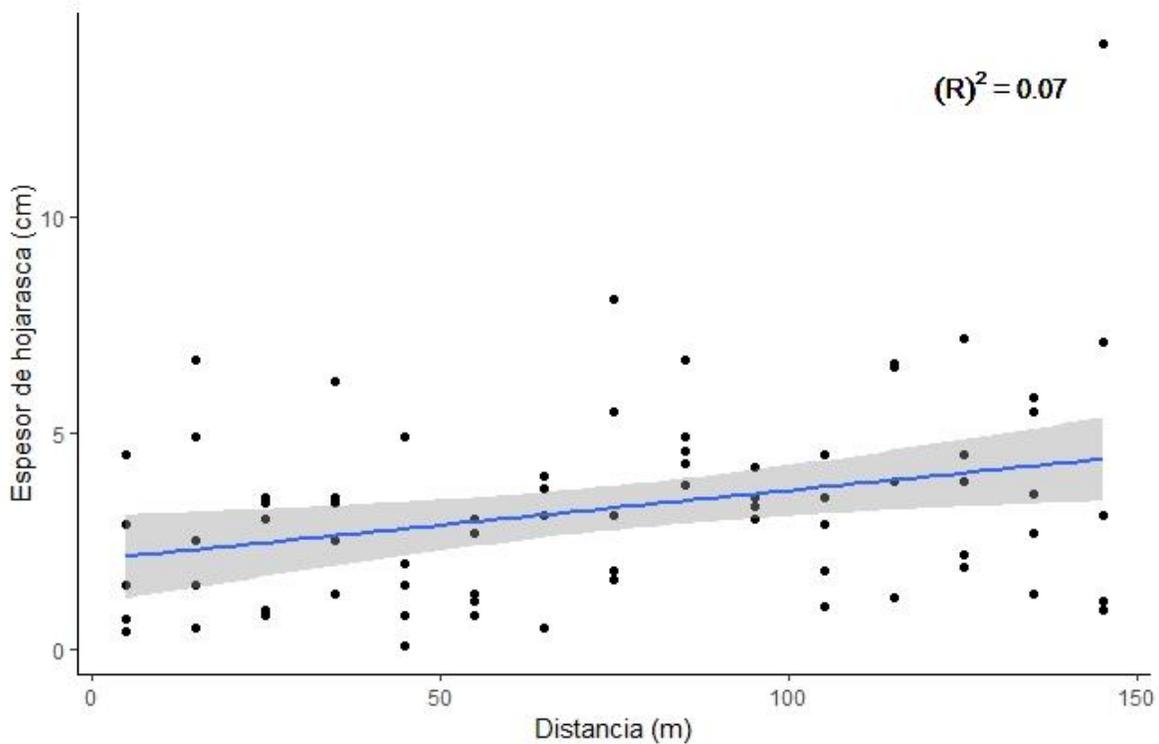


Figura 60. Modelo ajustado de la relación entre el espesor de la hojarasca(cm) y la distancia dentro del bosque colindante matriz con asentamiento humano.

En el caso de la temperatura ambiental, se tuvo una R^2 de con 0.02, la ecuación para el modelo de regresión múltiple es la siguiente:

$$\text{Temperatura ambiental} = 20.04 + (0.01) (\text{Distancia})$$

Cuadro 48. Análisis de varianza para modelo de regresión lineal para la temperatura ambiental en los bosques colindantes a la matriz de asentamiento humano.

Parámetro	Mínimos cuadrados estimado	Error Estándar	Estadístico T	P-Valor
Intercepto	20.04	0.69	28.95	2e-16
Temperatura ambiental	0.01	0.00	1.77	0.08

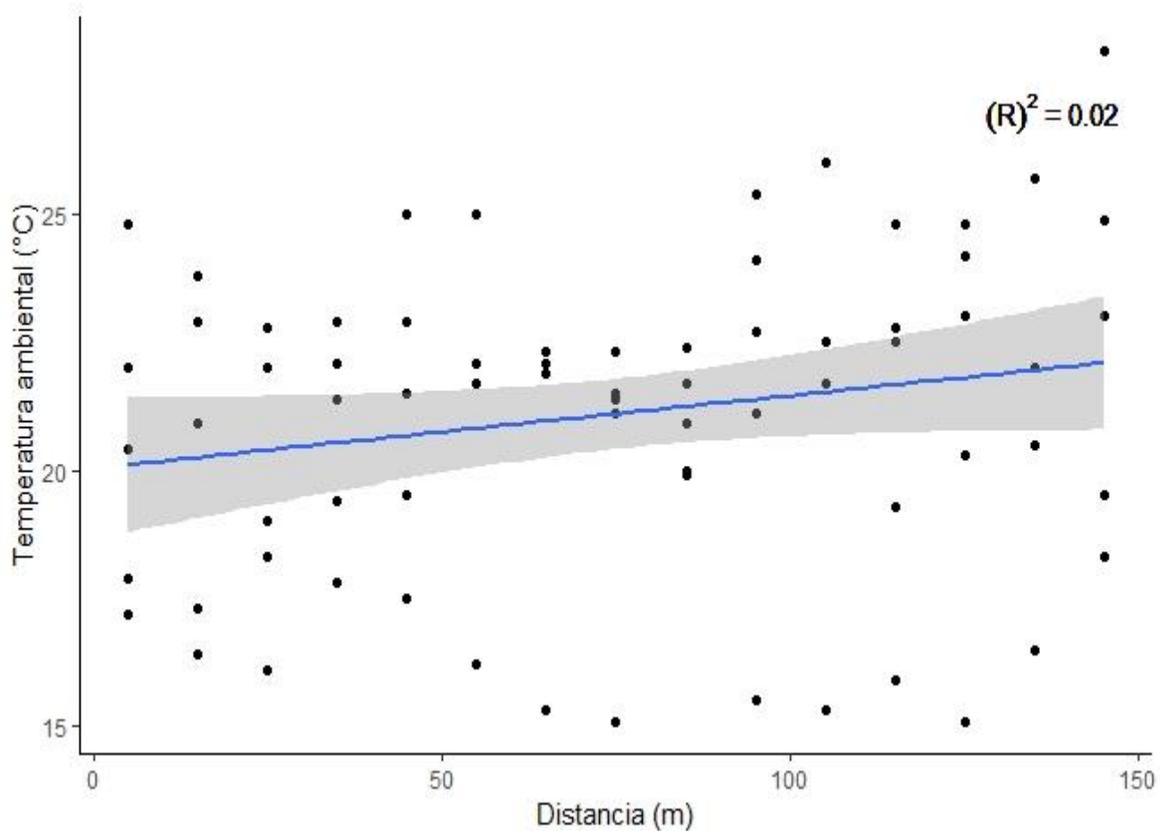


Figura 61. Modelo ajustado de la relación entre la temperatura ambiental (°C) y la distancia dentro del bosque colindante a la matriz de pastizal secundario.

DISCUSIÓN

En el presente trabajo se obtuvo que los diferentes usos del suelo, adyacentes a los bosques de la vertiente norte de la Sierra de Las Cruces, tuvieron influencia en el efecto de borde, tanto a nivel de composición de la vegetación como en distancia que afecta a los factores ambientales. En especial, el análisis de componentes principales mostró que la riqueza fue la variable vegetal que explica la mayor variación del muestreo. Dicha variable suele ser una de las más afectadas por el efecto de borde, ya que las condiciones ambientales que se generan en las zonas de borde favorecen el establecimiento de especies generalistas, por lo que se ha documentado y demostrado que existen cambios en la riqueza y diversidad entre zonas de interior y borde (Krishnadas *et al.* 2019).

Granados *et al.* (2018) analizó los bosques colindantes con las matrices de uso de suelo de cultivos de temporal del área de estudio en las que identificó la generación de tres zonas dentro del transecto. Un área de borde que va de los 0 a 50 m, un área de transición de 50 a 120 m, y el área núcleo a partir de 150 m (Granados *et al.* 2018). En esta tesis se incluyeron dos matrices más, los Asentamiento humano y el pastizal secundario, en donde también se detectó la formación de tres grupos internos; no obstante, no hubo diferencias significativas entre dichos grupos. De acuerdo con este análisis en términos de la riqueza vegetal la formación de áreas de borde parece variar según el tipo de matriz que colinda con el bosque.

En el caso de los bosques con matrices de Asentamiento humano y pastizal secundario, las áreas de borde, transición y núcleo detectadas mediante el dendrograma no fueron estadísticamente significativas, esto podría deberse a que el efecto de borde pudiera estar aún más extendido dentro del bosque y un transecto de 150 m no detecta la posible área núcleo. Lo anterior ha sido reportado en bosques aledaños a urbanizaciones en China, en donde obtuvieron que la riqueza de especies no es significativamente diferente entre el borde y el interior, y se atribuyó a que los parches muestreados tenían un interior localizado a más de 300 m desde el borde, por lo cual, hubo menor influencia en el interior de las actividades humanas (robo de madera de baja densidad y tala), lo que a su vez se relaciona con mantenimiento de la riqueza específica del interior, haciéndola similar a las áreas de borde que típicamente reportan mayores riquezas de especies generalistas (Jin *et al.* 2021).

Asimismo, López-Barrera *et al.* 2007 menciona que los límites de los bordes tienden a aumentar con la perturbación ocasionando que los efectos de borde sean más difusos.

Se ha reportado que cuando la matriz y el bosque son muy similares en cuanto a composición y estructura no se observan zonas de transición marcadas o en su caso el efecto de borde es menos evidente (López-Barrera *et al.* 2007; Erdös *et al.* 2019). Tal es el caso de los bosques que colindan con pastizal secundario donde la matriz no termina abruptamente si no que había vegetación dispersa ya que se encontraban sobre parcelas abandonadas, riberas de ríos y parques ecoturísticos generando mediano contraste. Por otro lado, en los Asentamiento humano el bosque empezó a pocos metros detrás de las casas las cuales forman una barrera abrupta generando alto contraste, esta similitud de respuesta entre dos bosques con colindancias diferentes pudiera deberse a otros factores como la variabilidad ambiental, patrones temporales y espaciales como explica el concepto del hiperdinamismo, en el que se establece que las dinámicas de poblaciones, comunidades y paisajes bajo influencia de la fragmentación se volverán inestables, en específico en los bordes de los parches debido a la intensa variabilidad de las influencias externas (Laurence 2002).

Diversos estudios han mostrado que el tamaño del parche tiene un efecto en la distancia del efecto de borde, pues en fragmentos muy pequeños el área de núcleo puede no presentarse (Mendonça *et al.* 2015; Granados *et al.* 2018). En este sentido todos los fragmentos elegidos en este estudio y en el previo tuvieron el mismo criterio de selección (además de la adyacencia con la matriz), el cual fue que tuvieran distancias (desde un borde al otro) superiores a 300 m, para evitar la influencia de las áreas de borde y transición del otro lado del fragmento, considerando las distancias que reportó Granados *et al.* 2018. Adicionalmente, se ha estudiado que en los bosques bajo la influencia de bordes múltiples (generados por la complejidad de los parches) los efectos de borde pueden intensificarse sobre todo en paisajes altamente fragmentados (Fletcher 2005). Es importante destacar que como se mencionó en el apartado del objetivo 1 el área de estudio se encuentra en un proceso de fragmentación, con un aumento en el número de parches en donde el tamaño medio es de 0.14 km² por lo cual no se descarta que el tamaño de los parches tenga una influencia directa en la distancia del efecto de borde; sin embargo, el efecto de borde no solo depende de este factor.

Otra explicación para los bosques que no tienen áreas de borde e interior diferenciadas, podría estar en que dichos fragmentos están bajo un proceso de homogeneización biótica que se define como la pérdida de especies especialistas, raras o ambas generando una reducción de las diferencias entre comunidades; o por la sustitución por especies generalistas generando un aumento de la similitud entre comunidades, o bien una combinación de ambos procesos (Freitag *et al.* 2023). En el listado de presencia de especies por área de borde, transición y núcleo puede observarse una similitud de especies entre matrices y entre las áreas internas. En este sentido Wang y Yang en 2022 encontraron una menor intensidad del efecto de borde bosques de zonas urbanas y suburbanas asociado a una menor perturbación por ser áreas privadas. No obstante, a pesar de poseer árboles altos y abundantes los efectos de borde se relacionaron con la homogeneización biótica y funcional.

En cuanto a la riqueza en las tres matrices se observaron valores altos de riqueza en los primeros metros. Para las matrices de cultivos de temporal y de pastizal secundario se encontró la disminución. En un estudio realizado al norte del Amazonas Colombiano reportó que los valores de riqueza difirieron según el tipo de borde, encontrando riquezas más altas conforme se aleja del bosque en bosques con matrices de plantaciones de caucho, la disminución de la riqueza al igual que en este estudio disminuye al interior en matrices con pastizales. Por otro lado, la matriz de Asentamiento humano mostró un aumento en la riqueza, mismo que disminuyó en el área núcleo al mismo valor del área de borde evidenciando una similitud de riqueza entre ambas zonas (Meza-Elizalde y Armenteras-Pascual 2021).

No se detectaron especies exclusivas para las zonas de borde, transición y núcleo por tipo de matriz basándose únicamente en criterios de presencia y abundancia. No obstante, la especie *Roldana angolifolius* estuvo presente en dos áreas de transición, la de los bosques con matriz de Cultivos de temporal y la de Asentamiento humano. La especie antes mencionada no podría considerarse como una especie exclusiva de áreas de transición, ya que para los bosques adyacentes a la matriz de Asentamiento humano dicha zona no fue diferentemente significativa en comparación con las otras áreas. Sin embargo, se recomendaría investigar si la presencia de esta especie pudiera considerarse indicadora de un área de borde bajo otros criterios como los realizados por Santibáñez-Andrade *et al.* (2018)

quienes identificaron especies indicadoras de áreas de borde o áreas núcleo mediante umbrales de establecimiento y vulnerabilidad.

Granados *et al.* (2018) informa que, para los bosques templados de Monte Alto, la especie *Quercus obtusata*, tuvo mayor abundancia en los bordes, lo cual corresponde a los bosques colindantes a cultivos de temporal en este estudio. No obstante, en los transectos adicionales de este estudio dicha especie se presentó en mayor abundancia en las distancias equivalentes a la zona de transición, lo que apoya la idea de que el área de borde para estos bosques se encuentra aún más adentro en el bosque.

Por otro lado, para observar si las variables abióticas variaban conforme aumentaba la distancia recorrida dentro del transecto. Se encontró que, en los bosques con matriz de Cultivos de temporal y Pastizal secundario, la humedad del suelo disminuyó conforme se adentra en el bosque. Se ha reportado que en las áreas de borde la incidencia de la radiación solar es considerablemente mayor, por lo cual, hay mayor temperatura del aire y del suelo generando valores bajos de humedad (Deziderio *et al.* 2021). Sin embargo, en el presente estudio se obtuvo que los primeros metros del área del borde fueron más húmedos. Lo cual podría deberse al riego que se realiza en las parcelas de cultivos temporales, y en los pastizales a la cercanía con cuerpos de agua que se observaron en dos de los cinco transectos.

La mayor parte de los transectos estuvieron orientados hacia el el noroeste y oeste y en menor cantidad al este y al sur. Diversos estudios muestran que la orientación de los bordes está relacionada con la intensidad del efecto de borde, pues afecta directamente en los factores ambientales como la cantidad de luz, humedad, la intensidad del viento y la temperatura (López-Barrera *et al.* 2007). Algunos estudios han reportado que los bordes orientados al norte y noroeste tienen efectos de bordes menos intensos que los que se encuentran en otras direcciones (Murcia 1995). Esto ha sido particularmente observado en bosques nublados pues la orientación de estos bosques determina la cantidad de recursos y estos a su vez influyen en la estructura vegetal (López-Barrera *et al.* 2007).

Por otro lado, en los bosques adyacentes a las matrices de Asentamiento humano se encontró que el espesor de la hojarasca y la temperatura ambiental aumentan conforme se ingresa dentro del bosque. El aumento de la hojarasca al interior del bosque podría

relacionarse con el incremento en la cantidad de árboles y arbustos de dicha matriz. En el caso de la vegetación arbustiva y herbácea suele corresponder a etapas de sucesión temprana y a tener tasas altas de crecimiento y grandes requerimientos lumínicos pues necesitan más energía para reproducirse debido a sus periodos de vida cortos y pueden producir más hojarasca (Huang *et al.* 2012; Krishnadas *et al.* 2019; Figuera *et al.* 2021; Slattery y Fenner 2021). Mientras que la hojarasca que proviene de la vegetación arbórea suele tener altos contenidos de lignina y taninos con lo cual permanecen en el suelo por mayor tiempo hasta la degradación total (Rodríguez *et al.* 2019). Algunas especies de encino poseen más taninos y altos contenidos de nitrógeno por lo que su descomposición es más lenta (Steffen *et al.* 2007). Aunado a lo anterior, los aumentos de temperatura traen como consecuencia una menor actividad microbiana en el suelo, provocando menores tasas de descomposición resultando en un mayor contenido de hojarasca y poca disponibilidad de nutrientes (Deziderio *et al.* 2021; Yang *et al.* 2022).

El aumento en la hojarasca del borde al interior ha sido reportado en un estudio en un bosque atlántico de Brasil, en donde se encontró que, la hojarasca aumentó hasta una distancia de 60m y descendió a partir de los 100, la acumulación y baja descomposición de la hojarasca se asoció con la poca presencia de artrópodos saprófagos en los bordes donde son propensos a ser depredados (Figuera *et al.* 2021). Lo anterior destaca que la clara diferenciación entre las zonas de borde y de interior puede estar mediada por diferentes factores ecológicos.

Diversos autores han resaltado la importancia de evaluar los impactos generados por las distintas matrices adyacentes a bosques como impulsores del efecto de borde (Laurance *et al.* 2002; Cadenasso *et al.* 2003; Harper *et al.* 2005). Pues se ha visto que, el flujo de energía del ecosistema está mediado por el contraste estructural entre la matriz y el bosque, y cuanto más marcado es, mayor es la magnitud y la extensión de los efectos del borde (Mendonça *et al.* 2015).

De igual manera, la recolección de datos de microclima fue corta y podría no representar condiciones a las que está expuesto cada ambiente en particular, lo cual podría tener influencia en que las R^2 son pequeñas. Al igual que otros procesos ecológicos que no

fueron analizados en este estudio, tales como los efectos en los grupos funcionales, procesos fenológicos, cambios en las estrategias de dispersión en función de la distancia desde el borde, entre otros, también podrían indicar relaciones y procesos que pudieran revelar información sobre la dinámica ecológica de estos bosques.

En este estudio se muestra que las áreas de borde, transición y núcleo difieren significativamente para cada una de las matrices adyacentes a los bosques de la vertiente norte de la Sierra de Las Cruces en términos de la riqueza de la comunidad vegetal. Además de algunos factores ambientales que también se vieron vinculados en la diferenciación del efecto de borde para cada una de las matrices. Por lo anterior, es de importancia tomar en cuenta que el tipo de matriz circundante para cada fragmento forestal puede jugar un rol en la determinación del efecto de borde y debería tomarse en cuenta durante la gestión de estos bosques.

Además, este tipo de estudios y metodologías son de importancia pues pueden sentar las bases de diversas políticas públicas destinadas a la conservación biológica en paisajes fragmentados, una de ellas podría ser en el desarrollo de programas de ordenamiento. Esos resultados podrían sustentar criterios que permitan zonificar un espacio, al ubicar las áreas donde se pueden identificar los esfuerzos de regeneración forestal, así como también se puede usar para establecer zonas de compatibilidades entre colindancias artificiales y naturales con la finalidad de crear bosques con matrices menos contrastantes.

REFERENCIAS

- Cadenasso, M.L., Pickett, S., Weathers, K.C., Jones, C.G. (2003). A framework for a theory of ecological boundaries. *BioScience*. 53:750–758. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0750:AFFATO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0750:AFFATO]2.0.CO;2)
- Deziderio, S. L., Prado-Junior, J.A., Ribeiro, C.J.H., Ribeiro, S.M.A., Pereira, K.M.G., Antunes, K., Alvim, C. y van den Berg, E. (2021). Edge effects in forest patches surrounded by native grassland are also dependent on patch size and shape. *Forest Ecology and Management*. 482. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118842>
- Erdős, L., Krstonosic, D., János, K.P., Bátori, Z., Tölgyesi, C. y Skvorc, Z. (2019). Plant composition and diversity at edges in a semi-natural forest–grassland Mosaic. *Plant Ecology*. 220: 279–292. <https://doi.org/10.1007/s11258-019-00913-4>
- Figueira, C., Camara, S.R., Pereira, M.G., da Silva, R.P.L.A., Ferreira, R., Fernandes, C.M.E., Menezes, C.E.G., Fontes, M.A., da Silva, T.P. (2021). Edaphic attributes indicative of edge effect in Semideciduous tropical forest. *Acta Oecologica*. 13: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2021.103776>.
- Fletcher, R.J., (2005). Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes. *Journal of Animal Ecology*. 74, 342–352.
- Freitag, K.J.M., Calvo, J.L., De Lima, P.J., Maziero, K.F., Kozera, C. y Zwiener, V.P. (2023). A matter of scale: Local biotic differentiation and potential regional homogenization of understory plant communities in a highly fragmented tropical landscape. *Acta Oecologica*. 120. 103935 <https://doi.org/10.1016/j.actao.2023.103935>
- García-Romero, A., Vergara, P.M., Granados-Peláez, C. y Santibáñez-Andrade, G. (2018). Landscape-mediated edge effect in temperate deciduous forest: implications for oak regeneration. *Landscape Ecology*. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0733-x>
- Granados-Peláez, C., Santibáñez-Andrade, G., Guerra-Martínez, F., Serrano-Giné, D. y García-Romero, A. (2018). Evaluation of multi-causal dynamics of variability composition of patch edges in temperate forest. *Forest Ecology and Management*. 429: 207-216. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.027>.

- Harper, K.A., Macdonald, S.E., Burton, P.J., Chen, J., Roberts, D., Jaiteh, M.S. y Esseen, P.A. (2005). Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*. 19:768–782. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x>
- Huang, L., Chen, H., Ren, H., Wang, J. y Guo, Q. (2013). Effect of urbanization on the structure and functional traits of remnant subtropical evergreen broad-leaved forests in South China. *Environmental Monitoring and Assessments*. 185: 5003–5018. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2921-5>
- Jin, C., Jiang, B., Ding, Y., Yang, S., Xu, Y., Jiao, J., Huang, J., Yuan, W., Wu, C. (2021). Functional traits change but species diversity is not influenced by edge effects in an urban forest of Eastern China. *Urban Forestry & Urban Greening*. 1618-8667. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127245>.
- Krishnadas, M., Kumar, A.M., Comita, L.S. (2019). Edge effects reduce α -diversity but not β -diversity during community assembly in a human-modified tropical forest. *Ecological Applications*. 29(8): 1-10. <https://doi.org/10.1002/eap.1996>
- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O. y Laurance, S.G. y Sampaio, E. (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments, a 22-year investigation. *Conservation Biology*. 16:605–618. <https://doi:10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>
- López-Barrera, F., Armesto, J.J., Williams-Linera, G., Smith-Ramírez, C., Manson, R.H., (2007). Fragmentation and edge effects on plant-animal interactions, ecological processes and biodiversity. In: Newton, A.C. (Ed.). *Biodiversity Loss and Conservation in Fragmented Forest Landscapes: The Forests of Montane Mexico and Temperate South America*. CAB International. 69–101 pp.
- Mendonça, A.H., Russo, C. Melo, A.C.G. y Durigan, G. (2015). Edge effects in savanna fragments: a case study in the cerrado, *Plant Ecology & Diversity*, DOI: 10.1080/17550874.2015.1014068.

- Meza-Elizalde, M.C. y Armenteras-Pascual, D. (2021). Edge influence on the microclimate and vegetation of fragments of a north Amazonian forest. *Forest Ecology and Management*. 498, 119546. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119546>
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*. 10, 58–62.
- Rodríguez, B.P.C., González, R.H., Cantú, S.I., Pando, M.M., Marmolejo, M.J.G., Gómez, M.M.V. y Lazcano, C.J. (2019). Modelos de degradación de la hojarasca en bosques de encino y de pino en Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 10(55). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i55.548>
- Santibáñez-Andrade, G., Granados-Peláez, C. y García-Romero, A. (2018). Defining functional groups and their vulnerability to the edge effect in a peri-urban forest in Mexico City. *Environmental Conservation*. 45(4). <https://doi.org/10.1017/S0376892917000595>
- Slattery, Z. y Fenner, R. (2021). Spatial Analysis of the Drivers, Characteristics, and Effects of Forest Fragmentation. *Sustainability*. 13: 3246. <https://doi.org/10.3390/su13063246>
- Steffen, K.T., Cajthaml, T., Šnajdr, J. y Baldrian, P. (2007). Differential degradation of oak (*Quercus petraea*) leaf litter by litter-decomposing basidiomycetes. *Research in Microbiology*. 158(5) <https://doi.org/10.1016/j.resmic.2007.04.002>
- Wang, Z. y Yang, J. (2022). Urbanization strengthens the edge effects on species diversity and composition of woody plants in remnant forests. *Forest Ecosystems*. 9: 2197-5620. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2022.100063>.
- Yang, J., Blondeel, H., Meeussen, C., Govaert, S., Vangansbeke, P., Boeckx, P., Lenoir, J., Orczewska, A., Ponette, Q., Hedwall, P., Lacopetti, G., Brunet, J., De Frenne, P. y Verheyen, K. (2022). *Forest density and edge effects on soil microbial communities in deciduous forests across Europe*. *Applied Soil Ecology*. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104586>.

CONCLUSION GENERAL

Los resultados obtenidos en el presente proyecto de investigación revelan que se cumplió el objetivo general de analizar el proceso de fragmentación de un bosque templado, así como la influencia de la matriz de uso del suelo sobre el efecto de borde en los remanentes forestales de la vertiente norte de la Sierra de Las Cruces, Estado de México, todo ello mediante la aplicación de un enfoque multiescalar para el abordaje de ambas problemáticas. A nivel paisajístico, la temporalidad del estudio aporta una visión del área de estudio que comprende los últimos 23 años, en los que se analizaron los cambios que afectan a las coberturas de vegetación y los usos de suelo, los patrones de fragmentación, y la conectividad estructural y funcional. En la escala de parche o fragmento se identificó la influencia de la matriz de uso del suelo en los componentes ambientales, vegetales y antrópicos de estos bosques, así como también la existencia y características del área de borde al interior de los fragmentos.

A escala paisajística, se encontró que la dinámica del área de estudio estuvo determinada por la ganancia en las coberturas forestales y de Asentamiento humano. El aumento en la cobertura forestal se atribuye a dos factores, por una parte, el abandono de las prácticas agropecuarias que han documentado otros autores, y por otra parte las reforestaciones en áreas próximas a los centros ecoturísticos de las partes altas de la Sierra de Monte Alto. Espacialmente, las ganancias boscosas se detectaron en el fragmento más extenso del área de estudio, así como en otros numerosos parches periféricos derivados del crecimiento forestal en pastizales y parcelas abandonadas. A pesar del aumento de bosques el análisis de fragmentación mostró que más del 50% del área de estudio aún se encuentra muy fraccionado, con valores de fragmentación similares a los del año 1999, debido a que el crecimiento se ha presentado en áreas dispersas y sin planeación.

En cuanto a la conectividad estructural, se encontró un mayor número de corredores de tipo puente que han propiciado la unión y el aumento en superficie de algunos parches periféricos, también asociados al abandono agrícola. Por su parte, la conectividad funcional con una distancia de dispersión de 5 km, mostró valores muy bajos de probabilidad de conectividad debido a que el tamaño de los parches de vegetación periférica es muy pequeño

en relación con el área de estudio y están muy dispersos y lejanos del fragmento principal. Los resultados obtenidos a esta escala permiten generar herramientas de utilidad para la identificación de las áreas susceptibles a esfuerzos de conservación, ya que como se evidencia en este estudio, el aumento de la vegetación forestal sin planeación puede no contribuir a disminuir la fragmentación o a aumentar la conectividad. Adicionalmente, algunos esfuerzos de reforestación suelen centrarse en aumentar los fragmentos más grandes dejando de lado los remanentes forestales con menores superficies.

A escala de fragmento, el incremento y modificación de las coberturas diferentes a la forestal ha llamado la atención respecto las repercusiones que generan en la calidad de los remanentes forestales, es por ello que este estudio se centró en conocer si las matrices aledañas a los bosques generarían cambios en sus atributos bióticos, abióticos. Se encontró que los bosques colindantes a la matriz de Asentamiento humano presentaron mayor abundancia y diversidad, así como los árboles con diámetros a la altura del pecho (DAP) y radio de copa más grandes, lo cual se atribuyó a la poca accesibilidad de los bosques otorgada por la poca accesibilidad a los predios y a su estatus de propiedad privada, limitando el alcance de los impactos antrópicos lo que favorece la permanencia de más individuos y sus condiciones. No obstante, estos bosques presentaron alta compactación del suelo y la mayor cantidad de impactos antrópicos debido a que se detectaron senderos, así como árboles con presencia de ocoteo y tocones.

Una vez identificado que las matrices generan impactos en los factores bióticos y abióticos, se analizó si el efecto de borde entre ellas es diferente. Los bosques colindantes a la matriz de cultivos de temporal fueron los únicos en presentar área de borde, área de transición y de núcleo, tomando como variable la riqueza vegetal. Para los bosques colindantes a los Asentamiento humano y a los pastizales secundarios, también se detectó la formación de tres grupos internos; no obstante, no existieron diferencias significativas entre ellos. Las diferencias entre estos bosques se atribuyen a diversos factores, entre ellos que quizá el efecto de borde podría estar extendido y medir más de 150 m. También la presencia de la especie *Quercus obtusata*, quien reportó mayor abundancia por encima de los 50 m para estas matrices (área de transición en bosques colindantes a matriz de cultivos de temporal), apoya la idea de que el área de borde de los bosques con colindancias en Asentamiento

humano y pastizales se extiende aún más adentro en el bosque. Por lo anterior, se sugiere que futuras investigaciones pudieran analizar otras causas por las que el efecto de borde no está presente o está extendido en estas matrices, tales como la posición y tamaño de los fragmentos o el efecto de múltiples matrices, entre otros.

En relación a las variables ambientales, se encontró que la humedad del suelo disminuyó al interior de los bosques colindantes a las matrices de cultivos de temporal y pastizal secundario. Por su parte, el espesor de la hojarasca y la temperatura ambiental aumentaron en los bosques adyacentes a las matrices de Asentamiento humano. No obstante, las R^2 fueron muy pequeñas, derivadas de que las mediciones ambientales fueron tomadas un solo día, por lo cual se sugiere incrementar los esfuerzos de muestreo en las variables ambientales.

Estos análisis tienen relevancia en la generación de políticas públicas para la ordenación del territorio, pues ofrecen información útil para definir compatibilidades entre las zonas forestales y otros usos de suelo que colinden con ellas; sobre todo en áreas donde los Asentamiento humano van en incremento. Adicionalmente, los resultados obtenidos en el presente proyecto de investigación revelan la importancia de los estudios multiescalares abordando el área de estudio en dos niveles el paisajístico y el de fragmento.

ALCANCES Y LIMITACIONES

En esta investigación se analiza el proceso de la fragmentación del bosque templado de la vertiente norte de la Sierra de Las Cruces, en el Estado de México. Para ello, se emplearon imágenes satelitales de tres sensores y resoluciones diferentes. En el año 1999 se empleó SPOT2. HRVIR2 con resolución de 20 m, en 2010 ALOS AVNIR-1 ORI y para el año 2022 Sentinel 2 MSI, ambas con 10 m de resolución, dichas imágenes fueron re muestreadas a 20 m para garantizar la coherencia en su análisis.

Se seleccionaron estos tres sensores debido a su mejor resolución en comparación con otros sensores de datos abiertos, como Landsat, cuya resolución es de 30 m. Aunque Landsat ofrece una mayor disponibilidad temporal, con datos accesibles desde la década de 1990 para la zona de estudio, su menor resolución limitaba la precisión del análisis.

Otra de las limitaciones de este estudio fue la generalización de la clase forestal como un conjunto único de bosques. La diferenciación entre tipos de bosque en la imagen de SPOT 2 HRVIR2 reducía el índice Kappa, lo que afectaba la precisión de la clasificación. En futuras investigaciones, se podría considerar la generación de clases más detalladas de vegetación forestal para analizar con mayor precisión los procesos de cambio de uso del suelo, incluyendo permanencia, deforestación, degradación y recuperación.

En cuanto al objetivo de evaluar las diferencias de la matriz de uso de suelo en la composición y estructura de la vegetación, así como de los factores ambientales e impactos antrópicos en los fragmentos de los bosques templados. El estudio se limitó a las matrices más evidentes tomando en cuenta solo una colindancia, no obstante, algunos de los fragmentos están rodeados por más de un tipo de matriz por lo cual esto podría tener implicaciones en la composición y estructura de la vegetación, así como de los factores ambientales y antrópicos, de igual forma en el efecto de borde.

En este sentido para se recomienda realizar un análisis más detallado de los factores ambientales dentro del bosque ya que los realizados en este estudio son para un solo día por transecto, lo que puede ser poco representativo.