

UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

TESIS

**EFECTOS DE LA HERBIVORÍA SOBRE LA
ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DEL
BOSQUE TROPICAL SUBCADUCIFOLIO DEL
CER "EL ZAPOTAL", CHIAPAS, MÉXICO.**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

**MAESTRO EN CIENCIAS EN
BIODIVERSIDAD Y
CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS
TROPICALES**

PRESENTA

LUIS HUMBERTO VICENTE RIVERA



Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

Mayo de 2025.

UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

TESIS

**EFFECTOS DE LA HERBIVORÍA SOBRE LA
ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DEL BOSQUE
TROPICAL SUBCADUCIFOLIO DEL CER "EL ZAPOTAL",
CHIAPAS, MÉXICO.**

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

**MAESTRO EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y
CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS TROPICALES**

PRESENTA

LUIS HUMBERTO VICENTE RIVERA

DIRECTOR

**DR. MIGUEL ÁNGEL PÉREZ FARRERA
INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS UNICACH.**

CO-DIRECTOR

**DR. SERGIO LÓPEZ MENDOZA
INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS UNICACH.**

ASESOR

**DR. RODOLFO DIRZO MINJAREZ
STANFORD UNIVERSITY**

ASESOR

**DR. CESAR TEJEDA CRUZ
INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS UNICACH.**





UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

SECRETARÍA ACADÉMICA

DIRECCIÓN DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas a 21 de mayo de 2025
Oficio No. SA/DIP/0538/2025
Asunto: Autorización de Impresión de Tesis

C. Luis Humberto Vicente Rivera

CVU: 966176

Candidato al Grado de Maestro en Ciencias en Biodiversidad y

Conservación de Ecosistemas Tropicales

Instituto de Ciencias Biológicas

UNICACH

Presente

Con fundamento en la opinión favorable emitida por escrito por la Comisión Revisora que analizó el trabajo terminal presentado por usted, denominado EFECTOS DE LA HERBIVORÍA SOBRE LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DEL BOSQUE TROPICAL SUBCADUCIFOLIO DEL CER "EL ZAPOTAL", CHIAPAS, MÉXICO cuyo Director de tesis es el Dr. Miguel Ángel Pérez Farrera (CVU: 30108) quien avala el cumplimiento de los criterios metodológicos y de contenido; esta Dirección a mi cargo autoriza la impresión del documento en cita, para la defensa oral del mismo, en el examen que habrá de sustentar para obtener el Grado de Maestro en Ciencias en Biodiversidad y Conservación de Ecosistemas Tropicales.

Es imprescindible observar las características normativas que debe guardar el documento impreso, así como realizar la entrega en esta Dirección de un ejemplar empastado.

Atentamente
"Por la Cultura de mi Raza"

Dra. Dulce Karol Ramírez López
DIRECTORA



C.c.p. Dra. Alma Gabriela Verdugo Valdez, Directora del Instituto de Ciencias Biológicas, UNICACH. Para su conocimiento.
Dr. José Antonio De fuentes Vicente, Coordinador del Posgrado, Instituto de Ciencias Biológicas, UNICACH. Para su conocimiento.
Archivo/minutario.

EPL/DKRL/hvk/jgp/gtr



2025, Año de la mujer indígena
Año de Rosario Castellanos

Ilustración: Noé Zenteno



Ciudad Universitaria, libramiento norte
poniente 1150, col. Lajas Maciel C.P. 29039.
Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México
investigacionyposgrado@unicach.mx

Dedicatoria...

A Dios, el Universo y la Vida.

A mis padres María y Humberto, por darme la vida, además de su amor y apoyo incondicional en todos los momentos de mi vida.

A mis hermanos Nidia, Nayely, Araceli, Jorge, Daniela, Ana y Fernando por los buenos y malos momentos que hemos vivido, por ser mis hermanos.

A mis abuelitas Lolita por ser una gran mujer el pilar de mi familia materna y Zaragoza una mujer muy buena, ella siempre me pidió que terminara la carrera, por esa promesa pude perseverar siempre en mi vida académica.

A Juanita, mi esposa, por su amor y apoyo incondicional.

A las plantas, cuya belleza y formas, siempre me han fascinado.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi mamá María P. Rivera Rivera y a mi papá Humberto Vicente Nuricumbo, por todo su apoyo y paciencia durante la elaboración de este trabajo, sin ustedes no lo hubiera logrado.

Al Dr. Miguel Ángel Pérez Farrera, por su apoyo y acompañamiento durante la elaboración de este trabajo, asimismo por su valiosa amistad y el vínculo que compartimos, que es la fascinación hacia las plantas

Al Dr. Sergio López Mendoza por apoyarme a realizar, comprender e integrar los análisis estadísticos que dan sustento a este trabajo, muchas veces quise rendirme, pero al final gracias a su paciencia y tesón, pudimos concluir. ¡MUCHAS GRACIAS!

Al Dr. Rodolfo Dirzo, el que tuvo la idea original de la cual se derivó esta investigación, le agradezco por compartirme sus conocimientos, sobre todo en lo que corresponde a la herbivoría trófica y no trófica.

Al Dr. Cesar Tejada, por su apoyo durante la elaboración de esta investigación, así como sus comentarios graciosos durante las sesiones de planeación, revisión y tutorías que hicieron más ameno el proceso.

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT alias la tía Cony) por la beca brindada para la realización de esta investigación.

Al Biól. Carlos Guichard, director del Zoológico Regional Miguel Álvarez del Toro, por el apoyo y facilidades otorgadas para la realización de esta investigación.

A la Ing. Yoana de la Cruz del Zoológico Regional Miguel Álvarez del Toro, por todo su apoyo en la logística, programación y acompañamiento de las salidas de campo.

A mis compañeros del posgrado Christian, Celeste, Nidia, Yesica y Rafael por el apoyo mutuo a lo largo de los dos años de sufrimiento de este viaje.

A mis amigos Christian, Celeste y Nidia, que siempre creyeron en mí y me daban ánimos para terminar, Christian, ¡Papito!, gracias por la paciencia, por tu ayuda en estadística y con los mapas, Celeste gracias por las terapiadas me ayudaron ver que si podía y Nidia gracias por ser mi hermana, por alentarme, a ti en parte te debo se biólogo, te amo a pesar de todo. **¡QUE PLACER HABER COINCIDIDO CON USTEDES!**

A mis hermanas Nayelly, Nidia, Daniela, a mis colegas y amigos Luis Armando Ruiz, Iveth Fernández, Erick Vera, Erick Bravo, Arbey Albores, Manuel Badillo, Jesús Tóala y a mi esposa Juanita Nanguelu, por su valioso apoyo durante los muestreos de esta investigación, sin su valiosa ayuda no hubiera sido posible la realización de esta.

¡MUCHÍSIMAS GRACIAS A TODOS!

A José Luis Guzmán (†QEPPD), José Luis Montes Mendoza, Gonzalo Gonzáles y Sergio Pérez, guardaparques del CER “El Zapotal”, les agradezco por acompañarme y guiarme durante las primeras salidas y hacerlas más llevaderas.

Al biól Francisco Hernández Najarro, más conocido como él biólogo Paco, por su valiosa amistad, por las salidas a campo compartidas, por el mutuo interés y pasión que sentimos hacia las plantas, por ser mi mentor en el correcto manejo del herbario y en mi formación en el conocimiento de la flora de Chiapas, por siempre haber creído en mí y además por haberme dado la facilidad de consultar el herbario CHIP.

Al Dr. Carlos Rommel Beutelspacher Baigts, por sus años de amistad, por ser mi mentor en el conocimiento de la vasta flora de Chiapas, por siempre fomentar en mí el espíritu de investigador, por las muchas horas que nos hemos pasado estudiando las plantas por la pasión que compartimos hacia ellas, y por las amenas horas en las que hemos compartido los alimentos en su hogar (que es un jardín botánico), hablando de las plantas y la vida, por siempre mandarme sus buenos deseos e intenciones hacia mi persona.

¡Muchas gracias!

A mi amigo y colega Roberto García Martínez, que siempre me alentó a terminar, te agradezco mucho hermano, por todos tus ánimos. ¡Por más colaboraciones juntos, para ir a más lugares y poder descubrir más especies!

Al Dr. Fredy Alberto Falconi Briones, por su valiosa amistad, por tomarse el tiempo para apoyarme en el diseño de muestreo de los mamíferos y por apoyarme a la última revisión de este trabajo, créeme que tus comentarios fueron muy valiosos y abonaron a la mejora del manuscrito

Al Ing. Manuel Rivera Jaramillo por su apoyo y disposición de brindar su conocimiento de las plántulas producidas en el Jardín Botánico “Faustino Miranda” de la SEMAHN.

En memoria del Biól. Eduardo Palacios Espinosa, quien fue el primer botánico en caracterizar la vegetación del Zapotal.

ÍNDICE

RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN	2
2. MARCO TEÓRICO	5
2.1. Patrones de distribución de la biodiversidad en el trópico.	5
2.2. Herbivoría.	6
2.2.1 Diferencias entre ramoneo (<i>browsing, foraging</i>) y pastoreo (<i>grazing</i>).....	8
2.2.2 Herbivoría trófica.....	9
2.2.3. Herbivoría no trófica.....	9
2.3. Sobrepastoreo (<i>overgrazing</i>).	10
3. ANTECEDENTES	16
3.1. Estudios florísticos y faunísticos en el CER “El Zapotal”	16
3.2. Estudios sobre herbivoría trófica.....	16
3.3. Estudios de herbivoría trófica en exclusiones.....	18
3.4. Repercusiones de la defaunación en la estructura y composición.....	20
4. OBJETIVOS	21
4.1. Objetivo general.....	21
4.2. Objetivos específicos.....	21
5. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN	21
6. HIPÓTESIS	22
7. ÁREA DE ESTUDIO	23
7.1. Ubicación.....	23
7.2. Clima	23
7.3. Hidrografía.....	25
7.4. Historia de las zonas con alta y baja densidad de mamíferos.	25
8. MÉTODOS	29
8.1. Muestreo de mamíferos medianos y grandes con cámaras trampa.....	29
8.2. Composición florística y estructura de la vegetación.....	33
8.2.1. Toma de datos	34
8.2.2. Determinación de las especies.....	35
8.2.3. Determinación de las plántulas.....	36

8.3. Estimación de parámetros ecológicos para obtener la estructura.....	39
8.3.1. Dominancia absoluta	39
8.3.2. Dominancia relativa (DoR).....	40
8.3.3. Densidad absoluta (D)	40
8.3.4. Densidad relativa (DR)	40
8.3.5. Frecuencia (Fa).....	40
8.3.6. Frecuencia relativa (FR)	41
8.4. Índices de diversidad	41
8.5. Diversidad Alfa (α)	41
8.5.1. Índices equitatividad	42
8.5.2. Índice Shannon-Wiener.	42
8.5.3. Índices de dominancia	43
8.5.4. Índice de Simpson	43
8.6. Área bajo la curva.....	44
8.7. Análisis de la relación entre las formas de vida presentes, los tratamientos y temporadas (sequía y lluvias) en los Transectos	46
8.8. Determinación de la herbivoría.....	46
8.8.1. Herbivoría trófica.....	46
8.8.2. Herbivoría no trófica.....	52
9. RESULTADOS	57
9.1. Abundancia mamíferos.....	57
9.2. Determinación de la estructura y composición de la vegetación	59
9.2.1. Composición florística.....	59
9.2.2. Estructura horizontal.....	63
9.2.3. Abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia.	66
9.2.3.1.	67
9.3. Diversidad florística en las parcelas anidadas.	72
9.4. Relación entre las formas de vida presentes, los tratamientos y temporadas (sequía y lluvias) en los Transectos	75
9.5. Herbivoría trófica (Transectos).....	76
9.5.1. Composición de plántulas para el catálogo fotográfico de cotejo.....	76

9.5.2. Composición de plántulas encontradas en Transectos por tratamiento (época de estiaje).....	76
9.5.3. Composición de plántulas encontradas en Transectos por tratamiento (Época de Lluvias).....	77
9.6. Análisis de la herbivoría trófica y su relación con el VIR, AR, Fr o DR.....	79
9.6.1. El VIR y su relación con la herbivoría trófica.....	79
9.6.2. La AR y su relación con la herbivoría trófica.....	81
9.6.3. La DoR y su relación con la herbivoría trófica.....	84
9.6.4. La FR y su relación con la herbivoría trófica.....	86
9.7. Herbivoría no trófica.....	88
10. DISCUSIÓN.....	90
10.1 El papel de la dieta los mamíferos y aves dentro del BTS del CER EI Zapotal	90
10.2 Riqueza, composición, estructura y diversidad.....	91
10.2.1. Riqueza total entre tratamientos.....	91
10.2.2. Composición y diversidad florística de los tratamientos (Parcelas anidadas).....	92
10.2.3. Estructura horizontal de los tratamientos (Parcelas anidadas).....	93
10.2.4. Atributos estructurales.....	94
10.2.5. Diversidad florística.....	94
10.3 Herbivoría trófica (Transectos).....	96
10.4 Herbivoría no trófica.....	99
11. CONCLUSIÓN.....	101
12. REFERENCIAS DOCUMENTALES.....	102
13. ANEXOS.....	117

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación del Centro Ecológico Recreativo el Zapotal, tomado de Palacios Espinosa et al.,2016.....	24
Figura 2. Climograma del Centro Ecológico Recreativo “El Zapotal”, que muestra las relaciones entre la temperatura-precipitación de la zona, información tomada de la normal climatológica con información de 60 años (SMN, 2019)	24
Figura 3. a) Vista parcial del cerco hecho de malla ciclónica galvanizada y b) muro de concreto en la sección del perímetro que colinda al exterior del CER el Zapotal.....	27
Figura 4. Localización, delimitación, forma y perímetro del Polígono completo del CER, la porción de la BAJA con BTS y de la ALTA con BTS. Los puntos naranjas señalan el punto central de las parcelas establecidas en la BAJA y los puntos rosas señalan el punto central de las parcelas establecidas en la ALTA.....	28
Figura 5. Arreglo de las cámaras trampa en el de la ALTA y de la BAJA.....	31
Figura 6.a) Cámara trampa instalada, esta corresponde a la cámara-trampa 2 de la BAJA, a lado de esta se puede ver la laptop con la que se vaciaban las fotografías capturadas b) Prueba de ganeo para probar la efectividad de cámara-trampa 2 de la BAJA.....	32
Figura 7. Esquema de las parcelas de muestreo utilizadas en el estudio, tomado de Ramírez-Marcial <i>et al.</i> , 2001.....	33
Figura 8. a) Trazo con la cinta métrica de 20 m, para delimitar los individuos de especies vegetales que, considerados, b) medición del DAP de un árbol con fuste derecho, c) adecuación de la medición para árboles con contrafuertes y con un fuste inclinado.	35
Figura 9. a) Elaboración de un catálogo itinerante de las especies botánicas b) de árboles y c) plántulas del CER “El Zapotal”	38
Figura 10. Esquema de la división de la parcela, por medio de las cuerdas. Los puntos que se ubicaron dentro de alguna parte del área sombreada fueron descartados y sustituidos por otros.....	48
Figura 11. Ubicación de los transectos por medio de la brújula.....	49
Figura 12. Delimitación de los transectos y censo de las plántulas que estuvieron dentro de la parcela.....	49
Figura 13. Patrón de mordisqueo del venado cola blanca (<i>Odocoileus virginianus</i>). a) Se ve la rama sin mordisqueo de las hojas de <i>Critonia morifolia</i> , b) se ven las hojas de la misma rama de <i>C. morifolia</i> , que muestran daños de folivoría por parte de venados cola blanca cautivos en un hábitat de exhibición, c) Se ven rastros de ramoneo del venado cola blanca en las ramas desgarradas de plántulas de <i>Pithecellobium lanceolatum</i> de la P8 de la ALTA, d) patrón de herbivoría de invertebrados hacia hojas de plántulas de <i>P. lanceolatum</i> de la P8 de la ALTA.....	50
Figura 14. a) Establecimiento de una plántula artificial de 70 cm, obtenida del bambú nativo <i>Rhipidocladum pittieri</i> , se observan muchas huellas de venado cola blanca (<i>O. virginianus</i>), dado que esta se estableció	

en la P4 de la ALTA.13b se ve una plántula artificial derribada por la caída de una rama, esta plántula no se contabilizo y se volvió a colocar o se reemplazó dependiendo de su dureza.....	55
Figura 15. Ejemplo de una plántula artificial que fue derribada por el pisoteo del venado cola blanca (<i>O. virginianus</i>), se observan muchas huellas de este mamífero dado que esta se estableció en la P4 de la ALTA.....	55
Figura 16. Fotografías de cada una de las especies de mamíferos y aves encontrados durante los muestreos de las zonas ALTA Y BAJA del CER. a) <i>Ortalis vetula</i> , b) <i>Dasyprocta mexicana</i> , c) <i>Crax rubra</i> (hembra), d) <i>Procyon lotor</i> y <i>Odocoileus virginianus</i> (hembra).....	58
Figura 17. Distribución de frecuencias de las formas biológicas de las especies del BTS del BAJA y de la ALTA del CER “El Zapotal”	59
Figura 18. Distribución de frecuencias del número de especies compartidas y las exclusivas de cada tratamiento.....	61
Figura 19. Distribución de frecuencias de las familias mejor representadas en cuanto a número de especies en el BTS de la BAJA y ALTA del CER “El Zapotal”.....	61
Figura 20. Distribución de frecuencias de las familias mejor representadas en cuanto a número de géneros en el BTS de la BAJA y de la ALTA del CER “El Zapotal”	62
Figura 21. Distribución de frecuencias de los géneros mejor representados en cuanto a número de especies en el BTS de la BAJA y la ALTA del CER “El Zapotal”	63
Figura 22. Distribución de frecuencias de las clases diamétricas de árboles y arbustos dentro BTS de la BAJA y la ALTA del CER “El Zapotal”.....	64
Figura 23. Distribución de frecuencias del número de individuos de las especies más abundantes del BTS de la BAJA del CER “El Zapotal”, desglosados por clases diamétricas	65
Figura 24. Distribución de frecuencias del número de individuos de las especies más abundantes del BTS de la ALTA del CER “El Zapotal”, distribuidos por clases diamétricas.....	66
Figura 25. Distribución de frecuencias de especies más abundantes del BTS de BAJA y de la ALTA del CER “El Zapotal”	66
Figura 26. Distribución de frecuencias de las familias del BTS de la BAJA del CER “El Zapotal”, con valores porcentuales más altos de los atributos estructurales. DoR (Dominancia Relativa), DR (Densidad Relativa) y FR (Frecuencia Relativa), IVI 100 (Índice de Valor de Importancia al 100%).....	69
Figura 27. Distribución de frecuencias de las familias del BTS de la ALTA del CER “El Zapotal”, con sus valores porcentuales más altos de los atributos estructurales. DR (Dominancia Relativa), DeR (Densidad Relativa) y FR (Frecuencia Relativa), IVI 100 (Índice de Valor de Importancia al 100%).....	71
Figura 28. Promedios de los valores de abundancia de las especies con ajuste para cada uno de los parámetros de biodiversidad, para todos los círculos de ambos tratamientos BAJA y ALTA.....	72
Figura 29. Promedios de los valores de abundancia de las especies con ajuste, para cada uno de los parámetros de biodiversidad, con respecto al círculo A de ambos tratamientos BAJA y ALTA.....	73
Figura 30. Promedios de los valores de abundancia de las especies con ajuste para cada uno de los parámetros de biodiversidad, con respecto al círculo B en ambos tratamientos BAJA y ALTA.....	73

Figura 31. Promedios de los valores de abundancia de las especies con ajuste, para cada uno de los parámetros de biodiversidad, con respecto al círculo C en ambos tratamientos BAJA y ALTA.....	74
Figura 32. Promedios de los valores de abundancia de las especies con ajuste, para cada uno de los parámetros de biodiversidad, con respecto al círculo D en ambos tratamientos BAJA y ALTA.....	74
Figura 33. Promedios de los valores de abundancia de las especies con ajuste, para cada uno de los parámetros de biodiversidad, con respecto al círculo E en ambos tratamientos BAJA y ALTA.....	75
Figura 34. Plántulas que presentaron herbivoría trófica de mamíferos. a) y b) son plántulas de <i>Lonchocarpus guatemalensis</i> ; c) se muestra una plántula de <i>Pithecellobium lanceolatum</i> y se observa una plántula de <i>Simarouba amara</i>	78
Figura 35. Relación del VIR y la herbivoría trófica, en la época de secas.....	80
Figura 36. Relación del VIR y la herbivoría trófica, en la época de lluvias.	81
Figura 37. Relación de la AR y la herbivoría trófica, en la época de secas.....	82
Figura 38. Relación de la AR y la herbivoría trófica, en la época de lluvias.	83
Figura 39. Relación de la DoR y la herbivoría trófica, en la época de secas.....	84
Figura 40. Relación de la DoR y la herbivoría trófica, en la época de lluvias.....	85
Figura 41. Relación de la FR y la herbivoría trófica, en la época de secas.....	86
Figura 42. Relación de la FR y la herbivoría trófica, en la época de lluvias.....	87
Figura 43. Relación entre la herbivoría no trófica expresada en plántulas artificiales derribadas y su relación con los tratamientos.....	89

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Marcha de la temperatura media y precipitación mensual. Información tomada de la normal climatológica (1951-2010), por la estación climatológica: 7165 TUXTLA GUTIERREZ (SMN, 2019).....	25
Tabla 2. Abundancias Relativas de mamíferos y aves, encontradas en cada tratamiento.....	57
Tabla 3. Especies con mayor dominancia relativa del BTS dentro de la BAJA del CER “El Zapotal”	67
Tabla 4. Atributos estructurales de las especies leñosas en 1 ha de BTS de la BAJA del CER “El Zapotal”, ordenadas por su valor de importancia relativa (VIR). Se enlistan únicamente las especies con VIR ≥ 1%. FR=Frecuencia Relativa, DR= Densidad Relativa, DoR= Dominancia Relativa.	68
Tabla 5. Especies con mayor dominancia relativa del BTS de la ALTA del CER “El Zapotal”	69
Tabla 6. Atributos estructurales de las especies leñosas en 1 ha del BTS de la ALTA del CER “El Zapotal”, ordenadas por su valor de importancia relativa (VIR). Se enlistan únicamente las especies con VIR ≥ 1%. FR= Frecuencia Relativa, DR= Densidad Relativa, DoR= Dominancia Relativa.	71
Tabla 7. Niveles de herbivoría general y coeficientes de herbivoría para las distintas formas de vida y su relación con las estaciones del año.	76
Tabla 8. Variables incluidas en el modelo y coeficientes de la regresión para la época de secas.....	80
Tabla 9. Variables incluidas en el modelo y coeficientes de la regresión para la época de lluvias.	81
Tabla 10. Variables incluidas en el modelo y coeficientes de la regresión para la época de secas.	82
Tabla 11. Variables incluidas en el modelo y coeficientes de la regresión para la época de lluvias.....	83
Tabla 12. Variables incluidas en el modelo y coeficientes de la regresión para la época de secas.	84
Tabla 13. Variables incluidas en el modelo y coeficientes de la regresión para la época de lluvias.....	85
Tabla 14. Variables incluidas en el modelo y coeficientes de la regresión para la época de secas.....	86
Tabla 15. Variables incluidas en el modelo y coeficientes de la regresión para la época de lluvias.....	87
Tabla 16. Cantidad de plántulas artificiales derribadas en cada medición, para cada tamaño y en cada tratamiento.....	88
Tabla 17. Relación entre la herbivoría no trófica expresada en plántulas artificiales derribadas y su relación con los tratamientos, se muestran los coeficientes de la regresión para las plántulas derribadas por el pisoteo (Herbivoría no trófica) y sus relaciones entre sus tamaños (grandes y pequeñas) y los tratamientos	89

“Está inflamada mi alma con un inextinguible amor por las plantas”

Carl Nilsson Linnaeus

RESUMEN

Se determinó si la herbivoría tiene un efecto en la estructura y composición del BTS del CER “el Zapotal”, Tuxtla Gutiérrez. Se evaluó de la estructura y composición de dos tratamientos preestablecidos por el manejo: la zona con alta densidad de mamíferos (ALTA) y la zona con baja densidad de mamíferos (BAJA) para esto se establecieron 10 parcelas anidadas de 0.1 ha, midiéndose individuos con diferentes rangos de DAP ($CE \geq 30$ cm, $CD = \geq 10$ y ≤ 30 cm, $CC \geq 5$ cm y ≤ 10 , $CB = \leq 5$ cm y $CA =$ Plántulas ≥ 50 cm de altura). En la BAJA se obtuvieron 43 familias, 71 géneros, 83 especies y una subespecie. En la ALTA se determinó un total de 35 familias, 57 géneros, 66 especies y 3 subespecies. Se obtuvo la abundancia, dominancia, frecuencia y el índice de valor de Importancia (IVI) de cada una de las especies por tratamiento. Se comparó la diversidad florística entre tratamientos obteniendo el valor de p de Riqueza, Índice de Shannon, Inverso de Simpson y Área bajo la curva, para ver si eran estadísticamente significativos; encontrando diferencias estadísticamente significativas en los círculos A y B ($p=0.0167$ y $p=0.00147$, respectivamente). Se hizo la medición de la folivoría por herbívoros mamíferos, resultando que el único folívoro fue el venado cola blanca, se determinó la ausencia o presencia de folivoría plántulas ≥ 5 cm de altura, en la estación de secas y lluvias, con estos valores se realizó un modelo de regresión logística en las que se correlacionaron el Valor de importancia relativa (VIR), Densidad relativa (DR), Frecuencia relativa (FR) o Dominancia relativa (DR) de las especies encontradas por tratamiento con la presencia o ausencia de folivoría, encontrándose diferencia significativa en la época de secas que es cuando la herbivoría trófica juega un papel más importante en la relación VIR y abundancia de plántulas con herbivoría entre los tratamientos ($p=0.0798$). No hubo diferencias significativas en las formas de vida y su correlación con la herbivoría, tampoco la temporada marcó un efecto hacia las preferencias de los herbívoros hacia determinada forma de vida entre tratamientos. Con respecto a la herbivoría no trófica los resultados muestran que hubo una diferencia estadística significativa ($p= 0.0203$) entre la zona de alta densidad de mamíferos comparada con la de baja densidad, pero solo en las plántulas artificiales pequeñas (50 cm) no así cuando se compararan el daño que sufrieron las plántulas artificiales de 70 cm que no tuvieron diferencias estadísticas significativas ($p=0.6851$). Se espera que este estudio contribuya a la comprensión de los efectos de la herbivoría trófica y no trófica sobre ecosistemas tropicales.

Palabras clave: Herbivoría trófica, Herbivoría no trófica, Plántulas Artificiales, Estructura y Composición, Sobrepastoreo.

1. INTRODUCCIÓN

Es notable el papel que las diversas interacciones tienen los herbívoros con las plantas cuya condición es resultado de estas, algunas de las más importantes son la herbivoría (consumo de la planta), la competencia (que se da entre los herbívoros y los depredadores de éstos), durante la vida útil de las plantas (Boege y Marquis, 2005).

El consumo de follaje por los herbívoros puede afectar varios atributos de las plantas tales como su química defensiva y nutricional, sus patrones de crecimiento, fecundidad, su abundancia y en última instancia su supervivencia (Dirzo, 2001; Warner and Cushman, 2002; Wright *et al.*, 2007; Bescha *et al.*, 2023). Los herbívoros pueden ocasionar heterogeneidad espacial o temporal en el medio ambiente o en los procesos demográficos de las plantas (Huntly, 1991; Souza *et al.*, 2022; Huanca-Núñez *et al.*; 2023).

La distribución y abundancia de algunas especies de plantas pueden estar influenciadas al menos en parte por el ramoneo de los herbívoros (Janzen, 1970, Lorite *et al.*, 2021; Souza *et al.*, 2022). Los herbívoros pueden modificar la estructura y composición de la comunidad vegetal, al disminuir las poblaciones de las plantas más abundantes, aminorando el número de plántulas y semillas (Silman *et al.*, 2003; Huanca-Núñez *et al.*; 2023; Quintero *et al.*, 2023); también debido a sus hábitos de consumo alimenticio (Bertness, 1984, Lorite *et al.*, 2021). La modificación de la estructura y composición de la comunidad vegetal es resultado del daño desigual a las tasas de crecimiento de las plantas, por parte de los herbívoros (Huntly, 1991; Beck *et al.*, 2013; Lorite *et al.*; 2021; Souza *et al.*; 2022; Huanca-Núñez *et al.*; 2023).

Para un herbívoro en particular, las interacciones animal-planta, que promueven su especialización en una planta o grupo de plantas específicas, tiene que ver con las fuerzas selectivas que actuaron sobre el ancestro del herbívoro y el ancestro de la planta o conjunto de plantas, lo que resulta en el comportamiento alimenticio actual de los herbívoros, que es resultado de la depredación ancestral selectiva (Dirzo, 1980).

Se ha demostrado que la herbívora en plántulas es selectiva y cambia la configuración de la abundancia, riqueza, estructura y composición de la comunidad vegetal (Hanley, 1998; Beck *et al.*, 2013; Theimer *et al.*, 2011; del Val, 2013; Lorite *et al.*, 2021; Souza *et al.*, 2022). Por ejemplo, algunos de los factores que intervienen en la probabilidad de la remoción de una plántula son: la palatabilidad de las plántulas, tamaño y morfología, junto con la frecuencia, distribución y el tiempo de emergencia de las plántulas (Hanley, 1998). La etapa de plántula es la más vulnerable del ciclo de vida, ésta comprende entre la germinación de la semilla y el establecimiento de una planta juvenil independiente (Kitajima y Fenner, 2000; Brocardo *et al.* 2013; Beck *et al.*, 2013; Souza *et al.*, 2022). En el caso de los herbívoros mamíferos, el papel del pisoteo que ejercen disminuye la supervivencia de las plántulas y regula su abundancia (Roldán y Simonetti, 2001; Morgridge, 2013; Souza *et al.*, 2022).

Dado lo anterior se concluye que la presencia de los diferentes tipos de herbívoros, resulta importante en la estructuración de una comunidad vegetal (Altrichter *et al.*, 2012; O'Farrill *et al.*, 2013). Se ha comprobado que los impactos de las actividades humanas, principalmente la agricultura, la caza furtiva y la caza comunitaria, no quedan aislados al lugar en donde se desarrollan (Villanueva *et al.*, 2024). Por medio de la caza se eliminan, por defaunación directa, a los depredadores superiores y después a los herbívoros mayores, lo que provoca el fenómeno del “bosque vacío”, quedando los árboles, pero sin la fauna acompañante (Redford, 1992, Dirzo *et al.*, 2014).

La situación económica precaria de muchos países tropicales resulta en el desempleo de gran parte de su población, que encuentra en la cacería una fuente de recursos (Villanueva *et al.*, 2024). Esta situación, acompañada del cambio de uso de suelo, junto con los avances tecnológicos, que han provocado el aumento en el rendimiento del tiempo destinado a la caza, hacen vulnerables a los bosques tropicales que antes eran impenetrables y promueven el aminoramiento de la densidad poblacional de las presas. Así mismo, los cazadores buscan preferentemente especies de animales grandes, por poseer mayor cantidad de carne y por ser especies carismáticas, además

de aprovechar sus pieles, ornamentos y supuestas propiedades medicinales (Wright *et al.*, 2007).

Las especies perseguidas por la cacería, son en su mayoría las de mayor tamaño, estas naturalmente tienen abundancias reducidas, cuando son cazadas excesivamente su abundancia disminuye a un punto donde sus funciones ecológicas no pueden ser cumplidas y estas son asumidas no completamente por especies más pequeñas (Redford, 1992; Wright *et al.*, 2007; Ripple *et al.*, 2016).

En particular, en ecosistemas tropicales se ha visto que las especies pequeñas tienden a comer con más intensidad semillas pequeñas, lo que tiene como resultado la liberación de la herbivoría de semillas grandes; en consecuencia, existe una mayor densidad de especies con semillas grandes, lo que altera la composición de las especies vegetales (Martínez-Ramos *et al.*, 2016, Huanca-Nuñez *et al.*; 2023).

El presente trabajo está enfocado al estudio de los efectos de la herbívora de mamíferos en la estructura y composición del Bosque Tropical Subcaducifolio (*sensu* Rzedowski, 2006) del CER el Zapotal, Chiapas, México; el sitio de estudio son dos tratamientos, una zona que tiene alta densidad de mamíferos medianos y pequeños sin restricciones; y la Zona de baja densidad de mamíferos, que presenta una restricción hacia los mamíferos.

2. MARCO TEÓRICO

2.1. Patrones de distribución de la biodiversidad en el trópico.

Desde el siglo XIX se ha observado la gran diferencia de las características de la biodiversidad presente en los bosques tropicales en comparación con la presente en las zonas templadas, se pueden hacer tres generalizaciones al respecto: 1) los bosques tropicales húmedos se caracterizan por tener muchas especies de árboles en comparación con los bosques templados; 2) en los bosques tropicales hay una baja densidad de árboles maduros de cada especie a diferencia de los bosques templados, y 3) la mayoría de las especies de árboles tropicales de tierras bajas, los adultos no producen nuevos adultos en sus inmediaciones (Janzen, 1970).

Actualmente la macroecología de la biodiversidad desenreda los factores locales y regionales de la biodiversidad mediante la exploración de las relaciones de la biodiversidad a gran escala con gradientes ambientales o bióticos, la generalización de las relaciones de la biodiversidad local en distintas regiones o la comparación de los patrones de biodiversidad entre grupos de especies; la perspectiva macroecológica también es importante a escala local: una comprensión completa de los factores locales de la biodiversidad, incluido el impacto humano, exige que se tengan en cuenta los procesos regionales; esto requiere saber qué especies podrían habitar un sitio (el conjunto de especies), incluidas las que actualmente están ausentes (diversidad oscura) (Pärtel *et al.*,2016).

La macroecología de la biodiversidad está avanzando rápidamente en la actualidad debido a una acumulación sin precedentes de datos sobre biodiversidad, nuevas técnicas de muestreo y métodos analíticos, todo lo cual nos prepara mejor para enfrentar los desafíos actuales y futuros en la ecología y la conservación de la biodiversidad (Pärtel *et al.*,2016).

2.2. Herbivoría.

Históricamente la herbivoría ha sido considerada una interacción antagonista en la que el animal consume un tejido de una planta, en la cual el herbívoro consigue el alimento necesario para cubrir sus requerimientos energéticos y la planta pierde tejido con repercusiones negativas o fatales para su desempeño o adecuación (del Val, 2013). La idea de que la herbivoría es una interacción antagónica, es abordada en la definición de Coley y Barone (1996), quienes definen la herbivoría como el daño a las hojas hecho por insectos, mamíferos y patógenos.

Otra definición que aborda la herbivoría desde la concepción de una interacción antagónica es la propuesta por Huntly (1991), que concibe a la herbivoría como el origen del detrimento de la biomasa o de los individuos de plantas o conjunto de éstos; los efectos diferenciales de la herbivoría pueden alterar los patrones de rendimiento y persistencia de la planta, la mortalidad o impacto en la condición de las plantas por los herbívoros que modifican la densidad o biomasa de las poblaciones de las plantas, pero las interacciones de las plantas con sus recursos o con otras especies de plantas permanecen inalteradas per cápita o por biomasa.

Actualmente debido a los avances en el estudio de la herbivoría, hay evidencias de que esta interacción no siempre afecta negativamente a las plantas (aunque los estudios que confirman el carácter antagonista de la herbivoría son más), en ocasiones no hay efectos y en otros casos puede haber efectos positivos en las plantas dados principalmente por la sobrecompensación (del Val, 2013). Un ejemplo de la herbivoría con un efecto positivo, son los resultados del trabajo de Paige y Whitham, (1987), que demostraron que las plántulas de *Ipomopsis aggregata* en estado silvestre reaccionaron favorablemente a la herbivoría de mamíferos ungulados (cuando estos removieron el 95 % o más de la biomasa aérea de *I. aggregata*), teniendo promedios de producción de semillas y subsecuente supervivencia de plántulas que fueron 2.4 veces mayores que en los controles sin ramoneo.

Los animales herbívoros varían en tamaño desde diminutos áfidos hasta enormes elefantes. Algunos herbívoros comen sólo hierba, otros consumen hojas, corteza, savia,

raíces, semillas, frutos, flores, néctar o polen, parte de la energía almacenada en forma de carbohidratos en las plantas se transforma en tejido del herbívoro, que a su vez satisface las necesidades energéticas de los animales del siguiente nivel trófico, los carnívoros (Dyer *et al.*, 1993). Los herbívoros, situados en el centro de las cadenas alimenticias, ocupan una buena situación para mantener el equilibrio de los niveles por encima y por debajo de ellos, o para alterarlo de forma drástica (Dyer *et al.*, 1993, Ripple y Beschta 2003, 2007, 2012; Beschta *et al.*, 2023).

Los efectos de la herbivoría durante cualquier etapa de la historia de vida de una planta dada cambian significativamente en función de los distintos tipos de herbívoros (Warner y Cushman, 2002). El trabajo de Paine *et al.*, (2016) demuestra que los mamíferos pequeños y medianos desempeñan un papel más importante en la transición de la semilla a la plántula que los mamíferos grandes, ya los mamíferos pequeños y medianos que tuvieron mayor tasa de consumo de las semillas y estudios como el de Boege, (2005) demuestran que las características que influyen en la calidad de la planta como alimento y/o refugio para los herbívoros pueden cambiar durante la ontogenia de la planta y, como consecuencia, influir en la cantidad de herbivoría que reciben las plantas a medida que se desarrollan, una de las principales conclusiones de este trabajo fue que la densidad de herbívoros ,y como consecuencia, el daño de las hojas fue menor en los árboles reproductivos de *Casearia nitida* que en los árboles jóvenes debido tanto a los rasgos que influyen en la calidad de los alimentos como a los rasgos arquitectónicos o defensivos indirectos no medidos que influyen en la preferencia del ramoneo de los herbívoros.

En cuanto el daño causado por la herbivoría por los dos principales grupos de herbívoros terrestres, respecto a los invertebrados, su ataque de suele tener pocas consecuencias en cuanto a la mortalidad de las plantas, el efecto generalmente está determinado por el fenotipo, la salud y la adecuación de la planta individual (de la Cruz y Dirzo, 1987); comparado con esto el ramoneo de pequeños mamíferos (Griffin, 1976; Hulme, 1994) y principalmente de los medianos y grandes mamíferos, frecuentemente conduce a la muerte de plántulas y retoños (Dirzo y Miranda, 1991; Beck *et al.*, 2013; Beschta *et al.*,

2023; Brocardo *et al.*, 2013; Morgridge, 2013; Ripple y Beschta, 2003, 2007, 2012; Souza *et al.*, 2022;).

Las plantas a menudo se clasifican según el grado en que resisten o toleran la herbivoría; las plantas resistentes tienen características que reducen la selección de plantas (como las defensas químicas o el bajo contenido digestible) o características que reducen las tasas de consumo (como la dureza de las hojas o las defensas morfológicas); las especies tolerantes pueden soportar algo de defoliación con pocos cambios en el crecimiento, la supervivencia o la reproducción, mientras que las especies intolerantes son más sensibles a la defoliación (Côté *et al.*, 2004).

2.2.1 Diferencias entre ramoneo (*browsing, foraging*) y pastoreo (*grazing*)

El ramoneo es una forma de alimentación en que un herbívoro se alimenta de hojas, brotes tiernos, flores o frutos de plantas de alto crecimiento, generalmente leñosas, como los arbustos y/o árboles. Esto contrasta con el pastoreo, generalmente asociado con animales que se alimentan de diversas especies de gramíneas u otras plantas pequeñas. Un ejemplo de esta dicotomía son los tapires y venados (que son ramoneadores) y ovejas (que pastorean) (Chapman y Reiss, 1999; Côté *et al.*, 2004; Falconi-Briones *et al.*, 2022).

El ramoneo de *O. virginianus* altera las formas de crecimiento de la planta cuando se elimina la rama terminal, se rompe la dominancia apical y las yemas axilares dan lugar a una profusión de ramas (Côté *et al.*, 2004).

Las plantas de crecimiento lento tolerarán menos el ramoneo, particularmente si dicho ramoneo se repite, las plantas del sotobosque de los bosques sombríos, incluidos los arbustos tolerantes a la sombra y las plántulas de árboles, pueden ser particularmente vulnerables al ramoneo del *O. virginianus*, al igual que las pequeñas hierbas del bosque efímeras de primavera y principios de verano que pierden todas sus hojas o flores en un solo bocado y no pueden volver a crecer, toleran mal la herbivoría (Augustine & McNaughton 1998, Augustine y DeCalesta 2003).

2.2.2 Herbivoría trófica

La herbivoría trófica se refiere a la ingesta de cualquier tejido vegetal, los tipos de herbivoría trófica más prominentes son: depredación de semillas, florivoría, rizovoría, agallas, minadores y defoliación (Dirzo y Domínguez, 1995; Del Val, 2013). En el presente trabajo, en cuanto a la herbivoría trófica, se analizó el efecto de la defoliación o folivoría de los mamíferos presentes en el CER el Zapotal.

2.3.1.1. Defoliación o folivoría

En este trabajo se consideran como sinónimos defoliación y folivoría, esta última viene del latín, etimológicamente significa: “que come hojas”, sus componentes léxicos son: *folius*= hoja y *vorus*= que sea alimenta de (DECEL, 2021).

La folivoría es la remoción o daño hacia las hojas por parte de los herbívoros, históricamente es el tipo de herbivoría trófica más estudiado, dado a que es el tipo de herbivoría más notorio (Dirzo y Miranda, 1991; Dirzo y Domínguez, 1995; Boege, 2005; Del Val, 2013; Morgridge, 2013; Souza *et al.*, 2022). Se ha demostrado que la pérdida de hojas, influye negativamente en la adecuación de las plantas (Marquis, 1984). Coley y Barone, (1996), señalan que las tasas de consumo de los herbívoros, hacia las hojas jóvenes son de cinco a 25 veces superiores comparadas con las de las hojas maduras.

2.2.3. Herbivoría no trófica

Históricamente el término herbivoría solo se había enfocado al estudio del consumo de un determinado tejido vegetal por parte de los herbívoros (Del Val, 2013; Morgridge, 2013), pero actualmente debido al avance del estudio de la herbivoría se ha hecho una diferenciación, en la cual, la ingesta de un tejido vegetal por parte de un herbívoro, va a llamarse herbivoría trófica; y el daño físico hacia las plantas que acompaña a la marcha para el ramoneo de los mamíferos y demás vertebrados, afectando negativamente la adecuación y sobrevivencia de estas, se denominará herbivoría no trófica (Morgridge, 2013; Dirzo *et al.*, 2014; Kauffman *et al.*, 2023).

El primer trabajo de la herbivoría no trófica del que se tiene registro, fue el de Clark y Clark (1989), que consideran que el daño físico que acompaña al ramoneo es factor de mortalidad de las plántulas que no se había medido, es por ello que proponen una metodología en la cual utilizan plántulas artificiales construidas a partir de pajillas de plástico y una “radícula” artificial de alambre, para medir el daño físico causado por la caída de hojarasca y por el paso de los vertebrados en una selva húmeda tropical de Costa Rica. Del total de 500 plántulas artificiales que pusieron, pudieron determinar el agente causal que las daño en el 40.2 % de estas, un 19.2% estuvo asociado a la caída de hojarasca y ramas muertas y el 21.0 % estuvo asociado a la actividad de vertebrados.

De los escasos estudios disponibles acerca de la herbivoría no trófica y sus efectos, destaca el trabajo notable de Karban *et al.*, (2013), en donde se describe un patrón, que beneficia al estado larval de la mariposa *Platyrepia virginalis*, en la que a una mayor acumulación de hojarasca en la base de su planta hospedera *Lupinus arboreus*, esta especie de mariposa herbívora registró una menor mortalidad en los estadios larvales tempranos. La depredación ejercida por las hormigas *Formica lasioides* y *Tapinoma sésil* hacia *P. virginalis*, se incrementó cuando la capa de grosor de hojarasca disminuyó; la hojarasca actuó como un recurso no trófico importante, lo que permitió a las orugas evadir la depredación de las hormigas, de modo que los sitios húmedos con hojarasca profunda actúan como hábitat para las poblaciones de origen para las orugas; los resultados concluyen en que son fuertes efectos de las interacciones tróficas y no tróficas, ya que las plantas proporcionaron indirectamente un hábitat limitante, y este hábitat heterogéneo afectó fuertemente el riesgo de depredación y, en última instancia, la abundancia y distribución de las orugas.

2.3. Sobrepastoreo (*overgrazing*).

Para la biología de la conservación cuyo objetivo se resume en conservar la mayor cantidad de especies y sus interacciones, el término sobrepastoreo implicaría un pastoreo que está por encima de un nivel en el que otros aspectos de la biodiversidad están amenazados, es decir, cuando el pastoreo está en conflicto con los esfuerzos de conservación para la Ecología de Poblaciones, cuyo objetivo es explicar la dinámica de

la población de una especie de herbívoro, el sobrepastoreo es simplemente el período en el que una población de herbívoros está por encima de la capacidad de carga (K) (Mysterud, 2006).

El sobrepastoreo en una concepción simple se puede definir como un exceso de herbivoría que conduce a la degradación de los recursos vegetales y del suelo; en un principio se consideraba que el exceso de herbivoría solo podía ser inducida y definida por los seres humanos, en explotaciones ganaderas; sin embargo, un estudio de caso importante de sobrepastoreo en ecosistemas con poca o nula alteración por el ser humano es el del parque Nacional Yellowstone (PNY) donde se conjugaron tres razones que resultaron en la sobrepoblación del alce (*Cervus elaphus*) que provocó el sobrepastoreo en esta reserva (Coughenour y Singer 1996, 2000; Keigley, 2018). Los cuales fueron:

La primera es que los alces dentro del parque han sido protegidos de la caza desde 1883 y que el último lobo del parque fue eliminado en 1926. Por lo tanto, parecía claro que los alces buscarían refugio de los cazadores y los lobos (*Canis lupus*) permaneciendo dentro del PNY.

En segundo lugar, se creía que pocos alces habían invernado en el parque antes de 1978. En cambio, la manada de alces presumiblemente había emigrado fuera del parque y muy abajo en el Valle del Paraíso cada invierno. Sin embargo, en esos primeros días no se realizaban censos de alces de invierno. No está claro qué parte de la manada pudo haberse movido valle abajo, cuál fue la distribución total de la manada o cómo esto habría variado en respuesta a la severidad del invierno.

En tercer lugar, se asumió que el desarrollo de la ganadería fuera del parque había terminado con los patrones migratorios tradicionales de los alces del uso de estos rangos de invierno tradicionales, mientras que la caza sin restricciones eliminó la migración.

Con la extirpación de los lobos en 1926, la población de los alces aumento a niveles nunca registrados, en 1929 se da el primer registro de alarma por sobrepastoreo y este empeoro 1933, afectando a los pastizales y la artemisa (*Artemisia tridentata*), el abeto Douglas (*Pseudotsuga menziesii*), el sauce (*Salix spp.*), el álamo temblón (*Populus tremuloides*) y el enebro de las Montañas Rocosas (*Juniperus scopulorum*) (Wright y Thompson, 1935).

Desde 1935 los guardabosques del PNY, compensaron durante casi tres décadas el exterminio del lobo (un depredador clave) provocado por los humanos, matando alces; hasta 1962 que por orden del congreso de los E.U.A., se prohibió que los guardaparques siguieran con el control artificial de los alces, los administradores del parque consideraron que factores ambientales como los incendios tendrían el papel central para la regulación de los alces, pero desde la década de los 60's, su población siguió en aumento hasta que en 1995 se reintrodujeron 14 lobos canadienses y fue hasta ese momento que la población de alces empezó a decaer; en dos décadas la población de alces había disminuido aproximadamente un 80 % (Keigley, 2018).

El estudio de Ripple y Beschta, (2003), fue de los primeros en indicar que la reintroducción de los lobos en el PNY, tuvo hubo una liberación de la herbivoría hacia álamos y sauces, lo que permitió el aumento de sus alturas, y en ese tiempo se consideraba que era un signo primario de la restauración de comunidades vegetales ribereñas.

Con respecto a experimentos de seguimiento que evaluaron la recuperación de los álamos en Yellowstone, Ripple y Beschta (2007, 2012) compararon el crecimiento anual actual (CAA) de los álamos líderes no ramoneados (una medida de la productividad del sitio) para dos grupos adyacentes de rodales que diferían en gran medida en la altura de los álamos jóvenes; encontraron que el CAA promedio era casi idéntico en ambos grupos de rodales, pero el grupo con una tasa de ramoneo más baja tenía álamos jóvenes más altos, lo que demuestra que las diferencias en altura no se debían a diferencias en la calidad del sitio, sino a diferencias en el ramoneo. Además, Painter *et al.*,(2014, 2015)

analizaron álamos jóvenes de parcelas aleatorias dentro de rodales seleccionados aleatoriamente y no encontraron ninguna relación entre la productividad y la altura de los álamos jóvenes, sino una relación inversa entre el ramoneo y la altura.

Beschta *et al.* (2023) y Painter *et al.* (2024) después de la revisión y análisis de varios trabajos sobre la liberación de herbivoría hacia el álamo temblón (*P. tremuloides*) en Yellowstone concluyen que estos han demostrado sistemáticamente que la disminución del ramoneo ha dado lugar a mayores alturas de plantas jóvenes en el área de distribución norte del parque, resultados coherentes con una cascada trófica en curso. Aunque, desde una perspectiva ecológica, la recuperación de las poblaciones de álamos todavía se encuentra en una etapa temprana, además los efectos del cambio climático y el aumento de la población de bisontes pueden afectar la forma en que esa recuperación se lleve a cabo en el futuro (Keigley, 2018; Beschta *et al.* 2023; Kauffman *et al.* 2023; Hartley, 2024).

En el caso específico de los cérvidos se ha documentado que sus poblaciones han aumentado drásticamente en abundancia en todo el mundo en las últimas décadas, estos al alimentarse selectivamente, afectan el crecimiento y la supervivencia de muchas especies de hierbas, arbustos y árboles, modificando los patrones de abundancia relativa y la dinámica de la vegetación; en los bosques, el ramoneo excesivo sostenido reduce la cubierta vegetal y la diversidad, altera el ciclo de los nutrientes y el carbono, y redirige la sucesión para cambiar la composición futura del dosel; las reducciones en la caza y los depredadores naturales en Europa y América del Norte también han contribuido al aumento de las poblaciones de cérvidos (Côté *et al.*, 2004) y esto provoca agudas alteraciones en las comunidades vegetales (Terborgh *et al.*, 1999; Ripple y Beschta, 2003, 2007, 2012; Painter *et al.*, 2014, 2015, 2018; Beschta y Ripple, 2016; Beschta *et al.*, 2023).

Uno de los primeros experimentos sobre la dinámica poblacional del venado cola blanca y los efectos de la sobrepoblación en la vegetación se dio en la Reserva George en Michigan y fue llevado a cabo por McCullough, (1979) cuyo trabajo concluyó que la

introducción del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en un área cercada demostró que, debido a que los venados tienen una tasa de crecimiento potencial tan alta, pueden abrumar fácilmente la capacidad de carga de su entorno y, en consecuencia, tener impactos negativos fuertes y persistentes en la vegetación.

Mysterud, (2006) sugiere revisar los siguientes siete aspectos para saber si existe sobrepastoreo para un determinado ecosistema:

1. ¿Los efectos son reversibles o irreversibles? Los casos más severos de sobrepastoreo son cuando los efectos son irreversibles (en la escala de un siglo). Esto puede deberse a la erosión con la subsiguiente pérdida permanente de nutrientes y minerales del suelo. Puede causar cambios 'catastróficos' entre estados estables alternativos, y el ecosistema puede estabilizarse en un nuevo equilibrio con un nivel de productividad (mucho) más bajo.
2. ¿Se produce erosión? El primer signo evidente de erosión es cuando las áreas de suelo desnudo debido a la mortalidad de plantas están aumentando. Sin embargo, incluso sin erosión, la invasión de plantas químicamente defendidas resistentes al pastoreo puede ser permanente o al menos durar décadas. La extinción local de las fuentes de semillas, las alteraciones fundamentales en las vías de sucesión y los cambios en los procesos de los ecosistemas también pueden provocar efectos irreversibles del pastoreo.
3. Si los efectos son reversibles, ¿cuánto tiempo llevará restablecer la cobertura vegetal original? Cuanto más se tarde en restablecer la cobertura vegetal original, más grave será el sobrepastoreo.
4. ¿Las poblaciones de herbívoros son estables, aumentan o disminuyen? Las situaciones de sobrepastoreo generalmente ocurrirán cuando el tamaño de la población sea grande. Será importante saber desde cuándo la población de herbívoros ha sido tan alta, para saber si la situación es estable (es decir, que ya se ha alcanzado

un nuevo equilibrio), empeorando o mejorando. Sin embargo, incluso si la población de herbívoros es estable, no significa que el nivel de sobrepastoreo no esté aumentando a menos que esta haya sido la situación durante mucho tiempo.

5. ¿Qué proporción de las plantas alimenticias comestibles se sobrepastorea? Algunas plantas altamente preferidas pueden disminuir su cobertura sin que esto tenga mucho efecto sobre la biomasa total de plantas utilizadas por un herbívoro específico. Cuando las plantas previamente 'preferidas en promedio' o las plantas forrajeras principales disminuyen en la cobertura, esto indicará que el sobrepastoreo es más severo. Esto es equivalente a preguntar cuánto ha cambiado la capacidad de carga.
6. ¿Se han visto afectadas grandes áreas por el excesivo pastoreo? Prácticamente en cualquier sistema de pastoreo, se pueden encontrar pequeños espacios de suelo desnudo alrededor de pozos de agua, lamederos de sal o a lo largo de cercas que pueden atribuirse al pisoteo y que pueden denominarse sobrepastoreo local, aunque no tendrán un efecto grave sobre el sistema. El sobrepastoreo es un concepto casi sin sentido a menos que se considere la escala espacial. Los pequeños parches de suelo desnudo no disminuirán mucho la capacidad de carga.
7. ¿Pueden las manipulaciones del hábitat alterar la situación? En algunos casos, el manejo puede modificar el hábitat para reducir los impactos negativos incluso sin reducir los niveles de herbívoros. Por ejemplo, la silvicultura puede talar árboles coníferos de baja calidad y la quema de plantas protegidas químicamente puede ser una opción.

En un escenario de sobrepoblación de ungulados, debido a la ausencia de sus depredadores, se ha demostrado que después de su reintroducción se da el efecto contrario; es decir, ocurre una reducción en las densidades de los ciervos y del impacto de su ramoneo a especies leñosas, lo que provoca la recuperación de estas últimas (Ripple y Beschta 2003, 2007, 2012, Beschta y Ripple, 2016; Beschta *et al.*, 2023; Huanca-Nuñez, *et al.*, 2023; Xu *et al.*, 2023; Painter *et al.*, 2024).

3. ANTECEDENTES

3.1. Estudios florísticos y faunísticos en el CER “El Zapotal”

Palacios, (2000) y Palacios *et al.*, (2016), realizó la caracterización de la vegetación del Centro Ecológico y Recreativo el Zapotal, encontrando 501 especies de plantas vasculares y registra la presencia de dos tipos de vegetación el bosque tropical caducifolio (BTC) y bosque tropical subcaducifolio (BTS), de este último se estudió 3600 m², el estrato más alto del BTS tuvo altura de entre 25 a 30 m, consta de tres estratos de plantas leñosas y presenta un 63% de elementos perennifolios, el DAP promedio supera los 30 cm. Las especies arbóreas más dominantes en el BTS del CER “El Zapotal” fueron: *Manilkara zapota*, *Diospyros nigra*, *Brosimum alicastrum* y *Cedrela odorata*.

Con respecto a la fauna Fernández, (1998), determinó la diversidad y abundancia de vertebrados terrestres (sin contar a los roedores y murciélagos) del CER el Zapotal, por medio de transectos lineales, obteniendo registros de 101 especies: 5 de anfibios, 20 de reptiles, 68 de aves y 8 de mamíferos.

3.2. Estudios sobre herbivoría trófica.

Los primeros estudios de herbivoría trófica fueron enfocados al daño realizado hacia las plantas por los invertebrados (Dirzo, 1980; De la Cruz y Dirzo, 1987). De los principales trabajos de los que se tienen registro de la herbivoría por vertebrados destaca el Cooper y Owen-Smith, (1986), hicieron un estudio que midió los efectos de la espinescencia de 14 especies de plantas, sobre la herbivoría realizada por el Kudu, impala y las cabras domésticas de la Reserva Natural Nylsvley situada en el noreste de la formación conocida *Transvaal bushveld*, de Sudáfrica, lo cual resultó en patrones de comportamiento alimenticio diferentes en estos tres herbívoros, para enfrentar la espinescencia.

Boege y Dirzo, (2004), someten a prueba que la hipótesis disponibilidad recursos sobre la tasa de crecimiento, ésta postula que entre mayores recursos tienen las plantas, menos mecanismos de defensas van a desarrollar ya que pueden pagar el costo energético para generar nuevo follaje, en cambio si no se tienen tantos recursos, las plantas van a tener a desarrollar defensas para perder el menor tejido foliar posible; la

especie prueba fue *Dialium guianense*, en dos sitios con calidades de suelos muy diferentes.

Los efectos de la herbivoría van depender de muchos factores entre ellos están el estadio ontogénico en el que se encuentran las plantas caso del del experimento llevado a cabo sobre plántulas y juveniles de *Casearia corymbosa*, el cual resulto en que los juveniles por tener menos defensas sufrieron tres veces más el ataque de los herbívoros con respecto a los árboles adultos (Boege, 2005); Otro ejemplo es el trabajo llevado a cabo por Cepeda-Cornejo y Dirzo, (2010), probaron el principio de disponibilidad de recursos, para esto midieron la variación en la herbivoría entre individuos hembras y machos, de tres especies de *Chamaedorea* (*C. alternans*, *C. pinnatifrons* y *C. ernesti-augusti*), encontrando que hay mayor herbivoría foliar en los individuos machos comparada con la de los individuos hembras, esto debido a que estos últimos invierten más energía a los mecanismos de defensa, que a evitar la pérdida de tejido fotosintético que tendría repercusiones en el desempeño reproductivo.

Existen estudios sobre efectos de la herbivoría focalizados en una especie, como el de Ruiz, (2012) llevado a cabo con plántulas de *Vochysia ferruginea*, en Bosque tropical perennifolio al este de Nicaragua, donde se midieron los efectos de la herbivoría foliar en el crecimiento y mortalidad, realizó un experimento de herbivoría artificial en dos condiciones luz y sombra, defolió en un 50% y 95% del total de las plántulas, resulto que el efecto del aumento de luz no fue estadísticamente significativo. También evaluó la herbivoría natural, la altura de las plántulas y la presencia o ausencia de arañas y el factor más importante fue la altura de la planta, dado que las plántulas pequeñas tuvieron más herbivoría y las arañas para esta especie no controlaron a los insectos herbívoros.

Algunos trabajos que abarcan todo un ecosistema como el de Martínez-Ramos *et al.*, (2016), llegaron a la conclusión de que la sinergia de la fragmentación del hábitat, que produce el aumento de las brechas y la agudización del efecto de borde, además de la cacería excesiva que elimina selectivamente los mamíferos mayores, producen cambios en la composición de la comunidad vegetal de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas,

Veracruz, ésto debido a la ausencia de herbivoría de mamíferos medianos y grandes, lo que favoreció a *Astrocaryum mexicana*, especie arborescente de larga vida; de esta especie se hizo una evaluación que duró 38 años (1975-2013), cuya dinámica poblacional fue afectada positivamente pasando de tener 1,243 individuos adultos por ha a 4,058 individuos por ha.

Los anteriores trabajos se centran en la folivoría hay menos trabajos que se centren en la herbivoría de otras partes de la planta, uno de ellos es el de Marín-Gómez, (2011), midió el efecto herbivoría floral, cuantificando la pérdida de flores sobre la producción de frutos en *Inga ornata* en un agroecosistema cafetalero y uno ganadero, con una herbivoría floral de 0.5% y 27.5% respectivamente; $U = 16.5$, $P = 0.0042$; en Quindío, Colombia

3.3. Estudios de herbivoría trófica en exclusiones

Los experimentos de exclusión, que imitan los efectos de la defaunación de herbívoros, han demostrado que la tasa de reclutamiento de plantas se incrementa en la exclusión y disminuye en los controles (Ickes *et al.*, 2001, Beck *et al.*, 2013; Broccardo *et al.*, 2013; Souza *et al.*, 2022, Huanca-Nuñez *et al.*, 2023). Se sabe además que los cercados comparan con mayor precisión los efectos del ramoneo del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) sobre el crecimiento y la mortalidad de las plantas (Fletcher *et al.*, 2001, Ruhren y Handel 2003; Sage *et al.*, 2003; DiTommaso *et al.*, 2014).

Con respecto a la herbivoría de las diásporas De Mattia *et al.*, (2004), midieron el efecto de la depredación de semillas de 9 especies de plantas vasculares de diferentes familias en vegetación primaria y secundaria de bosque húmedo tropical del Parque Nacional Corcovado, Costa Rica, para esto utilizaron exclusiones de tres tipos, en el primero excluían mamíferos mayores, en la segunda excluían a mamíferos mayores y roedores, y en el control no había ningún tipo de exclusión.

Los trabajos con diseño experimental pareado son escasos, como ejemplos tenemos el de Rafferty y Lamont, (2007), en la Reserva de bosques Whiteman, Australia

establecieron tres sitios con encierros pares que median 25 x 25 m cada uno, con un área de influencia 25 x 5 m, establecieron poblaciones de 19 especies nativas de la zona, midieron el efecto de la herbivoría de los mamíferos; después de un año de exposición, 16 especies mostraron evidencia de mayor mortalidad y/o reducción de la masa de los brotes debido a la herbivoría de mamíferos. Dos especies tuvieron una reducción de la masa de los brotes en densidades altas (competencia) y dos tuvieron lo contrario (facilitación), ambas anuladas en presencia de herbívoros debido al crecimiento deficiente en ambas densidades y el de Beck *et al.* (2013), que realizaron exclusiones semipermeables, que permitían el acceso a los mamíferos pequeños y lo restringían a los grandes, a lo largo de siete años estimaron la densidad, la supervivencia y el reclutamiento de plántulas, la densidad de plántulas en las exclusiones continuó aumentando significativamente después del primer año del estudio; solo durante los primeros 2 años fue una supervivencia de las plántulas más alta en las exclusiones y número de nuevos reclutas fue consistentemente más alto en las exclusiones en comparación con las parcelas de control abiertas durante todo el estudio. El trabajo de Huanca-Núñez *et al.*, (2023), desarrollado en la Estación Biológica “La Selva”, de Costa Rica se dio en 6 sitios con grados de sucesión: temprano, medio y tardío, tres en una reserva con protección y 3 en fincas privadas sin protección, en cada sitio establecieron unas 80 parcelas de 1m², de estas 40 estuvieron protegidas con malla ciclónica para excluir a los mamíferos grandes, mas no a los pequeños, encontraron que las diferencias de supervivencia fueron significativamente mayores en los cierres que en los no cierres en el paisaje protegido La Selva, que en el paisaje desprotegido tanto para los bosques maduros como para los secundarios

Al- Rowaily *et al.*, (2015), a través de un experimento de exclusión de herbívoros de pastizales en Arabia Saudita, demostraron que la exclusión del ganado aumentó significativamente las coberturas, la densidad y la riqueza de especies de plantas anuales, pastos, hierbas perennes, arbustos y árboles. Camargo-Sanabria *et al.*, (2015), a través de un experimento de exclusión de 5 años, comprobaron la hipótesis de que la defaunación de mamíferos afecta la dinámica de la comunidad de plántulas/árboles

jóvenes, llevando a reducciones en la diversidad de plantas de sotobosque dentro de la Reserva de la Biosfera Montes Azules.

Lorite *et al.*, (2021), evaluó el efecto antiherbivoria de cercados instalados comparándolos con un área de control igual, en 5 poblaciones de 3 especies amenazadas y endémicas restringidas de parque natural de las Sierras de Cazorla, España. En particular, para *Erodium cazorlanum*, la exclusión tuvo un efecto positivo en una población y negativo en otra. En *Hormathophylla baetica* el efecto fue positivo en todas las poblaciones. Finalmente, el cercado afectó negativamente a la población de *Solenanthus reverchonii* al aumentar la competencia y limitar la dispersión de las semillas. Sousa *et al.*, (2022), evaluaron experimentalmente cómo los grandes mamíferos herbívoros afectan el dominio, la diversidad y la coexistencia de las siguientes formas de vida: árboles, arbustos, palmas, lianas, hierbas y bambúes en un bosque tropical, al monitorear comunidades de árboles jóvenes en el sotobosque en 43 parcelas de exclusión pareadas en un experimento de exclusión replicado a largo plazo en el sotobosque de la selva atlántica de Brasil.

3.4. Repercusiones de la defaunación en la estructura y composición

La defaunación tiene efectos a largo plazo en la demografía y la densidad de las plántulas, e influye en la composición y la diversidad de la comunidad de árboles con dosel (Beck *et al*, 2013; Souza *et al*, 2022). Dirzo y Miranda, (1991), compararon la estructura y composición de la selva lluviosa tropical, de los Tuxtlas, Veracruz contra la de Montes Azules, hallando diferencias significativas, atribuidas a las bajas densidades de mamíferos grandes y medianos registradas en la región de los Tuxtlas, caso contrario a lo encontrado en Montes Azules, donde se reporta mayor densidad, esta discrepancia es atribuida a el fenómeno de defaunación. Un ejemplo de las interacciones que tienen las plantas con los grandes mamíferos es el trabajo de Naranjo-Piñera, (2009), que enlista 105 especies de plantas que son base de la dieta del tapir, que es considerado como uno de los “arquitectos” de la estructura y composición de las selvas altas, a partir de una revisión bibliográfica de la ecología y estado de conservación del tapir en México.

Con respecto a los efectos de la herbivoría no trófica Morgridge, (2013), estudió los efectos del daño físico por vertebrados (herbivoría no trófica), usando plántulas artificiales en una sábana de robles del norte de California y en la vegetación del sotobosque del bosque lluvioso en el sureste de México, ambos sitios hubo una tendencia a la mortalidad de las plantas asociada al daño físico infligido por los vertebrados, derivado de su pisoteo y a que estos se acostaran sobre las plántulas artificiales, especialmente en el sitio de la selva tropical.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo general

Determinar el efecto de la herbivoría sobre la estructura y composición del Bosque Tropical Subcaducifolio del Centro Ecológico y Recreativo “El Zapotal”.

4.2. Objetivos específicos

- Analizar la estructura y composición del Bosque Tropical Subcaducifolio, en dos zonas, con alta densidad (ALTA) y con baja densidad de mamíferos(BAJA).
- Determinar la riqueza y densidad de mamíferos y aves en cada tratamiento.
- Determinar el nivel de herbivoría en cada una de las zonas.
- Establecer el grado de correlación entre los niveles de herbivoría y la estructura y composición del bosque tropical subcaducifolio de los tratamientos (ALTA y BAJA).

5. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

Dado que se tienen dos tratamientos, la zona con baja densidad de mamíferos, donde ha habido escasa actividad de mamíferos, así como la zona de alta densidad de mamíferos, donde se ha tenido actividad de estos mamíferos:

- ¿Existen diferencias en los niveles de herbivoría entre las Zonas de alta y baja densidad de mamíferos?
- En caso de haber diferencias ¿hay una correlación entre los niveles de herbivoría y la estructura-composición florística de cada condición?

6. HIPÓTESIS

Con base en la evidencia disponible (Brocardo *et al.*, 2013; Camargo-Sanabria *et al.*, 2015; Souza *et al.* 2022; Huanca-Núñez *et al.*, 2023) sobre el efecto de los herbívoros en la estructura y composición de la vegetación, se espera encontrar diferencias significativas entre las zonas de alta y baja densidad de mamíferos. Esto se debe a la regulación que los herbívoros ejercen sobre la dominancia de ciertas especies de plantas. En consecuencia, la zona con baja densidad de mamíferos presentará una menor diversidad de plantas en comparación con la zona de alta densidad.

Además, se anticipa una correlación positiva entre los niveles de herbivoría y los atributos estructurales de las especies en la zona de alta densidad de mamíferos, mientras que en la zona de baja densidad no se espera encontrar una correlación significativa.

7. ÁREA DE ESTUDIO

7.1. Ubicación

El Centro Ecológico Recreativo el Zapotal (POCH, 1980, SEMANH, 2013) (Figura 1), está ubicado al SE de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, es un área natural protegida por decreto del Gobierno del Estado de Chiapas en 1980 (POCH, 1980). Su superficie es de 10 has, más 90 decretadas en 1990 como zona de amortiguamiento (POCH, 1990). Se localiza entre los 16°43' latitud norte y 93° 06' longitud oeste. Dentro del polígono de esta Área Natural Protegida de carácter estatal se encuentran las oficinas e instalaciones del Zoológico Miguel Álvarez del Toro (ZOOMAT). La altitud del territorio varía de 600 a 850 msnm. Se reconocen dos tipos de vegetación primaria; bosque tropical caducifolio y bosque tropical subcaducifolio, además hay formaciones sabanoides y otras asociaciones secundarias (Palacios, 2000).

7.2. Clima

Basado en la información de 60 años (1951-2010) de la normal climatológica, proporcionada por la estación climatológica: 7165 TUXTLA GUTIÉRREZ, ubicada en la latitud: 16°45'00" N; longitud: 093°08'00" O y a una altura: 570.0 MSNM que es la más cercana al área de estudio (SMN,2019), el clima es cálido subhúmedo, con lluvias de verano y bajo porcentaje de lluvia invernal, presentando una temporada corta de menos lluvia (canícula o sequía intraestival) en la mitad del periodo lluvioso; siendo el menos húmedo de los cálidos subhúmedos, con poca oscilación térmica y el mes más caliente está antes del solsticio de verano; los vientos dominantes provienen del NO, correspondiendo a la fórmula $Aw''(w)(i'')g$ de acuerdo a la clasificación climática de Koeppen, modificada por García, (2004). La relación temperatura-precipitación (Tabla 1), se representa en el siguiente climograma (Figura 2):

Los meses de septiembre-noviembre son los meses en los que históricamente ha caído más precipitación con 882.9 mm de lluvia promedio en estos tres meses según la normal climatológica más cercana al área de estudio (SMN, 2019)

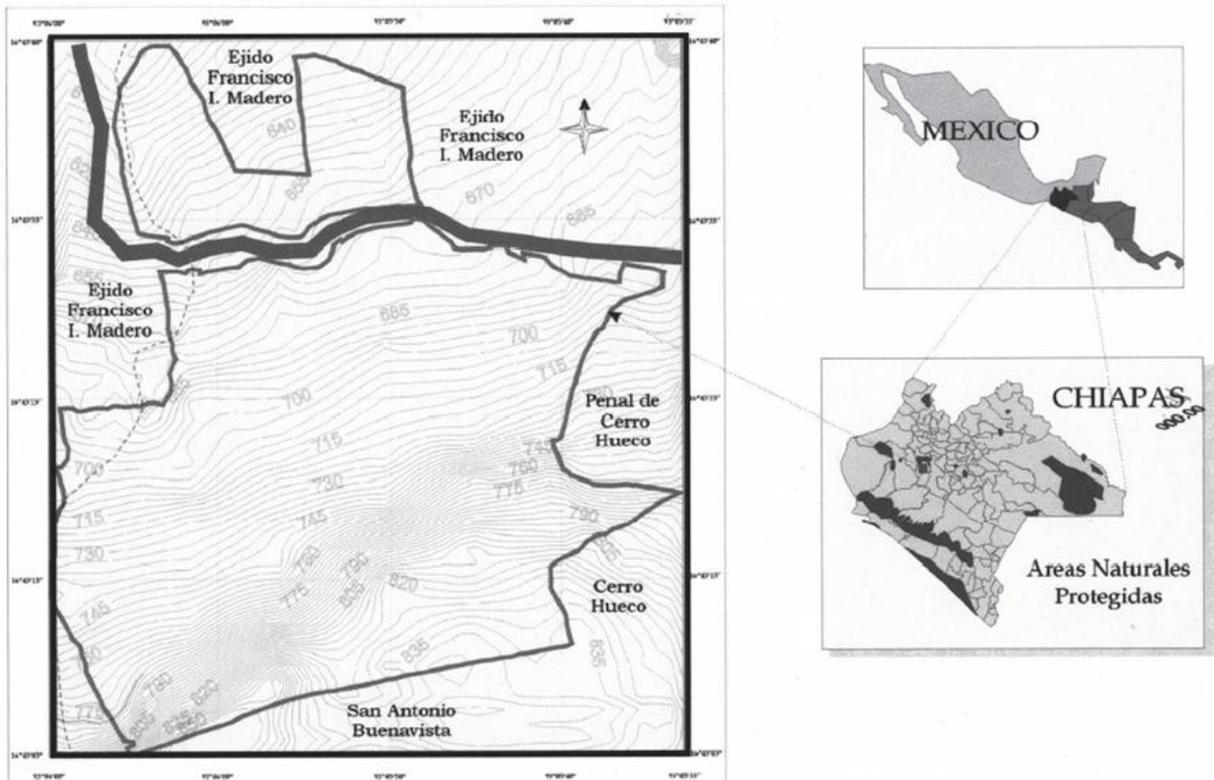


Figura 1. Ubicación del Centro Ecológico Recreativo el Zapotal, tomado de Palacios Espinosa *et al.*, 2016.

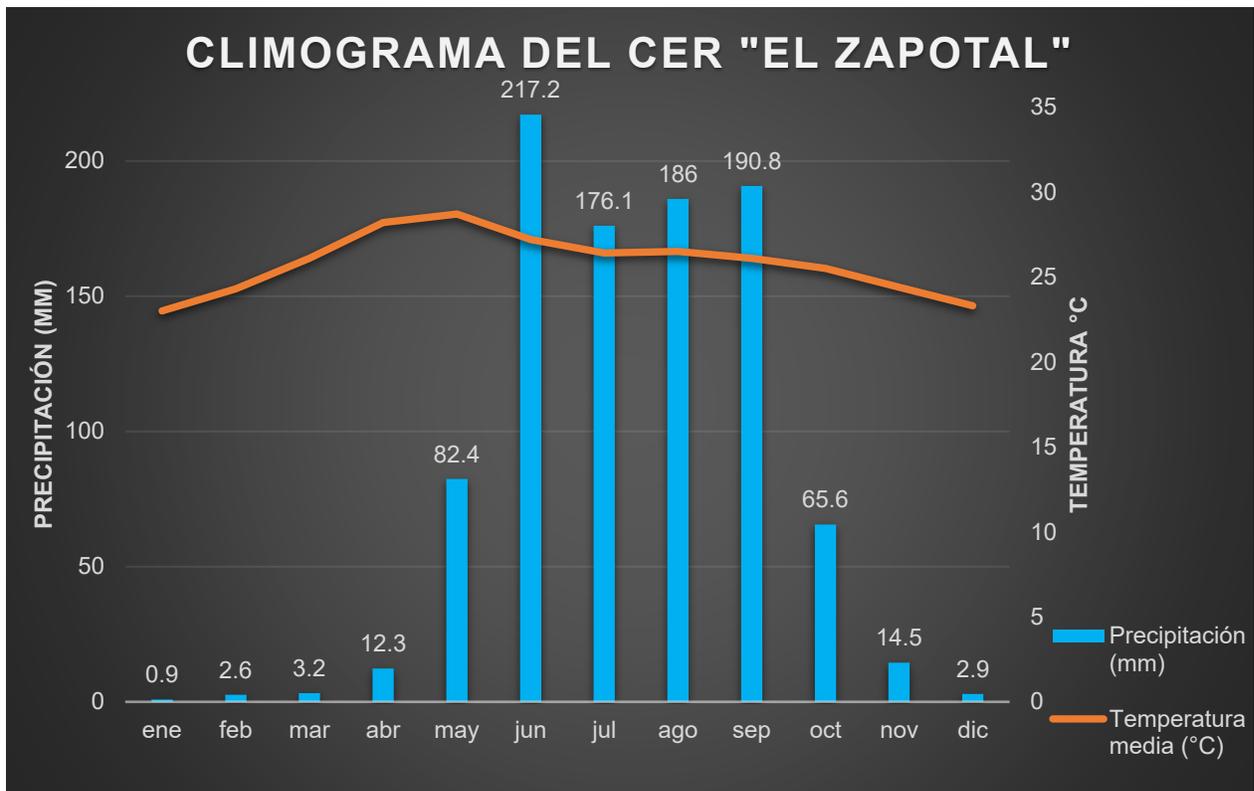


Figura 2. Climograma del Centro Ecológico Recreativo "El Zapotal", que muestra las relaciones entre la temperatura-precipitación de la zona, información tomada de la normal climatológica con información de 60 años (SMN, 2019).

Tabla 1. Marcha de la temperatura media y precipitación mensual. Información tomada de la normal climatológica (1951-2010), por la estación climatológica: 7165 TUXTLA GUTIERREZ (SMN, 2019).

Meses	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep	oct	nov	dic	
Temperatura media (°C)	23	24.3	26.1	28.2	28.7	27.2	26.4	26.5	26.1	25.5	24.4	23.3	Promedio: 25.8
Precipitación (mm)	0.9	2.6	3.2	12.3	82.4	217.2	176.1	186	190.8	65.6	14.5	2.9	Sumatoria: 954.5

7.3. Hidrografía

La Meseta de Copoya, por su relieve prácticamente plano, carece de escurrimiento o corrientes superficiales de importancia. Los ríos y arroyos principales que circundan a esta formación geológica son: al N el río Sabinal, al S el río Suchiapa, al E y NE el río Santo Domingo, y al O y SO el arroyo Sabinal, afluente del río Suchiapa. En realidad, por la distancia y altitud a la que corren estos ríos tiene escasa o nula influencia sobre la Meseta y más bien son receptores de las corrientes temporales que se forman durante la época lluviosa. En los terrenos de la reserva, al pie del peñasco nacen varios manantiales que son causantes en gran medida de la mayor humedad que se presenta en esta parte del municipio de Tuxtla. Tales manantiales se forman por la infiltración del agua en el terreno cárstico que caracteriza a la Meseta y que aflora más abajo. En la actualidad se observa una disminución en el número y permanencia de esas corrientes como resultado de la deforestación que se presenta en los terrenos más altos fuera de la reserva. El límite oeste y suroeste del parque coincide en su mayor parte con el hecho del mayor arroyo de temporal que escurre en la zona con dirección sur a norte (Palacios *et al.*, 2016).

7.4. Historia de las zonas con alta y baja densidad de mamíferos.

El Zoológico Miguel Álvarez del Toro (ZOOMAT) fue inaugurado en 1980 (Fernandez, 1998), en el territorio del Zapotal, pero la zona con baja densidad de mamíferos desde ahora denominada como BAJA, (mejor conocido por el personal del ZOOMAT como “Antiguo matadero”), no pertenecía al zoológico, por lo que se supone que hasta ese momento siempre hubieron mamíferos, fue hasta 1982, que las 10.4 has., que conforman el antiguo matadero, pasaron a formar parte del patrimonio del ZOOMAT, la cuales quedaron delimitadas en la mayor parte su perímetro interno por malla ciclónica galvanizada y un muro de concreto en la sección del perímetro que colinda al exterior

(Figura 3); en el proceso los animales se fueron alejando esta zona y los animales que quedaron se retiraron esto debido a que el manejo de todas las especies de fauna [incluido el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*)] se restringió al área de exhibición, y fue hasta el año 2000 que debido a un incidente en el área de exhibición de los venados, escaparon y algunos pasaron por medio de puentes y alcantarillas a la BAJA, pero se salían y si no se salían, éstos eran sacados por el personal del Zoológico, al tiempo que las brigadas de vigilancia integradas por los guardaparques y policías los fueran detectando, aunque desafortunadamente no se llevó una bitácora de eso, ese mismo año la dirección del ZOOMAT decidió cerrar con malla estos puentes y alcantarillas para que no pudieran pasar los venados a la BAJA y por cuestiones de seguridad.

Otra cosa importante es que en ese año se decidió que una parte de la población de venados que antes estaban en confinamiento en el área de exhibición, a partir de ese año estuviera libre por las instalaciones del zoológico y la superficie restante que conforma al CER el Zapotal, que son en total 65.5 has las cuales están delimitadas también por malla ciclónica, dentro de esta extensión se encuentra una zona de Bosque tropical subcaducifolio de 25.6 ha, a la que llamaremos Zona con alta densidad de mamíferos desde ahora denominada ALTA, y las casi 40 hectáreas restantes tienen como tipo de vegetación el bosque tropical caducifolio, aunque cabe aclarar que en las 65.5 hectáreas de este encierro hay venados sueltos, pero debido a los objetivos de este estudio solo se consideró ALTA a la cubierta con BTS.

Desde el 2000 sólo han reportado 10 ocasiones como máximo (no se tienen las fechas exactas porque no se lleva bitácora de este tipo de incidentes) en que venados entran a la BAJA, hay que tomar en cuenta que en esta zona a diario se realiza la vigilancia y en cuanto se detecta algún venado, los vigilantes, lo reporta a la brevedad, y se sacan estos animales por medio de la inmovilización a través de sedantes (*Com. pers.* Guichard-Romero, 2020). En la Figura 4 se muestra la delimitación de ambos tratamientos y se muestran los puntos centrales donde se establecieron las parcelas de vegetación.



Figura 3. a) Vista parcial del cerco hecho de malla ciclónica galvanizada y b) muro de concreto en la sección del perímetro que colinda al exterior del CER “el Zapotal”.

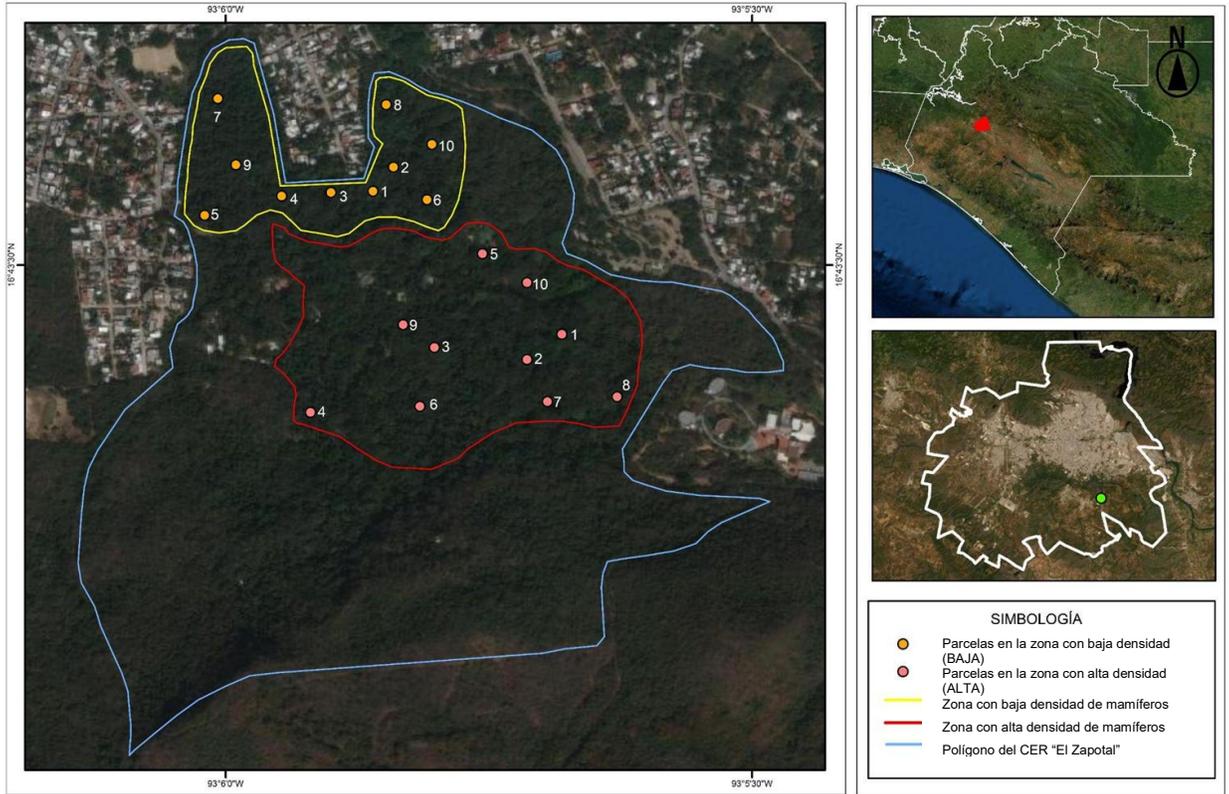


Figura 4. Localización, delimitación, forma y perímetro del Polígono completo del CER, la porción de la BAJA con BTS y de la ALTA con BTS. Los puntos naranjas señalan el punto central de las parcelas establecidas en la BAJA y los puntos rosas señalan el punto central de las parcelas establecidas en la ALTA.

8. MÉTODOS

8.1. Muestreo de mamíferos medianos y grandes con cámaras trampa.

Para determinar la abundancia del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) y demás mamíferos medianos en la BAJA, se estimó la abundancia relativa en modalidad no invasiva, para ello se utilizaron 3 cámaras-trampa digitales Cudde back Ambush IR modelo 1187. Se instaló el mismo número de cámaras trampa en la ALTA con el mismo objetivo, el diseño de muestreo se hizo teniendo en cuenta que los mamíferos encontrados con mayor frecuencia durante la prospección en la ALTA son el venado cola blanca y el guaunque (*Dasyprocta mexicana*), y que ambos tienen un área de actividad mínima menor a 1 km² (Chávez *et al.*, 2007), se instaló una cuadrícula de 400 x 200 m considerando que la BAJA apenas mide 0.1 km², y se colocaron las tres cámaras de forma equidistantes a 200 m ± 20 m (Figura 5).

Las cámaras-trampa se instalaron a 50 cm aproximadamente del suelo (Figura 6a), siguiendo la metodología propuesta por (Karanth y Nichols, 1998), ubicándose en sitios tales como abrevaderos, cañadas, senderos de animales y comederos. Se georreferenciaron con la ayuda de un GPS Garmin eTrex ®. Se programaron para registrar secuencias fotográficas de tres tomas consecutivas con intervalos de 30 segundos durante 24 horas y se revisaron cada quince días en promedio. Las cámaras se dejaron instaladas 43± 2 días en cada tratamiento.

Con los datos colectados, se conformó una base de datos sistematizada de acuerdo con las coordenadas, la clave de cámara, el nombre común y el científico de la especie fotografiada, la fecha (día/mes/año), la hora, número de individuos, sexo (cuando fue posible identificarlo), clave de la fotografía y observaciones generales. Se utilizó el manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México (Aranda, 2015), para la identificación de los mamíferos encontrados.

Para obtener la estimación abundancia relativa por especies de mamíferos se usó el método propuesto por Cruz-Jácome *et al.*, (2015), el cual consistió el conteo de los individuos capturados por la unidad de esfuerzo, calculando una fracción de la población

con el número de registros independientes, diferenciados por ciclos de 24 horas. Se asume que todas las especies tienen la misma probabilidad de ser registradas (Aranda *et al.*, 2012). El esfuerzo de muestreo fue producto de la sumatoria de todos los días en que cada una de las cámaras permaneció activa multiplicado por el número de cámaras-trampa instaladas (Cruz-Jácome *et al.*, 2015).

Se tomaron, como registros independientes, las fotografías consecutivas de individuos de diferentes especies, las fotografías consecutivas de individuos de la misma especie separadas por más de 24 horas y las fotografías no consecutivas de individuos de la misma especie que tuvieran rasgos inconfundibles que los distinguieron (ej. Se contabilizó un macho de venado cola blanca a las 8.04 PM del 22/nov/2020 y después se contó una hembra de venado cola blanca junto con su cría a las 10:00 P.M. el mismo 22/nov/2020). En las fotografías en que se identificaron varios individuos, los registros se tomaron como el total de individuos capturados (Rowcliffe *et al.*, 2008).

Debido a los sensores que poseen, las cámaras activas, resultan muy sensibles a muchos tipos de movimientos, que no son propiamente de animales (por ejemplo, lluvia, hojas, insectos y cambios en luminosidad solar), obteniendo un alto número de fotografías no deseadas. Por ello se calculó el porcentaje de fotos efectivas siguiendo el método propuesto por Lozano, (2010) modificado por Falconi (2011):

$$\% \text{Fotos efectivas} = \left(\frac{\text{No. de fotos con registros}}{\text{No. total de fotos (Snapshots)}} \right) \times 100$$

Donde:

No. de fotos con registros: Número de fotos en las cuales se capturó uno o más individuos de cualquier especie de forma identificable.

Número total de fotos: Todas las fotos producidas, incluyendo, aquellas en las cuales no fue posible identificar al animal, con el intervalo de tiempo no lo suficientemente separado para considerarlas, fotos en blanco y aquellas fotos sin fauna que fueron producidas por causas ajenas al movimiento de fauna (lluvia, hojas, cambios de luz solar). A partir del porcentaje de fotos efectivas se obtuvo un número de registros por cada especie en

particular y se estimó el índice de abundancia relativa de una especie sobre la unidad de esfuerzo:

Para obtener el índice de abundancia relativa (IAR) de cada especie, se utilizó la fórmula propuesta Lozano, (2010) modificado por Falconi (2011):

$$IAR = \left(\frac{NRI}{EM} \right) * 100$$

Dónde: NRI = número de registros fotográficos independientes, EM = esfuerzo de muestreo (número de cámaras por días de monitoreo) y 100 días-trampa (factor de corrección estándar).

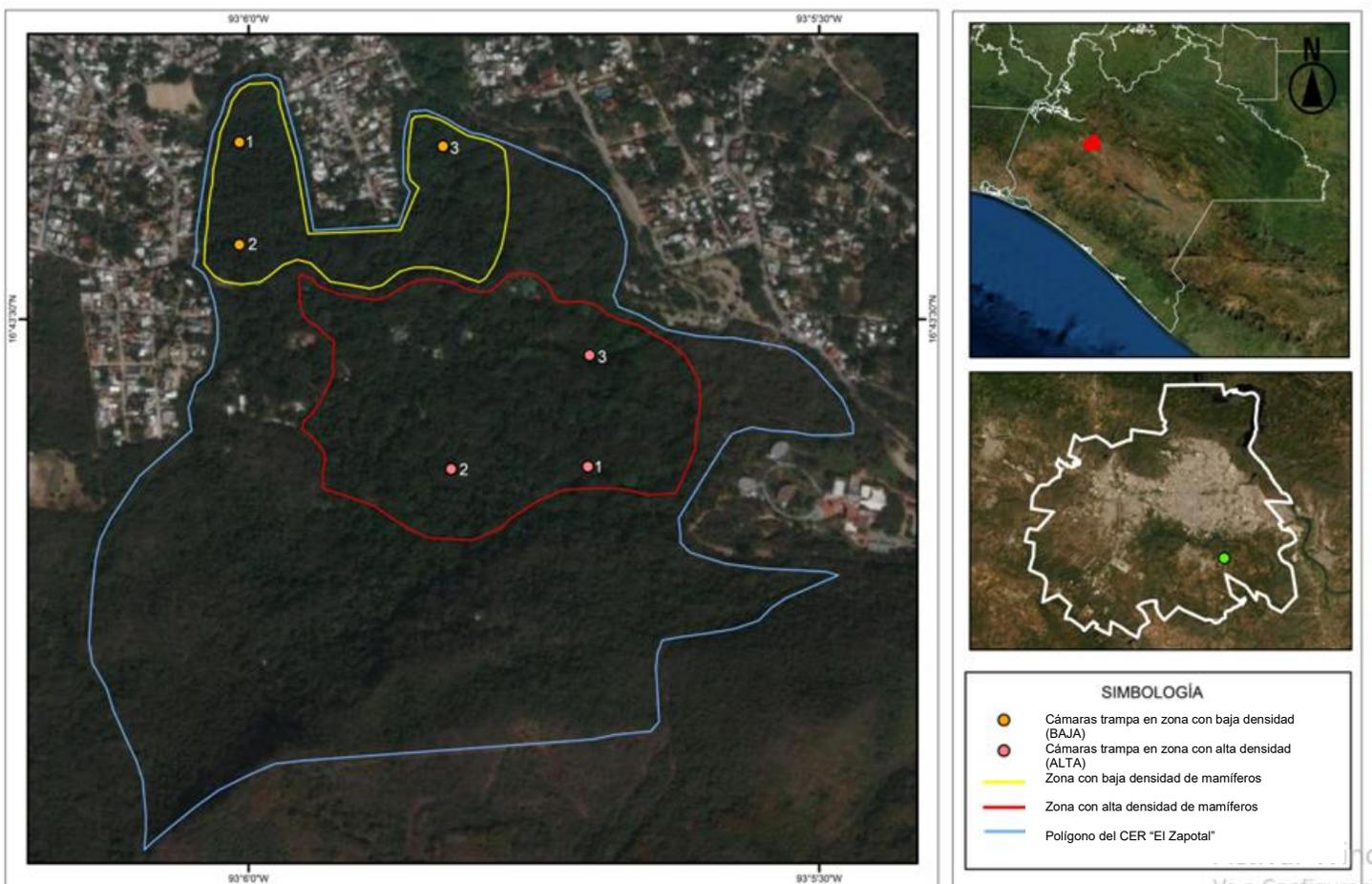


Figura 5. Arreglo de las cámaras trampa en el de la ALTA y de la BAJA.



Figura 6.a) Cámara trampa instalada, esta corresponde a la cámara-trampa 2 de la BAJA, a lado de esta se puede ver la laptop con la que se vaciaban las fotografías capturadas b) Prueba de gateo para probar la efectividad de cámara-trampa 2 de la BAJA.

Tudge *et al.*, (2022) clasifica a los mamíferos de acuerdo a su peso en las siguientes categorías: pequeños si pesan menos de 1 Kg, medianos si pesan entre 1-25 Kg y grandes si pesan más de 25 Kg. Este fue el criterio utilizado en el presente trabajo.

8.2. Composición florística y estructura de la vegetación

Dentro del polígono del Centro Ecológico y Recreativo el Zapotal, se identificaron dos áreas con características bien delimitadas, cuyo proceso histórico fue explicado anteriormente y que tuvo repercusiones en la ALTA, en la cual ha existido una alta densidad de mamíferos y la BAJA en la que hay mínima presencia de mamíferos. En cada tratamiento se establecieron de manera aleatoria 10 parcelas de 0.1 ha (1 ha) (Figura 4), en los meses de diciembre de 2019 y enero de 2020, en cada parcela fue localizado un centro el cual fue señalado con cinta flagging y se marcó un punto GPS marca Garmin ® Etrex para facilitar su ubicación en mediciones futuras. De las parcelas se obtuvo la estructura vertical y la composición florística siguiendo el método propuesto por Olvera-Vargas, *et al.* 1996., modificado por Ramírez-Marcial, *et al.*, (2001), (Figura 7).

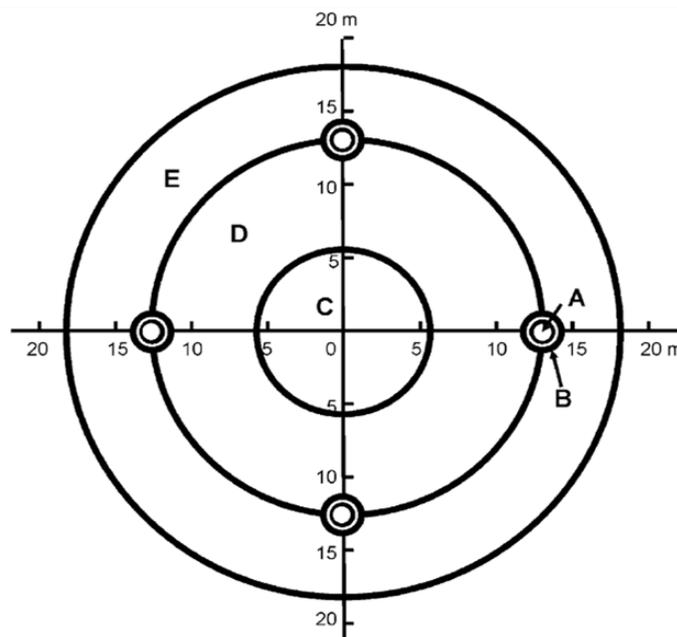


Figura 7. Esquema de las parcelas de muestreo utilizadas en el estudio, tomado de Ramírez-Marcial *et al.*, 2001

El radio total de cada parcela es de 17.8 m (0.1 ha), en cuyo interior se delimitaron círculos más pequeños. En cada parcela, a partir del centro de la misma se trazaron cuatro líneas orientadas a cada una a cada punto cardinal, cada línea marcada a 5.6, 12.6 y 17.8 m.

Después, se trazaron dos círculos concéntricos pequeños, con la ayuda de una cinta métrica de 5 m, tomando como centro la marca de los 12.6 m en cada una de las líneas. El primero con un radio de 80 cm, el cual se denominó “círculo A” y el segundo con un radio de 1.60 m al que se le llamó “círculo B”.

Una vez terminado lo anterior, se trazó un círculo con una cinta de 20 m, partiendo del centro de la parcela hasta la distancia de 5.6 metros, siempre partiendo en sentido de las manecillas del reloj iniciando por el NE, este trazo de un círculo coincidió con las marcas previamente hechas, en cada una de las líneas (círculo C). Siguiendo la misma metodología, se trazaron dos círculos más, pero ahora en las distancias de 12.6 m (círculo D) y 17.8 m (círculo E). Las parcelas se ubicaron en áreas alejadas de los bordes de la BAJA y de la ALTA, la ubicación de las parcelas coincide con las zonas con menor perturbación antropogénica que propone Zenteno, (2022); para el bosque tropical subcaducifolio. Se tomaron en cuenta todos los individuos con las características que se explican en la siguiente sección.

Para los árboles con contrafuertes, el DAP se midió inmediatamente arriba de ellos (figura 8c), mientras que para árboles con tallos múltiples se midió el diámetro de todos ellos a la altura del pecho (Godínez-Ibarra y López-Mata, 2002).

8.2.1. Toma de datos

En el círculo A: Se registraron todas las plántulas con una altura menor a 50 cm.

En el círculo B: Se registraron las plántulas y juveniles con un diámetro a la altura del pecho (DAP) menor a 5 cm y una altura mayor a 50 cm.

En el círculo C: Se tomaron en cuenta aquellos árboles con un DAP mayor a 5 cm y menor a 10 cm.

En el círculo D: Se tomaron en cuenta todos los árboles con un DAP mayor a 10 cm y menor a 30 cm.

En el círculo E: Se registraron todos los árboles con un DAP mayor a 30 cm (figura 8b).



Figura 8. a) Trazo con la cinta métrica de 20 m, para delimitar los individuos de especies vegetales que entran dentro de la circunferencia de las parcelas, b) medición del DAP de un árbol con fuste derecho, c) adecuación de la medición para árboles con contrafuertes y con un fuste inclinado.

8.2.2. Determinación de las especies

Una vez delimitadas las parcelas, con la ayuda de una tijera telescópica se hicieron recolectas de material vegetativo y/o fértil de la mayoría de los individuos encontrados dentro de las parcelas (en los alrededores únicamente se recolectaron ejemplares fértiles, cuando se reconocía una planta encontrada en alguna de la parcela de la cual se habían solamente recolectado previamente ejemplares vegetativos), en base a estas muestras se hizo la correcta identificación taxonómica. El procedimiento que se utilizó para la recolecta y procesamiento de ejemplares fue el propuesto por Lot y Chiang, (1986).

Los ejemplares botánicos se procesaron dentro de las instalaciones del Herbario Eizí Matuda (HEM). Para todas las especies encontradas se trató de llegar a especie y en caso de no poder hacerlo se clasificaron a los individuos por género o familia, en caso no llegar a familia se le asignó una morfoespecie, entendiéndose está como taxones que son distinguibles en base a su morfología sin un tratamiento taxonómico formal (Magurran, 1988). Se hizo un catálogo itinerante (Figura 9) para tener consistencia en la determinación de los individuos.

La determinación y el depósito de los ejemplares se realizó en el Herbario Eizí Matuda (HEM) del Instituto de Ciencias Biológicas de la UNICACH y del herbario de la Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural (CHIP); con la ayuda de claves dicotómicas en diversas obras, las principales fueron: Flora de Chiapas (Daniel, 1995; Strother, 1999; Fritsch, 2005,), Flora Mesoamericana (Davidse *et al.*, 1994, 1995, 2015, 2016), Flora de Guatemala (Standley y Steyermark, 1974), Flora de Veracruz (Gentry, 1982; Pacheco, 1983; Hernández, S. 1987; Nevling y Barringer, 1988; Durán-Espinosa y Lorea, 2010; Tinoco-Domínguez, 2019), Flora de Nicaragua (Stevens *et al.*, 2001), Flora de Guerrero (Carranza, 2004; Morales *et al.*, 2004; Fonseca y Medina-Lemos, 2012; León-Velasco, 2014; Martínez y Fonseca, 2017; Diego-Pérez *et al.*, 2020), The Pteridophytes of México (Mickel y Smith, 2004); por comparación con ejemplares depositados en el HEM y el CHIP, además se recibió ayuda en la identificación de algunos ejemplares por los siguientes especialistas: Alex Monro (Urticaceae), Daniel Santamaria (Salicaceae), Tom Daniel (Acanthaceae), Carlos Rommel Beutelspacher Baigts (Orchidaceae) y Roberto García Martínez (Bromeliaceae).

Los epítetos específicos, géneros y familias que se utilizaron fueron de acuerdo a la clasificación APG IV (Angiosperm Phylogeny Group) (APG IV *et al.*, 2016), de acuerdo a la base de datos del Jardín Botánico de Missouri W3TROPICOS <www.tropicos.org>, y se validaron usando el sitio de POWO <<http://www.plantsoftheworldonline.org/>>.

Se creó una base de datos que incluye el nombre científico, familia, localidad, coordenadas geográficas, tipo de vegetación, hábito, forma de vida, nombre del colector, número de recolecta, fecha de recolecta, y número de ejemplares. Como resultado adicional de todos los muestreos se obtuvieron 65 nuevos registros para el CER “El Zapotal” (Anexo 1).

8.2.3. Determinación de las plántulas

Para poder determinar las plántulas en campo, se hicieron los siguientes pasos:

1. Se recolectaron semillas *in situ*, de las especies de flora vascular del BTS del CER el Zapotal, si no se sabía la identidad del árbol, se recolectó un ejemplar para el catálogo y en caso de tener flores o frutos 3 ejemplares para herbario.
2. Se germinaron las semillas de las especies de flora vascular encontradas (las cuales ya estarán determinadas a especie), para obtener las plántulas, ésto en las instalaciones del vivero de Nimalarí Ecocultura Sustentable A.C.
3. Debido a que no se encontraron semillas de la mayoría de las especies presentes en el BTS del CER el Zapotal, durante el trabajo de campo en los meses de mayo, junio, diciembre de 2019 y enero de 2020, y tampoco durante los recorridos de marzo, abril y mayo de 2020 (época de floración y fructificación del BTS según Rzedowski, (2006), se complementó el conocimiento de las plántulas de las diferentes especies (las cuales se conocieron durante los muestreos de la estructura y composición), en específico de las especies de las cuales no se pudieron reproducir , aprovechando la producción de algunas de estas especies en los viveros del ZOOMAT y del Jardín Botánico Faustino Miranda, de estas especies se hizo un registro fotográfico de las plántulas, con el cual se hizo un catálogo fotográfico digital portátil para reconocer las plántulas de las diferentes especies *in situ*. En el anexo no. 1, se observan las especies, de las que obtuvieron plántulas a partir de semillas.
4. De las especies que no estuvieron en el catálogo digital portátil, se hizo una recolecta de las plántulas que se analizó posteriormente en las instalaciones del Herbario Eizí Matuda (HEM) y del herbario de la Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural (CHIP), además se fotografiaron cada una de las plántulas para tener idea de las características morfológicas de los ejemplares en vivo y también se anotaron características como: presencia de látex, si tenía olor al estrujar, etc. Los ejemplares, una vez correctamente determinados a especie o morfoespecie se adicionaron al catálogo itinerante.

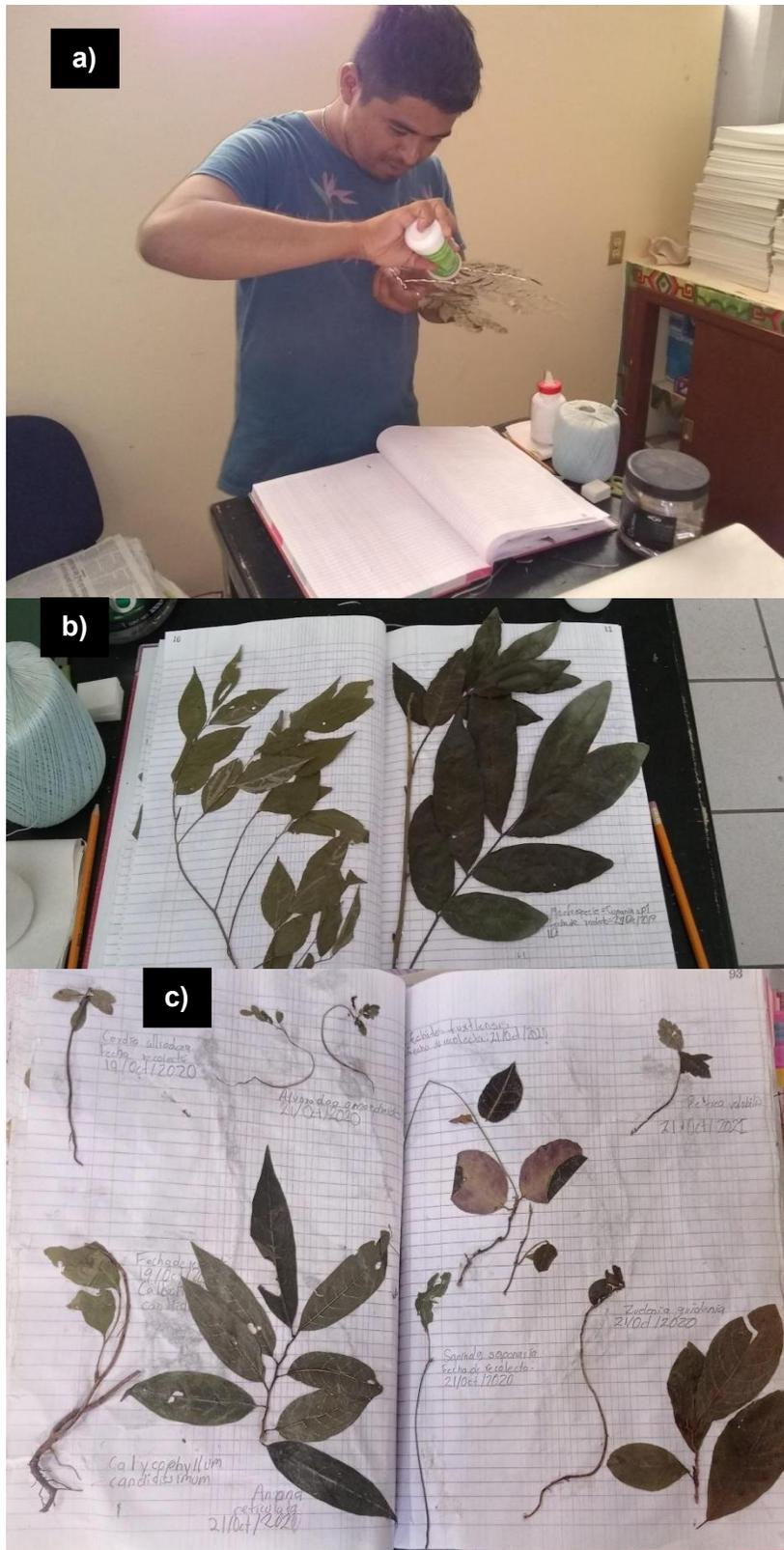


Figura 9. a) Elaboración de un catálogo itinerante de las especies botánicas, b) de árboles y c) plántulas del CER "El Zapotal"

8.3. Estimación de parámetros ecológicos para obtener la estructura.

En base al índice de valor de importancia (IVI), se analizó de manera descriptiva la estructura de la vegetación (plantas vasculares) dentro de las parcelas establecidas en ALTA y BAJA. Los valores de Densidad Relativa (DR), Frecuencia relativa (FR), Densidad Relativa (DR) y Valor de importancia relativa (VIR) sirvieron en los análisis de herbivoría para hacer pruebas de inferencia estadística. Se obtuvo el IVI mediante la sumatoria de los porcentajes de tres variables principales: Abundancia Relativa (AR), Dominancia Relativa y Frecuencia Relativa (FR) (Mostacedo y Fredericksen, 2000):

$$IVI = AR + DR + FR$$

El IVI total de un bosque es 300, dado a que es el resultado de la suma de los tres porcentajes, aunque también se puede expresar en porcentaje dividiendo el resultado entre tres. Este mismo valor se utiliza tanto para especies, así como para familias (Ortiz, 2011). A continuación, se definen los conceptos y fórmulas necesarias para calcular el Índice de Valor de Importancia de una especie:

8.3.1. Dominancia absoluta

El término **Dominancia** o **Dominancia absoluta (DA)** en ciencias forestales se refiere al área basal de la especie (Matteucci y Colma, 1982). El área basal es la superficie de una sección transversal es la superficie de una sección transversal del tallo o tronco de un árbol a una determinada altura del suelo (Matteucci y Colma, 1982), para este estudio se definió que la medición para los árboles y plántulas mayores a 1.3 m se tomaría a la altura del pecho (Diámetro a la altura del pecho=DAP) y para las plántulas menores a 1.3 m se harían a la altura del suelo. La Dominancia Absoluta es el valor del área basal para cada especie, expresada en metros cuadrados (m^2), y se obtiene elevando el DAP al cuadrado y multiplicando por el producto de π sobre cuatro (Cox, 1980). Se calcula la siguiente manera:

$$DA = DAP^2 \left(\frac{\pi}{4} \right)$$

8.3.2. Dominancia relativa (DoR)

Es la colaboración en porcentaje que corresponde a cada especie del área basal total (Ortiz-Rodríguez, 2011); y se obtiene dividiendo la dominancia absoluta (DoA) de la especie entre la dominancia absoluta (DoA) de todas las especies, multiplicado por cien (Cox, 1980).

$$DoR = \frac{DoA \text{ de cada especie}}{DoA \text{ total}} \times 100$$

8.3.3. Densidad absoluta (D)

La densidad absoluta o densidad, es un parámetro que permite conocer la abundancia de una especie o una clase de plantas. La densidad (D) es el número de individuos (N) en un área (A) determinada (Mostacedo y Fredericksen, 2000), se calcula con la siguiente fórmula:

$$D = \frac{N}{A}$$

Dónde:

N = Número de individuos de una especie o familia.

A = Corresponde a un área determinada.

8.3.4. Densidad relativa (DR)

Indica el porcentaje de participación de cada especie, referida al número de árboles totales encontrados por hectárea (Ortiz-Rodríguez, 2011). Se consigue dividiendo la **D** (Densidad) de la especie entre la **D** de todas las especies presentes, multiplicado por cien (Cox, 1980):

$$DR = \frac{D \text{ de la especie}}{D \text{ de todas las especies}} \times 100$$

8.3.5. Frecuencia (Fa)

La frecuencia o frecuencia absoluta se define como la probabilidad de encontrar una especie en una unidad muestral y se mide en porcentaje; este porcentaje se refiere a la proporción de veces que se mide en las unidades muestrales en relación a la cantidad total de unidades muestrales (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Se obtiene dividiendo el número de parcelas en las que apareció una especie entre el número total de parcelas muestreadas (Cox, 1980), esto se representa de la siguiente forma:

$$Fa = \frac{\text{Número de parcelas en las que aparece la especie}}{\text{Número total de parcelas}}$$

8.3.6. Frecuencia relativa (FR)

Es el porcentaje de la frecuencia absoluta de una especie en relación con la suma de las frecuencias absolutas de las especies presentes (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Se consigue dividiendo la *F* de la especie entre la *F* de todas las especies presentes, multiplicado por cien:

$$FR = \frac{F \text{ de una especie}}{F \text{ de todas las especies}} \times 100$$

8.4. Índices de diversidad

Los índices de diversidad son datos estadísticos que explican qué tan diverso es un lugar determinado, con respecto a su riqueza de especies y la abundancia de cada una (Magurran, 1988; Mostacedo y Fredericksen, 2000). Cada uno de estos índices busca caracterizar la diversidad de una muestra o comunidad por medio de un solo número. Varias de las diferencias entre los índices consisten en la ponderación relativa que le dan a la riqueza de especies y a la uniformidad. Hay dos principales tipos de índices. 1) los que se basan en la riqueza de especies y 2) los que se basan en la abundancia de especies (Magurran, 1988; Álvarez *et al.*, 2004).

8.5. Diversidad Alfa (α)

La diversidad alfa es la riqueza de especies de una comunidad determinada a la que se considera homogénea, por lo tanto, es a un nivel "local" (Moreno, 2001; Álvarez *et al.*, 2004).

Magurran, (1988) refiere que existían en su tiempo muchos índices para medir la diversidad alfa, con el tiempo estos índices se fueron perfeccionando. Moreno, (2001), los agrupa en dos grandes grupos los que miden la riqueza específica y los que miden la estructura, tomando en cuenta la abundancia, dentro de los índices que miden la estructura los más usados son los que miden la equitatividad.

8.5.1. Índices equitatividad

Consideran la abundancia de cada especie y que tan uniformemente se encuentran distribuidas con respecto a ésta (Magurran, 1988; Álvarez *et al.*, 2004). Un índice basado en la equidad es el de Shannon-Wiener.

8.5.2. Índice Shannon-Wiener.

Parte de asumir que todas las especies están representadas en todas las muestras, expresa que tan uniformes están representadas las abundancias de las especies, considerando todas las especies muestreadas y mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a qué especie pertenece un individuo escogido al azar de una muestra (Magurran, 1988; Álvarez *et al.*, 2004; Carabias *et al.*, 2009)

Carabias *et al.*, (2009), define a este índice como la sumatoria de los productos de la abundancia de cada especie por el logaritmo de dicha abundancia. Y se expresa de la siguiente manera:

$$H' = \sum p_i \log p_i$$

donde p_i es la proporción (expresada como fracción) de individuos que corresponden a cada especie (denotada por i) y $\log p_i$ es el logaritmo de esa fracción. Cuanto más grande es su valor, mayor es la diversidad de una comunidad; a la vez, ésta depende de qué tan homogéneas son las abundancias relativas de las especies que conforman la comunidad (Carabias *et al.*, 2009)

Ligado a este índice se calcula el índice de equitabilidad o equidad (E), esta medida refleja que tan cercano está nuestro valor del máximo que se podría haber obtenido si las abundancias de todas las especies fueran iguales. Este es calculado así:

$$E = \frac{H'}{H' \max}$$

y

$$H' = \log \log S$$

Dónde: S es el número total de especies en la comunidad y log es cualquier logaritmo.

8.5.3. Índices de dominancia

Los índices basados en la dominancia son parámetros contrarios al concepto de uniformidad o equidad de la comunidad. Toman en cuenta la representatividad de las especies mejor representadas sin evaluar la contribución del resto de las especies (Magurran, 1988; Moreno, 2001; Álvarez *et al.*, 2004).

8.5.4. Índice de Simpson

El índice de Simpson manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie (Moreno, 2001; Álvarez *et al.*, 2004). Es muy dependiente de las especies más dominantes y menos sensible a la riqueza de especies (Magurran, 1988). Carabias *et al.*, (2009) lo define como la suma de los cuadrados de las fracciones correspondientes a cada especie en la comunidad y es expresado de la siguiente manera:

$$D = \sum p_i^2$$

Dónde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

Calculado de esta manera, este índice es en realidad una medida del grado de dominancia existente en la comunidad. Es decir, cuanto más alto es su valor, más dominante es una especie (o unas cuantas especies). A razón de esto, para usarlo como un índice de diversidad es necesario calcular su inverso (1D):

$${}^1D = \frac{1}{D}$$

8.6. Área bajo la curva

Los índices basados en la riqueza, en específico los de Shannon y de Simpson han sido los más utilizados como herramientas de medición de la biodiversidad (Di Battista *et al.*, 2017). Aunque ningún índice individual puede expresar sintéticamente en forma numérica de manera correcta el concepto de biodiversidad, dado que este surge de combinación de la riqueza (el número de especies diferentes) con la uniformidad (el grado en que las abundancias se dividen equitativamente entre las especies) (Ricotta *et al.*, 2003). Aunado a lo anterior el uso de diferentes índices puede conducir a diferentes clasificaciones de las comunidades (Van Strien *et al.*, 2012). Por esta razón, Hill (1973) propuso una formulación de diversidad unificadora mediante la introducción de una familia paramétrica de índices de diversidad denominados perfiles de diversidad. Los perfiles de diversidad son funciones que dependen de un parámetro que refleja la sensibilidad a especies raras y abundantes; proporcionan un continuo de posibles medidas de biodiversidad (Ricotta *et al.*, 2003) y producen una representación gráfica fiel de la diversidad comunitaria (Leinster y Cobbold, 2012).

Debido a que los perfiles de diversidad se presentan como curvas, se puede considerar el enfoque de análisis de datos funcionales (FDA por sus siglas en inglés) (Ramsey y Silverman, 2005) para inspeccionar los comportamientos de las curvas a lo largo de la dominio de referencia, es por esto que Di Batista *et al.*, (2016b) sugirió herramientas funcionales adicionales para mejorar la interpretación de los perfiles de diversidad y lograr una solución al problema de clasificación para las comunidades con curvas que se cruzan. Estos autores se centraron en el análisis de las derivadas, el radio de curvatura, la curvatura y la longitud del arco. La primera y segunda derivadas reflejan la pendiente y la desaceleración de los perfiles, respectivamente. Debido a que son muy sensibles a pequeñas variaciones en la distribución de especies, son indicadores

inmediatos y directos de la presencia de especies dominantes en una comunidad, es decir, una alta abundancia relativa de las especies más abundantes.

El radio de curvatura y la curvatura resaltan la composición de las comunidades porque son buenos indicadores del desequilibrio entre especies. Finalmente, la longitud del arco proporciona una medida escalar que ayuda a clasificar las comunidades con perfiles que se cruzan, dado el número de categorías. El enfoque propuesto presenta varias ventajas. Primero, contrariamente a los índices clásicos, los perfiles de diversidad consideran conjuntamente la riqueza de especies y la uniformidad de especies. En segundo lugar, las derivadas y el radio de curvatura (o la curvatura) muestran comportamientos de perfil peculiares para cada parte del dominio debido a su sensibilidad a pequeños cambios en la distribución de especies. En tercer lugar, la longitud del arco se puede utilizar para resolver algunos problemas de clasificación para comunidades con perfiles que se cruzan.

Finalmente, el uso combinado de estas herramientas funcionales proporciona un instrumento analítico para comparar comunidades, apoyando el análisis de gráficos de perfil. Sin embargo, la desventaja de este método es que no es posible ordenar comunidades con perfiles que se cruzan y riqueza diferente. Para cubrir esta “laguna de conocimiento”

Di Batista *et al.*, (2017), proponen el uso de una nueva herramienta funcional denominada área de superficie, la cual se calcula matemáticamente como la integral aproximada del perfil de diversidad en un dominio fijo y representa una solución adecuada para clasificar comunidades. Esta herramienta está menos influenciada por la riqueza que por la longitud del arco; por lo tanto, nos permite comparar comunidades que presentan diferentes números de categorías.

Para el presente trabajo se calculó la diversidad de cada una de las repeticiones (parcelas) de cada tratamiento, para todos los círculos (A-E) y para cada uno de los círculos por separado para ello se obtuvieron los siguientes parámetros ecológicos:

abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia , para ésto se utilizó el paquete BloFTF como lo propone Di Batista *et al.*, (2017), después se hizo un análisis de la distribución de frecuencias de los datos presentándose en una gráfica de Cullen y Frey y se hizo un ajuste en la distribución considerando los valores resultantes de las pruebas de Kolmogorov-Smirnov, Cramer-von Mises y Anderson-Darling, y con los criterios de bondad de ajuste como el de Akaike y el Bayesiano, los ajustes elegidos dependiendo de los resultados fueron: Poisson, normal, Weibull, gamma, logarítmico. Una vez tenido el ajuste se hizo un GLM para comparar los parámetros (Índice de Shannon, Inverso de Simpson, Área bajo la curva y riqueza) entre los tratamientos y descartar o no si tuvieron diferencias estadísticamente significativas en base al valor de p, se utilizaron los paquetes gridExtra, fitdistrplus, AER, pscl y ggplot del programa R versión 4.3.1.

8.7. Análisis de la relación entre las formas de vida presentes, los tratamientos y temporadas (sequía y lluvias) en los Transectos

Mediante un GLM se comparó si hubo diferencias significativas entre las formas de vida presentes, los tratamientos y temporadas (sequía y lluvias). Se utilizaron los paquetes readr, AER, ggplot2, pscl, VGAM, fitdistrplus, jtools, ggstance, sjPlot, effects, multcomp, dplyr y MASS del programa R versión 4.3.1.

8.8. Determinación de la herbivoría

8.8.1. Herbivoría trófica

Se hicieron dos mediciones para determinar la herbivoría realizada por los mamíferos, una en la época de secas y la segunda durante la época de lluvias; la primera se realizó del 20 de abril al 08 de mayo de 2020, y la segunda se realizó del 29 de septiembre y 27 de octubre.

Durante los meses abril y mayo 2020 se establecieron de manera aleatoria 10 transectos de 1 x 2 m, dentro de cada una de las 20 parcelas de 0.1 ha usadas para medir la estructura y composición, en los dos tratamientos, en total se establecieron 200 transectos, 100 para cada tratamiento, con una repetición para la época de lluvias. Con

la función aleatoria de Excel se obtuvieron las coordenadas, siendo que las cuerdas orientadas del N-S representaron el eje de las “y” las cuerdas de O-E representaron el eje de las “x” (Figura 10). Para establecer los transectos aleatoriamente se usaron las cuatro cuerdas que delimitaban la parcela de 0.1 ha, como un plano cartesiano, añadiendo a las cuerdas divisiones a cada metro. Lo que se hizo fue localizar primero la coordenada “x” y para localizar eficientemente el punto de inicio de los transectos, se usó la brújula (Figura 11) para dar rumbo hacia donde estaba la coordenada “y”, por medio de una cinta métrica de 20 m se localizó el punto de intersección entre ambas coordenadas, una vez ubicado se colocó una estaca de madera de color naranja fluorescente de 30 cm de longitud, 5 cm servían de anclaje al suelo, aleatoriamente (con una moneda) se decidió la dirección de medición de herbivoría y el rumbo al cual se extendería la cuerda (águila= derecha y N; sol= izquierda y S, respectivamente, siempre como punto de referencia el N), la estaca de la dirección fue posicionada con la estaca del punto inicial de intersección y siempre quedó un poco más enterrada que esta última para que se pudieran discriminar en la segunda medición, después de tener las dos estacas se le amarró una cuerda de 2 m y donde se marcaron los dos metros se clavó la otra estaca, quedando bien delimitada la parcela, con un palo de madera marcado a un metro se vieron que plántulas estuvieron dentro de la parcela (Figura 12). Cabe señalar que el color naranja fluorescente no tendrá ningún efecto de repeler a los venados, ya que estos animales no distinguen el color rojo junto con todas sus tonalidades incluida la naranja (*Cons. Pers.* Mandujano-Rodríguez, 2020).

Dentro de cada transecto se identificaron todas las plántulas de especies leñosas y herbáceas, (en lo sucesivo denominadas colectivamente plántulas), fueron individualmente marcadas, se consideró como plántula a aquella que tuviera hojas verdaderas y que midiera más de 5 cm y que no tuviera una altura superior a 1.2 m de altura (modificado de Brocardo *et al.*, 2013, Beck *et al.*, 2013), que es la altura mayor a la que podrían comer las hojas de los venados dado a que su altura al hombro es de 1.143 m (Álvarez-Romero y Medellín, 2005), en la mayoría de los casos se determinó a nivel de especie y en caso de no poder se le asignó una morfoespecie, siguiendo los pasos descritos en el apartado 8.2. En el anexo No 2 se observan las especies que se pudieron

obtener a partir de semillas. Para cada plántula se procedió a ver si tenía herbivoría o no. Se le asignó un 1 si tenía herbívora y un 0 si no tenía herbívora por mamíferos.

Para familiarizarse con su patrón de ramoneo o mordisqueo del venado, se le dio de comer ramas de mujú (*Brosimum alicastrum* Sw.), Nangaño (*Gymnopodium floribundum* Rolfe), *Critonia morifolia* (Mill.) R.M. King & H. Rob., (Figura 13 a) y b)) y *Erythroxylum havanense* Jacq., a venados en el encierro del área de exhibición del ZOOMAT, esta actividad se realizó la primera semana del mes marzo del 2020. Cabe señalar que las especies vegetales antes mencionadas que se encuentran naturalmente dentro del CER “El Zapotal”, constituyen parte de la dieta del venado según observaciones del personal del ZOOMAT (Con. Pers. Chávez, 2020). Además, se obtuvieron vídeos con cámaras trampa para documentar cómo realiza la folivoría el venado (que se caracteriza por desgarrar las hojas y ramas de las plántulas como se observa en la Figura 13c) y poder discriminar de la folivoría por insectos (que se caracteriza por hacer perforaciones en las hojas o dejar un rastro más definido, donde la hoja o ramas nunca se ven desgarradas como se observa en la Figura 13d).

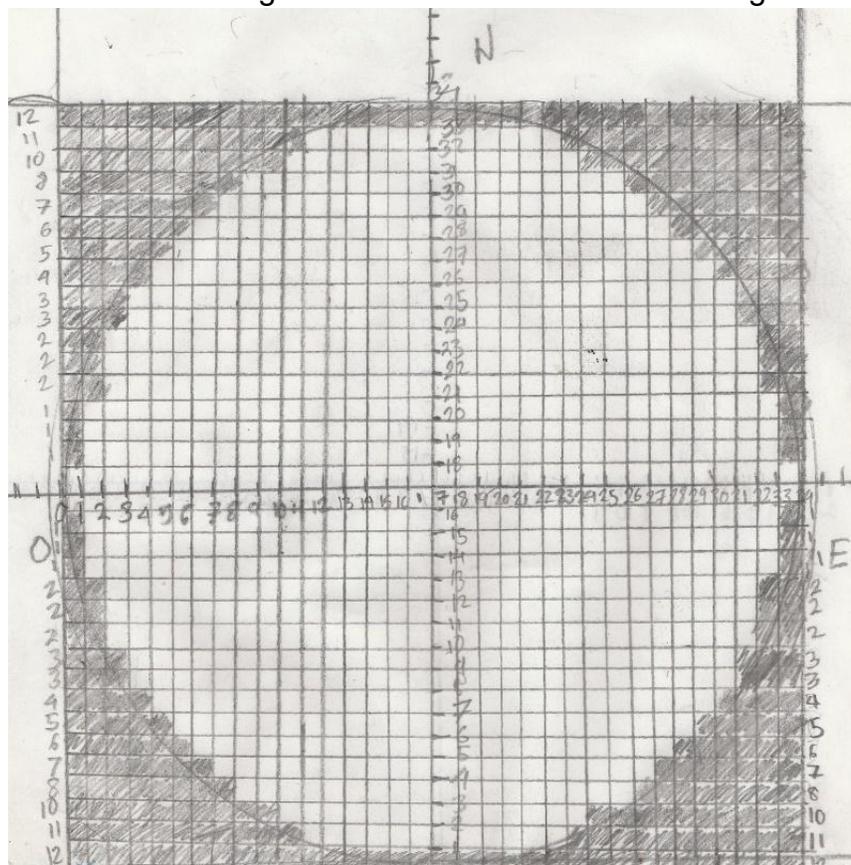


Figura 10. Esquema de la división de la parcela, por medio de las cuerdas. Los puntos que se ubicaron dentro de alguna parte del área sombreada fueron descartados y sustituidos por otros.



Figura 11. Ubicación de los transectos por medio de la brújula.



Figura 12. Delimitación de los transectos y censo de las plántulas que estuvieron dentro de la parcela.



Figura 13. Patrón de mordisqueo del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*). a) Se ve la rama sin mordisqueo de las hojas de *C. morifolia*, b) se ven las hojas de la misma rama de *Critonia morifolia*, que muestran daños de folivoría por parte de venados cola blanca cautivos en un hábitat de exhibición, c) Se ven rastros de ramoneo del venado cola blanca en las ramas desgarradas de plántulas de *Pithecellobium lanceolatum* de la P8 de la ALTA, d) patrón de herbivoría de invertebrados hacia hojas de plántulas de *P. lanceolatum* de la P8 de la ALTA.

8.7.1.1. Modelos de regresión

La relación entre una variable (dependiente) respecto a otras variables en conjunto (independientes), es evaluada mediante la aplicación de los modelos de regresión. Los modelos de regresión se expresan de la siguiente forma: $Y = f(x_1, x_2, \dots) + \varepsilon$ (Moral, 2006).

El principal objetivo de construir un modelo de regresión puede ser evaluar cómo afecta el cambio en unas características determinadas (variables independientes) sobre otra característica en concreto (variable dependiente), denominado modelo con fines explicativos; otro objetivo podría ser intentar estimar o aproximar el valor de una característica (variable dependiente) en función de los valores que pueden tomar en conjunto otra serie de características (variables independientes), denominado entonces modelo con fines predictivos (Moral, 2006).

Existen varias opciones para estimar un modelo de regresión, de entre los que destacan por su facilidad de aplicación e interpretación, el modelo de regresión lineal y el modelo de regresión logística, este último es el que se utilizó en este trabajo.

8.7.1.2. Modelo de regresión logística

Los modelos de regresión logística se aplican cuando la variable a estudiar es dicotómica, por ejemplo: 0/1, sí/no, hombre/mujer, etc., al aplicar un modelo de regresión logística, en lugar de construir un modelo de regresión para estimar los valores reales de la variable de interés, se construye una función basada en el cálculo de la probabilidad de que la variable de interés adopte el valor del evento previamente definido, de la manera siguiente:

$$Y = \ln(p / (1-p))$$

De forma que la nueva variable dependiente construida que vamos a estimar sí puede tomar cualquier valor (no está restringida a un rango de valores) y podemos recurrir a los métodos de estimación de los modelos de regresión tradicionales para construir el

modelo de regresión logística (Moral, 2006). Tras realizar una serie de transformaciones matemáticas se puede deducir que:

$$p = \frac{1}{1 + e^{-\text{modelo de regresión}}}$$

En el modelo de regresión logística, se calcula un modelo de regresión que, en lugar de realizar estimaciones para la variable dependiente real, las realizará sobre la función de probabilidad asociada a ella, pudiendo entonces aplicar los métodos de estimación aplicables al modelo de regresión lineal, diferenciándose entonces ambos modelos únicamente en la interpretación de resultados (Moral, 2006).

Para entender en qué consiste un modelo de regresión, así como para interpretar correctamente los resultados, se debe relacionar dos conceptos: el coeficiente de correlación y el análisis de la varianza. Se puede demostrar que existe una relación entre el coeficiente de correlación (r) y el análisis de la varianza de la regresión, de tal forma que el cuadrado de r , llamado coeficiente de determinación, multiplicado por 100 se interpreta como el porcentaje de la varianza de la variable dependiente que queda explicada por el modelo de regresión (Moral, 2006).

En base a los datos obtenidos se calculó el porcentaje de la herbivoría por tratamiento en cada una de las dos mediciones y se hicieron modelos de regresión logística (dado a la naturaleza de los datos (0 y 1)), para comparar si hubo diferencias significativas entre los valores de herbivoría en relación al VIR, AR, FR o DR que tuvieron las especies en cada tratamiento, para esto se utilizaron los paquetes AER, ggplot2, MASS y pscl del software R versión 4.3.1.

8.8.2. Herbivoría no trófica

Se colocaron 5 plántulas artificiales, en cada uno de los 10 transectos, de cada una de las 20 parcelas (un total de 1000 plántulas artificiales por tamaño), esto aprovechando que los 10 transectos usados para la herbivoría trófica ya estaban aleatorizados y señalados; tomado como punto central el punto de intersección del transecto, de

distribuyeron las plántulas en el rumbo N o S que había sido determinado en la medición de la herbivoría trófica, en caso de que la dirección N o S llegará a salirse de la parcela de 17.8 m anteriormente delimitada se eligió la dirección contraria o la dirección N-S dependiendo del espacio disponible, cada una de las plántulas artificiales se separaron 2.5 m entre sí, (Dirzo, com. pers.). Las plántulas artificiales que se distribuyeron dentro del tronco de un árbol o sobre piedras se reubicaron lo necesario para que se asentaran en suelo, con un espacio libre de cualquier objeto de mínimo 50 cm de radio (Figura 14a). Cabe aclarar que, dado el tamaño y la dureza de los modelos de plántulas artificiales, los invertebrados no pudieron haber causado el daño suficiente para derribarlas.

Las plántulas artificiales se obtuvieron a partir de *Rhipidocladum pittieri*, especie nativa afín a los bambúes, la cual tiene una dureza similar a las plántulas leñosas, ya que el diámetro de su tallo va de 5 a 10 mm (Davidse y Pohl, 1994). Esta especie se recolectó de forma sustentable, en poblaciones de esta especie que se desarrollan de manera natural dentro del CER El Zapotal, con permiso de la Dirección de la reserva.

Se eligieron las varas con un diámetro mayor a 8 mm, diámetro de las plántulas similar al utilizado por Morgridge (2013), aunque debido a recomendaciones de la dirección del ZOOMAT no se le puso un alambre de metal como el citado autor. Las plántulas artificiales no se pintaron de ninguna forma para que mantuvieran su color natural y pasaran desapercibidas por los mamíferos (Figura 15). La elaboración y posterior manipulación a lo largo del estudio, de las plántulas artificiales se realizó con guantes para evitar dejar un olor humano que pueda afectar el comportamiento animal.

Para probar la durabilidad de las plántulas artificiales 10 de estas varas se sometieron a prueba de durabilidad, en un ambiente sin acceso a ningún vertebrado por el periodo abril-septiembre 2020 (6 meses), periodo en el que se da la mayor precipitación, resultando que ninguna de estas sufrió daño por pudrición lo cual comprobó su durabilidad.

Primero se instalaron plántulas artificiales de 70 cm, se pusieron 5 con una longitud 80 cm (10 cm de anclaje o “raíz”) en cada Transecto, de cada una de las parcelas de ambos tratamientos, a los 30 días se hizo una primera medición de cuantas de las plántulas artificiales habían sido pisoteadas por los mamíferos, 15 días después se realizó la segunda medición y se volvieron a contar las plántulas artificiales pisoteadas. En cada parcela cuando se cumplió el mes y medio, se retiraron las plántulas artificiales de 70 cm.

Se repitió el procedimiento anterior, pero ahora con plántulas artificiales de 50 cm, se pusieron 5 con una longitud 60 cm (10 cm de anclaje o “raíz”) en cada Transecto, a los 30 días se hizo una primera medición de cuantas de las plántulas artificiales habían sido pisoteadas por los venados, 15 días después se realizó la segunda medición y se volvieron a contar las plántulas artificiales pisoteadas; la tercera y última medición se efectuó 15 días después de la segunda medición, se contó por última vez las plántulas artificiales pisoteadas.

En cada medición se contabilizaron solamente las plantas artificiales “muertas”; es decir aquellas plántulas artificiales que fueron dobladas hasta el suelo (90°), o arrancadas y/o movidas se clasificaron como “muertas”, resultado de daño físico infligido por los mamíferos (Figura 15). No se contabilizaron las plántulas artificiales que fueron dañadas por ramas (Figura 14b), en cuanto se detectaba alguna se le quitaba la rama y dependiendo de daño que presentara se volvía a colocar o se remplazaban.

Se considera necesario mencionar que conforme a las mediciones se efectuaban, una vez contabilizadas las plántulas que tuvieron herbivoría no trófica, es decir, que mostraban evidencias de haber sido aplastadas por pisoteo, iban siendo recogidas y en la medición final, a petición de la dirección del ZOOMAT se recogieron todas las plántulas que habían sido instaladas. Para determinar si hubo diferencias estadísticamente significativas entre los valores de herbivoría no trófica se analizaron los datos de las



Figura 14. a) Establecimiento de una plántula artificial de 70 cm, obtenida del bambú nativo *Rhipidocladum pittieri*, se observan muchas huellas de venado cola blanca (*O. virginianus*), dado que esta se estableció en la P4 de la ALTA. 13b se ve una plántula artificial derribada por la caída de una rama, esta plántula no se contabilizó y se volvió a colocar o se reemplazó dependiendo de su dureza.



Figura 15. Ejemplo de una plántula artificial que fue derribada por el pisoteo del venado cola blanca (*O. virginianus*), se observan muchas huellas de este mamífero dado que esta se estableció en la P4 de la ALTA.

plántulas grandes y pequeñas en cada uno de las mediciones y en cada tratamiento mediante modelos de regresión logística, para esto se utilizaron los paquetes AER, ggplot2, MASS, pscl, tidyverse y ISLR del software R versión 4.3.1.

En el presente estudio es de resaltar que la medición de la herbivoría no trófica se realizó durante la estación seca del bosque tropical subcaducifolio a diferencia de Clark y Clark (1989), que hicieron sus muestreos en un bosque muy húmedo tropical con lluvias todo el año y cuyos resultados fueron que la caída de ramas tuvo el 19 % del daño fatal a las plántulas, consideramos que las escasas 4 ocurrencias de plántulas artificiales dañadas (dobladas al ras de suelo) por la caída de ramas y que se dio solo en la BAJA se debió principalmente a la ausencia de lluvia y por ello no se incluyeron en el análisis.

9. RESULTADOS

9.1. Abundancia mamíferos.

En la BAJA se obtuvo un total de 41 registros independientes de 85 fotografías; en la ALTA se registraron un total de 193 registros independientes de 515 fotografías, con un esfuerzo total de muestreo de 387 días-cámaras, en cada uno de los tratamientos

La abundancia relativa entre mamíferos fue notoriamente diferente entre los dos tratamientos. En la BAJA, se registraron tres especies de mamíferos, además de 2 especies de aves que, por su dieta granívora tienden a moverse al ras de piso; en la BAJA se encontraron un total de 44 individuos, 5 fueron de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), 22 de guaqueque negro (*Dasyprocta mexicana*) y 13 de mapache (*Procyon lotor*), con respecto a las aves, 3 individuos fueron de chachalaca (*Ortalis vetula*) y 1 de Hoco faisán (*Crax rubra*). En la ALTA se encontraron 193 individuos de 3 especies de mamíferos, en esta zona no se registraron aves, 176 individuos fueron de venado cola blanca (*O. virginianus*), 12 de guaqueque negro (*D. mexicana*) y 5 de mapache (*P. lotor*) (Figura 16; Tabla 2).

Tabla 2. Abundancia relativa de mamíferos y aves estimada mediante foto-trampeo en cada tratamiento.

Especies	TRATAMIENTO			
	Porcentaje de fotos efectivas BAJA	IAR BAJA	Porcentaje de fotos efectivas ALTA	IAR ALTA
Mamíferos				
<i>Odocoileus virginianus</i>	11.364	0.000293634	42.547	0.001099395
<i>Procyon lotor</i>	29.545	0.000763448	4.545	0.000117454
<i>Dasyprocta mexicana</i>	45.455	0.001174536	27.273	0.000704722
Aves				
<i>Crax rubra</i>	2.273	5.87268E-05	0	0
<i>Ortalis vetula</i>	4.545	0.000117454	0	0
Total de IAR por tratamiento:		0.002407799		0.00192157

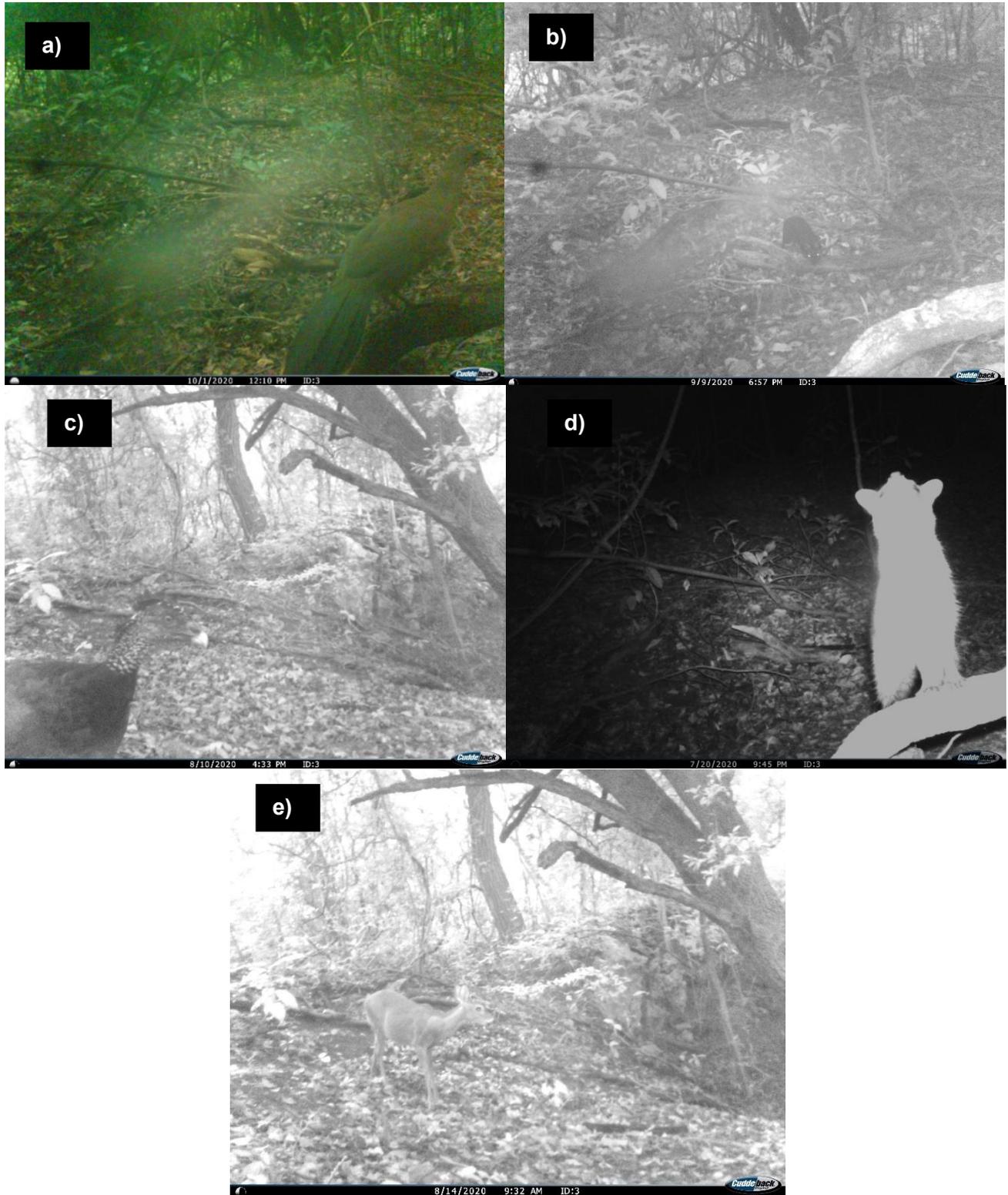


Figura 16. Fotografías de cada una de las especies de mamíferos y aves encontrados durante los muestreos de las zonas ALTA Y BAJA del CER. a) *Ortalis vetula*, b) *D. mexicana*, c) *C. rubra* (hembra), d) *P. lotor* y *O. virginianus* (hembra).

9.2. Determinación de la estructura y composición de la vegetación

9.2.1. Composición florística

La riqueza de especies en la BAJA como resultado de las 10 parcelas de 0.1 ha establecidas, se obtuvieron 43 familias, 71 géneros, 83 especies y una subespecie. En la ALTA como resultado de las 10 parcelas que se establecieron se obtuvo un total de 35 familias, 57 géneros, 66 especies y 3 subespecies. Se puede observar que en los dos tratamientos la forma de vida dominante es la arbórea, aunque hay una especie más de árbol en el BAJA que en la ALTA, en cuanto a arbustos aproximadamente el doble de especies en la BAJA que en la ALTA, en cuanto a hierbas hay más del triple de especies en la BAJA que en la ALTA y en cuanto a lianas y otras formas de vida hay casi el triple en la BAJA comparado con la ALTA (Figura 17).

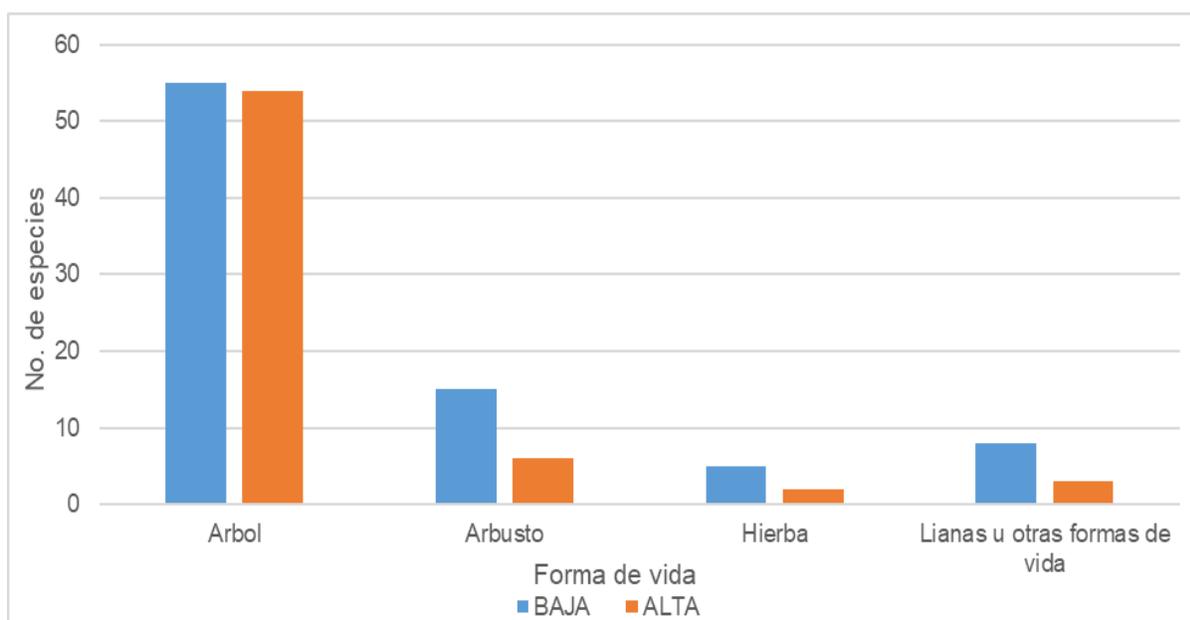


Figura 17. Distribución de frecuencias de las formas biológicas de las especies del BTS del BAJA y de la ALTA del CER "El Zapotal".

La riqueza de especies total del BTS más las especies de ambos tratamientos da un total de 111 especies y 4 subespecies agrupadas en 91 géneros y 50 familias botánicas. De las 111 especies registradas 38 especies están en ambos tratamientos, de las cuales 32 son árboles (los más representativos de acuerdo a su valor de importancia relativa (VIR) son: *Manilkara zapota* (ALTA=14.37 y BAJA=20.50), *Diospyros nigra* (ALTA=4.50 y BAJA=9.98), *Casearia laetioides* (BAJA=5.63 y BAJA=8.15), *Cedrela odorata* (16.83 y BAJA=8.13) y *Brosimum alicastrum* (ALTA=7.56 y BAJA=7.47)) y, 2 son

arbustos (*Bonellia macrocarpa* y *Crossopetalum uragoga*), 2 son hierbas (*Oeceoclades maculata* y *Spathiphyllum phryniifolium*) y 2 son lianas u otras formas de vida (*Gouania polygama* y *Adenocalymma inundatum*) (Figura 18).

En especies exclusivas a la BAJA hay 23 especies de árboles de las que destacan por su VIR: *Taxodium mucronatum* (0.98), *Lonchocarpus lanceolatus* (1.47) y *Vachellia pringlei* (1.13); de arbustos 13 especies fueron exclusivas (*Ruellia breedlovei*, *Tabernaemontana hanna*, *Jathropa curcas*, *Bauhinia divaricata*, *Calyptanthes chiapensis*, *Neea tenuis*, *Piper curvatipes*, *Piper marginatum*, *Gymnopodium floribundum*, *Parathesis donnell-smithii*, *Psychotria erythrocarpa*, *P. tenuifolia* y *Randia aculeata*), de hierbas 3 especies fueron exclusivas (Asteraceae sp. 1, *Lasiacis* sp. 1 y *Adiantum capillus-veneris*) y de lianas u otras formas de vida 6 especies fueron exclusivas (*Roystonea regia*, *Yucca gigantea*, *Machaerium salvadorensis*, *Hiraea fagifolia*, *Serjania triquetra* y *Petrea volubilis*).

Las especies de árboles exclusivas de la ALTA fueron 22 destacando por su IVI (*Pithecellobium lanceolatum* (2.59), *Myriocarpa longipes* (1.03) y *Sideroxylon capiri* (1.23)); de arbustos (*Erythroxyton havanense*, *Bauhinia cookii*, *Agonandra racemosa*, *Piper amalago* y *Amyris elemifera*), de hierbas no hubo ninguna y de lianas u otras formas de vida solo estuvo *Aristolochia maxima* (Figura 18).

En la BAJA la familia con el mayor número de especies fue Fabaceae (9 especies), seguida por Moraceae (5 especies), le sigue la familia Meliaceae con cuatro especies; con tres especies le siguen las familias Anacardiaceae, Cordiaceae, Myrtaceae, Polygonaceae, Primulaceae, Rubiaceae, Salicaceae y Sapindaceae.

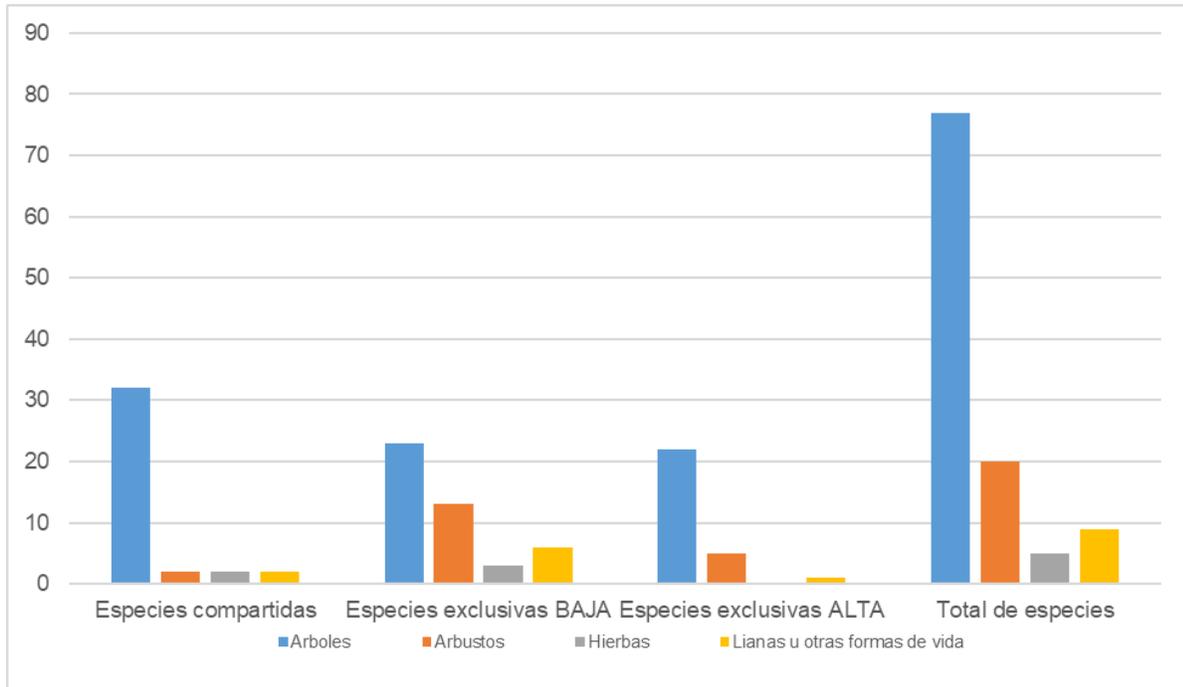


Figura 18. Distribución de frecuencias del número de especies compartidas y las exclusivas de cada tratamiento.

Del resto (32 familias) 28.12% de las familias tuvieron dos especies cada una y 71.87% de las familias tuvieron solamente una especie cada una. En la ALTA la familia con el mayor número de especies fue la familia Fabaceae (5 especies), seguida por Anacardiaceae, Meliaceae, Moraceae y Sapotaceae (con cuatro especies cada una). Del resto (29 familias) 17.24% de las familias tuvieron 3 especies cada una, 17.24% de las familias tuvieron 2 especies cada una y 65.52% de las familias tuvieron 1 especies (Figura 19).

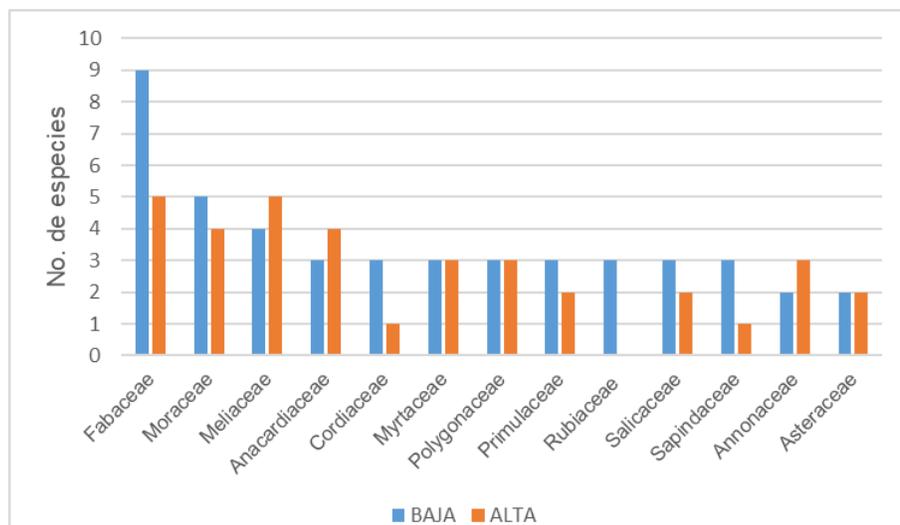


Figura 19. Distribución de frecuencias de las familias mejor representadas en cuanto a número de especies en el BTS de la BAJA y ALTA del CER "El Zapotal".

En la BAJA las familias con el mayor número de géneros fueron: en primer lugar, la familia Fabaceae (6 especies), seguida por Moraceae (4 especies), le siguen las familias Anacardiaceae, Meliaceae, Primulaceae, Salicaceae y Sapindaceae con tres géneros cada una. Del resto (36 familias) 27.77% de las familias tuvieron dos especies cada una y 72.22% de las familias tuvieron solamente una especie cada una. En la ALTA la familia Fabaceae fue la que tuvo más géneros (5). De las familias restantes (33) 18.18% de las familias tuvieron 3 géneros cada una, 18.18% de las familias tuvieron 2 géneros cada una, y 63.63% de las familias tuvieron 1 género cada una (Figura 20).

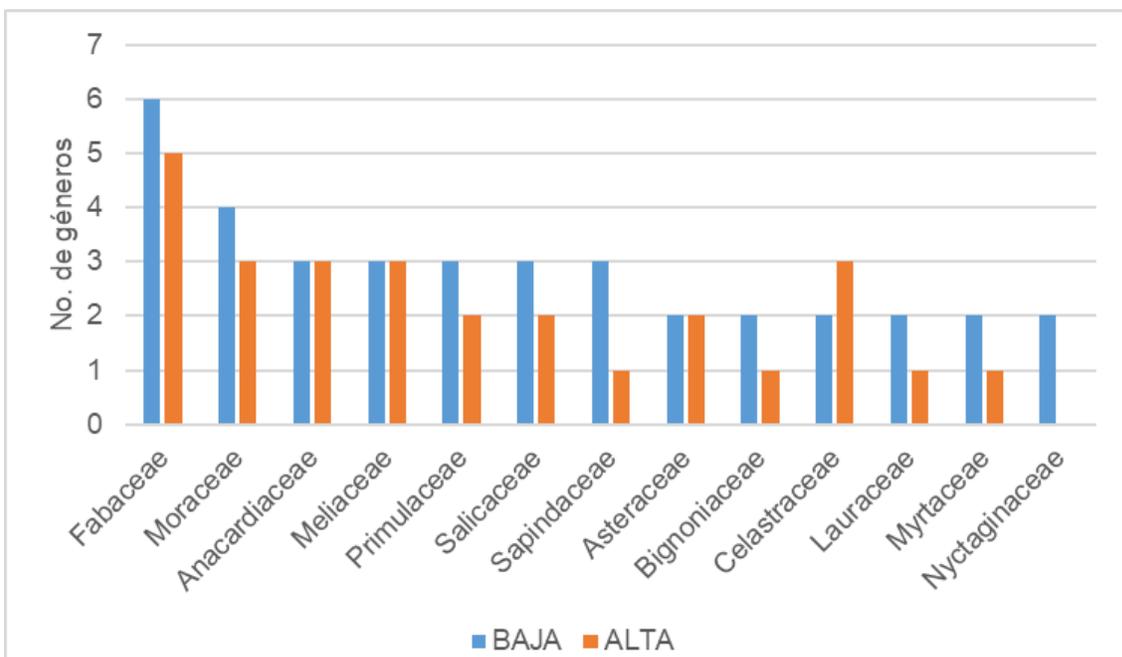


Figura 20. Distribución de frecuencias de las familias mejor representadas en cuanto a número de géneros en el BTS de la BAJA y de la ALTA del CER "El Zapotal".

En la BAJA en cuanto el número de especies por género, *Cordia* y *Lonchocarpus* tuvieron el valor más alto con tres especies. De los restantes (70 géneros) 10% de los géneros tuvieron 2 especies cada uno y el 90% de los géneros tuvieron solo una especie cada uno. Dentro de la ALTA *Eugenia* y *Trichilia* fueron los géneros que tuvieron el mayor número, con tres especies. De los restantes (56 géneros) 10.71% de los géneros tuvieron 2 especies cada uno y el 89.28% de los géneros tuvieron solo una especie cada uno (Figura 21).

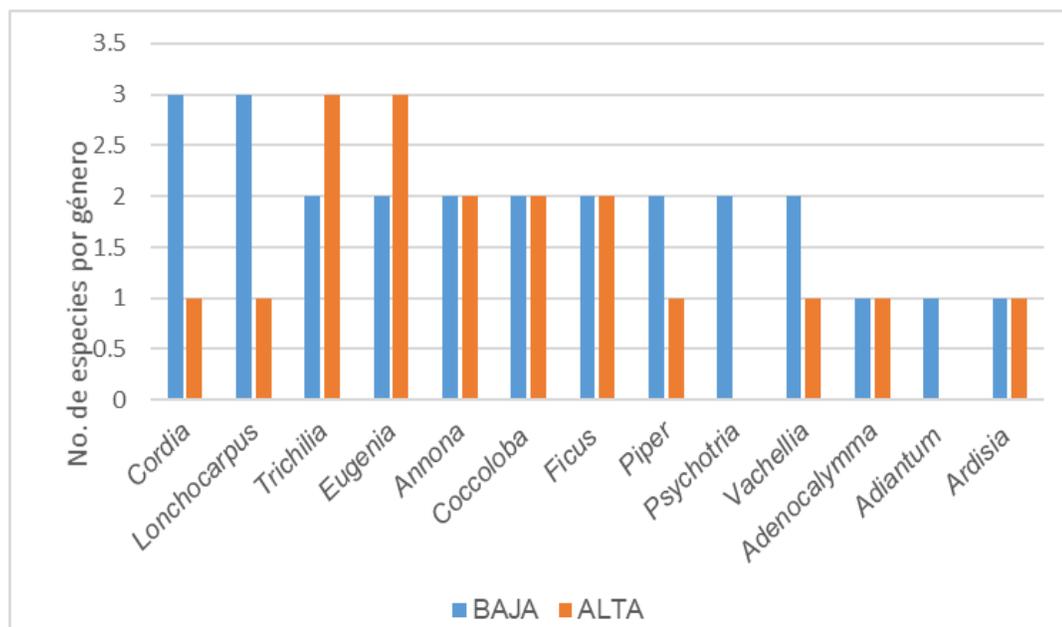


Figura 21. Distribución de frecuencias de los géneros mejor representados en cuanto a número de especies en el BTS de la BAJA y la ALTA del CER "El Zapotal".

Por medio del muestreo de parcelas anidadas se encontraron cinco especies de árboles no registradas previamente por Palacios, (2000) y Palacios *et al.*, (2016), las cuales fueron: *Trichilia americana* (Sessé & Moç.) T.D. Penn., *T. glabra* L. *Calatola laevigata* Standl. (Metteniusaceae), *Ficus velutina* Humb. & Bonpl. ex Willd. (Moraceae) y *Xylosma cinerea* (Clos) Hemsl. (Rhamnaceae).

9.2.2. Estructura horizontal

Como resultado de las 10 parcelas que se establecieron en el BAJA, se reconocieron 507 individuos repartidos en 43 familias, 71 géneros, 83 especies y una subespecie. Solo 91 individuos fueron plántulas y 129 individuos fueron juveniles. Los restantes (287), fueron arbustos y árboles estuvieron en las clases diamétricas superiores, de la siguiente manera: 19.16% entre 5-10 cm, 41.46% en un rango de 10-30 cm y 39.37% fueron >30 cm. En las 10 parcelas establecidas en la ALTA, se reconocieron 356 individuos, repartidos en 34 familias, 57 géneros, 65 especies y 3 subespecies. Solo 27 individuos fueron plántulas y 50 individuos fueron juveniles. Los restantes (269), fueron arbustos y árboles estuvieron en las case diamétricas superiores, de la siguiente manera: 17.14% entre 5-10 cm., 48.21% en un rango de 10-30 cm. y 34.64% fueron > 30 cm (Figura 22).

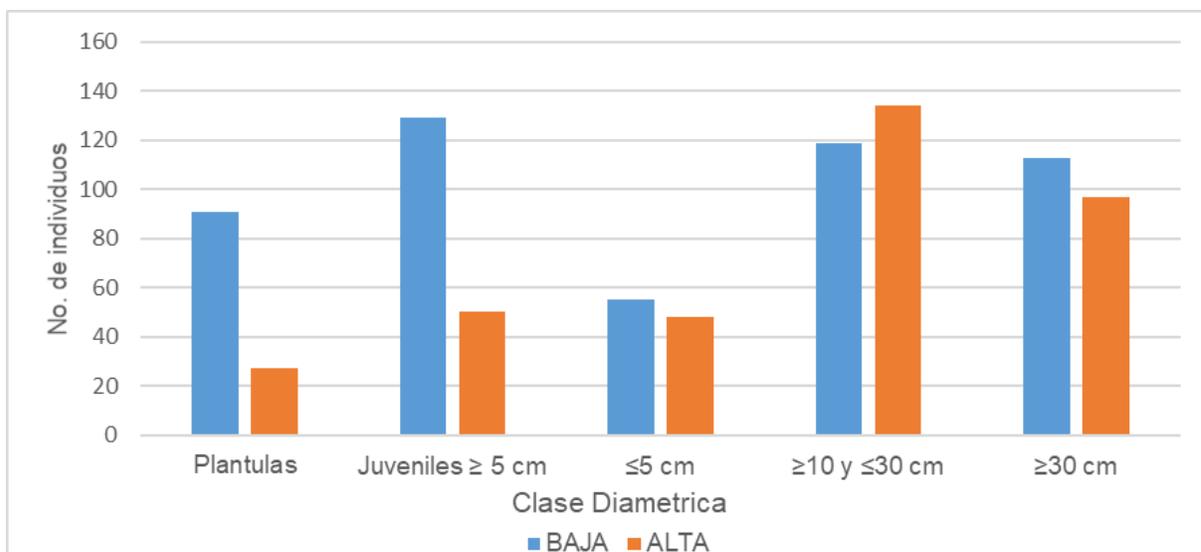


Figura 22. Distribución de frecuencias de las clases diamétricas de árboles y arbustos dentro BTS de la BAJA y la ALTA del CER “El Zapotal”.

En la BAJA se identificaron 33 especies con diámetros a la altura del pecho menores a 5 cm, las más abundantes fueron *Brosimum alicastrum* Sw. y *Manilkara zapota* (L.) P. Royen, con 30 y 26 individuos respectivamente. 15 especies con diámetros a la altura del pecho entre 5 y 10 cm, las más abundantes fueron *B. alicastrum*, *M. zapota* y *Coccoloba acapulcensis*, con 20, 13 y 7 individuos respectivamente. 34 especies se distribuyeron en un rango de 10-30 cm, predominan por su elevado número de individuos: *Casearia laetioides* (34), *M. zapota* (16), *Diospyros nigra* (7) y *Lonchocarpus lanceolatus* (5). Se registraron 19 especies en el rango de ≥30 las más abundantes en cuanto a número de individuos fueron: *Manilkara zapota*, *Cedrela odorata*, *Diospyros nigra*, *Mangifera indica* y *Daphnopsis americana* 22, 16, 16, 14 y 7 individuos respectivamente (figura 23). Los individuos que más destacan respecto a su DAP fueron: *Ficus máxima* (205.50 cm), *Taxodium mucronatum* (140.37 cm), *Cedrela odorata* (113.38 cm) y *M. zapota* (101.54 cm).

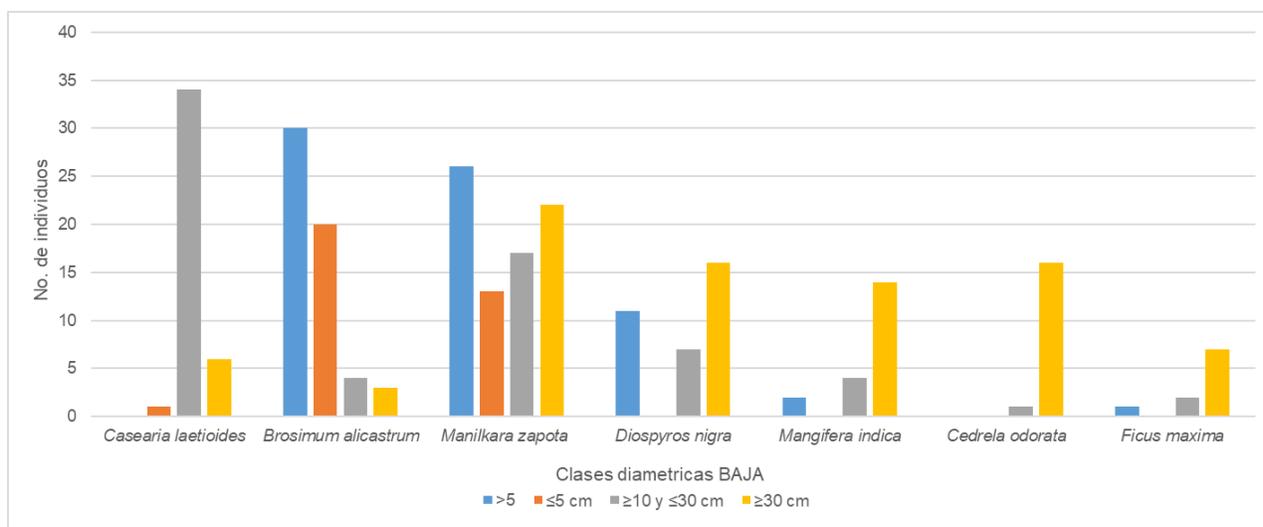


Figura 23. Distribución de frecuencias del número de individuos de las especies más abundantes del BTS de la BAJA del CER “El Zapotal”, desglosados por clases diamétricas

En la ALTA se identificaron 15 especies con diámetros a la altura del pecho menores a 5 cm, las más abundantes fueron *Koanophyllon albicaule* (Sch. Bip. ex Klatt) R.M. King & H. Rob y *Brosimum alicastrum*, con 23 y 7 individuos respectivamente. 16 especies con diámetros a la altura del pecho entre 5 y 10 cm, las más abundantes fueron *B. alicastrum* y *Astronium graveolens* con 11 y 8 individuos, respectivamente. 38 especies se distribuyeron en un rango de 10-30 cm, predominan por su elevado número de individuos: *A. graveolens* (17), *Casearia laetioides* (17), *B. alicastrum* (12) y *Manilkara zapota* (12).

Se registraron 27 especies en el rango de ≥ 30 , las más abundantes en cuanto a número de individuos son: *Cedrela odorata*, *M. zapota*, *Diospyros nigra*, *A. graveolens* y *Brosimum alicastrum*, con 20, 17, 8, 6 y 6 individuos respectivamente (figura 24). Los individuos que más destacan respecto a su DAP fueron: *Ficus velutina* (233.00 cm), *C. odorata* (152.3.1) *M. zapota* (124.93 cm) y *Ceiba pentandra* (111.08 cm).

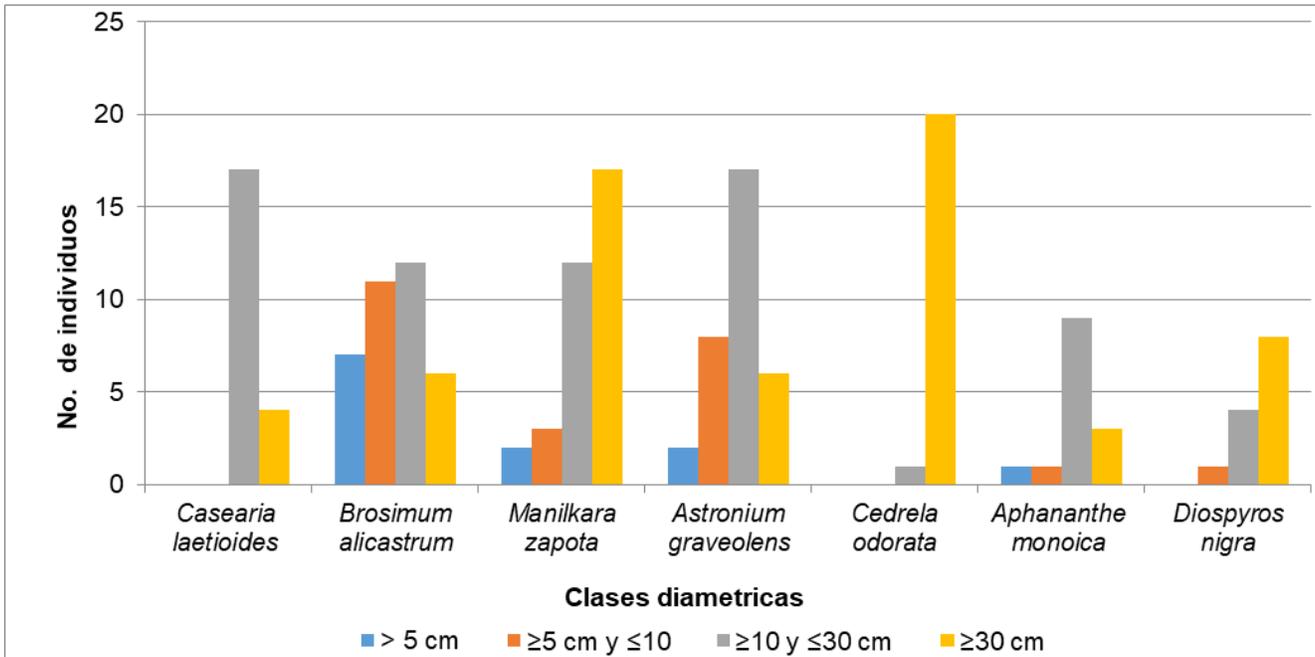


Figura 24. Distribución de frecuencias del número de individuos de las especies más abundantes del BTS de la ALTA del CER "El Zapotal", distribuidos por clases diamétricas.

9.2.3. Abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia.

Las especies con los mayores valores de abundancia en la BAJA fueron: *M. zapota* (78), *Brosimum alicastrum* (57), *Casearia laetioides* (41), *Diospyros nigra* (34), *Coccoloba acapulcensis* (20), *Mangifera indica* (20) y *Cedrela odorata* (17). Las especies con los mayores valores de abundancia en la ALTA, fueron: *B. alicastrum* (38), *A. graveolens* (37), *M. zapota* (35), *Koanophyllon albicaule* (25), *C. odorata* (21), *C. laetioides* (21) y *Aphananthe monoica* (14) (Figura 25).

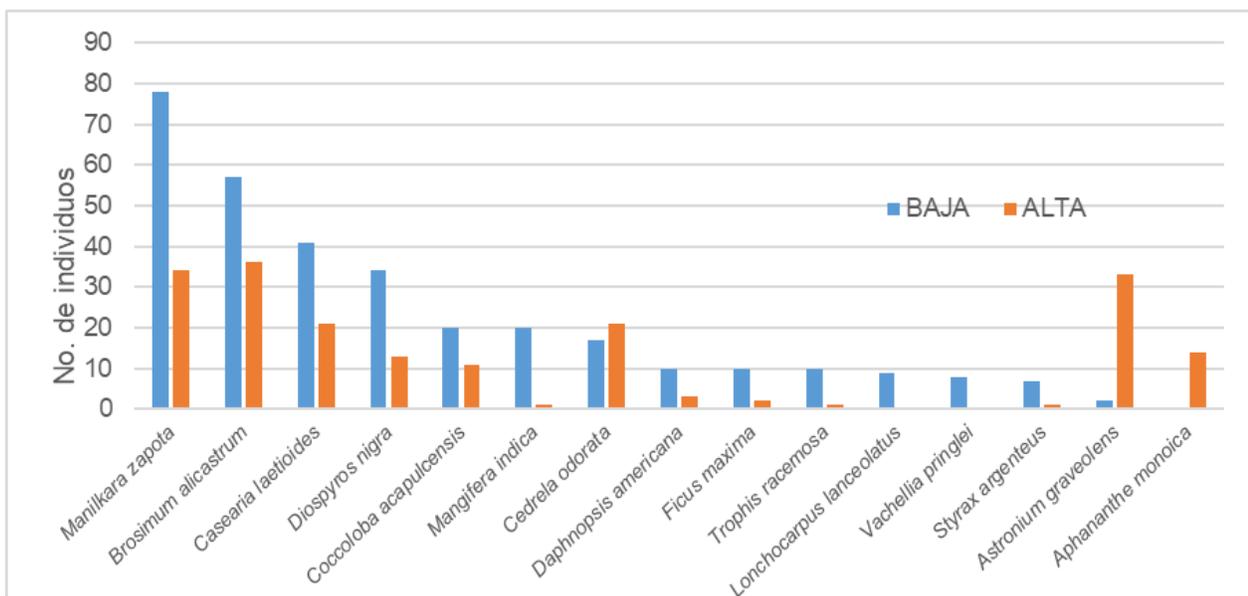


Figura 25. Distribución de frecuencias de especies más abundantes del BTS de BAJA y de la ALTA del CER "El Zapotal".

9.2.3.1. Atributos estructurales en la zona con baja densidad de mamíferos

M. zapota, *Diospyros nigra*, *C. odorata* y *Casearia laetioides*, fueron las especies con mayor dominancia relativa, 35.66%, 18.24%, 14.66% y 9.67% respectivamente (Tabla 3). Las especies de mayor densidad relativa fueron: *M. zapota* (18.94%), *B. alicastrum* (13.66%), *C. laetioides* (9.83%) y *D. nigra* (8.15%).

Especies	DoR
<i>Manilkara zapota</i> (L.) P. Royen	35.66
<i>Diospyros nigra</i> (J.F. Gmel.) Perrier	18.24
<i>Cedrela odorata</i> L.	14.66
<i>Casearia laetioides</i> (A. Rich.) Northr. (Sw.) Britton & Millsp.	9.67
<i>Mangifera indica</i> L.	7.01
<i>Ficus maxima</i> Mill.	6.21
<i>Brosimum alicastrum</i> Sw.	3.07
<i>Daphnopsis americana</i> (Mill.) J.R. Johnst.	1.68
<i>Taxodium mucronatum</i> Ten.	1.05
<i>Vachellia pringlei</i> (Rose) Seigler & Ebinger	0.76
<i>Styrax argenteus</i> C. Presl	0.42
<i>Cordia gerascanthus</i> L.	0.28
<i>Spondias mombin</i> L.	0.23

En la tabla 4 se muestran los atributos estructurales del área muestreada, se presentan sólo las especies con VIR \geq 1% por ser consideradas de mayor significado estructural. La especie más importante en la estructura del bosque fue: *M. zapota*, esta destaca por ser la especie con el mayor valor de dominancia relativa y porque la gran cantidad de individuos de esta especie registraron medidas de DAP > 30 cm. La segunda especie en importancia es *D. nigra* que a diferencia de *M. zapota*, posee valores intermedios de densidad y frecuencia relativa. En cambio, *C. laetioides*, *C. odorata* y *B. alicastrum* (tercera, cuarta y quinta especie en importancia respectivamente) presentaron en común valores elevados consecutivos de densidad y frecuencia relativa, no así para

los valores de dominancia relativa. Las cinco especies en conjunto representan el 54.31% del total de valor de importancia relativa.

Tabla 4. Atributos estructurales de las especies leñosas en 1 ha de BTS de la BAJA del CER “El Zapotal”, ordenadas por su valor de importancia relativa (VIR). Se enlistan únicamente las especies con VIR ≥ 1%. FR=Frecuencia Relativa, DR= Densidad Relativa, DoR= Dominancia Relativa.

Especies	DR	DoR	FR	VI	VIR
<i>Manilkara zapota</i>	18.945	35.661	7.092	61.698	20.566
<i>Diospyros nigra</i>	8.153	18.241	3.546	29.940	9.980
<i>Casearia laetioides</i>	9.832	9.674	4.964	24.471	8.156
<i>Cedrela odorata</i>	4.076	14.666	5.673	24.416	8.138
<i>Brosimum alicastrum</i>	13.669	3.078	5.673	22.421	7.473
<i>Mangifera indica</i>	4.796	7.017	3.546	15.359	5.119
<i>Ficus maxima</i>	2.398	6.214	3.546	12.159	4.052
<i>Coccoloba acapulcensis</i>	4.796	0.221	4.255	9.272	3.090
<i>Daphnopsis americana</i>	2.398	1.682	4.255	8.335	2.778
<i>Trophis racemosa</i>	2.398	0.097	2.836	5.332	1.777
<i>Lonchocarpus lanceolatus</i>	2.158	0.131	2.127	4.417	1.472
<i>Styrax argenteus</i>	1.678	0.429	2.127	4.236	1.411
<i>Vachellia pringlei</i>	1.918	0.760	0.709	3.388	1.129
<i>Coccoloba barbadensis</i>	0.959	0.0035	2.127	3.090	1.030
<i>Taxodium mucronatum</i>	0.479	1.418	1.057	2.955	0.985

Con respecto a la densidad relativa a nivel familia, Sapotaceae, Moraceae, Salicaceae y Ebenaceae, tuvieron los mayores porcentajes, con un 19.42%, 18.94%, 10.07% y 8.15%, respectivamente. Sapotaceae es la familia más dominante con el 35.66%, seguida por Ebenaceae (18.24%), Meliaceae (14.69%) y Salicaceae (9.67%). Las familias con los valores más altos de frecuencia relativa fueron: Moraceae con 13.47% del total, seguidas por Meliaceae (8.51%), Sapotaceae 7.80% y Fabaceae 7.80%. El índice de valor de importancia por familia, reveló que las de mayor peso ecológico dentro del área muestreada fueron: Sapotaceae, Moraceae, Ebenaceae y Meliaceae respectivamente (Figura 26).

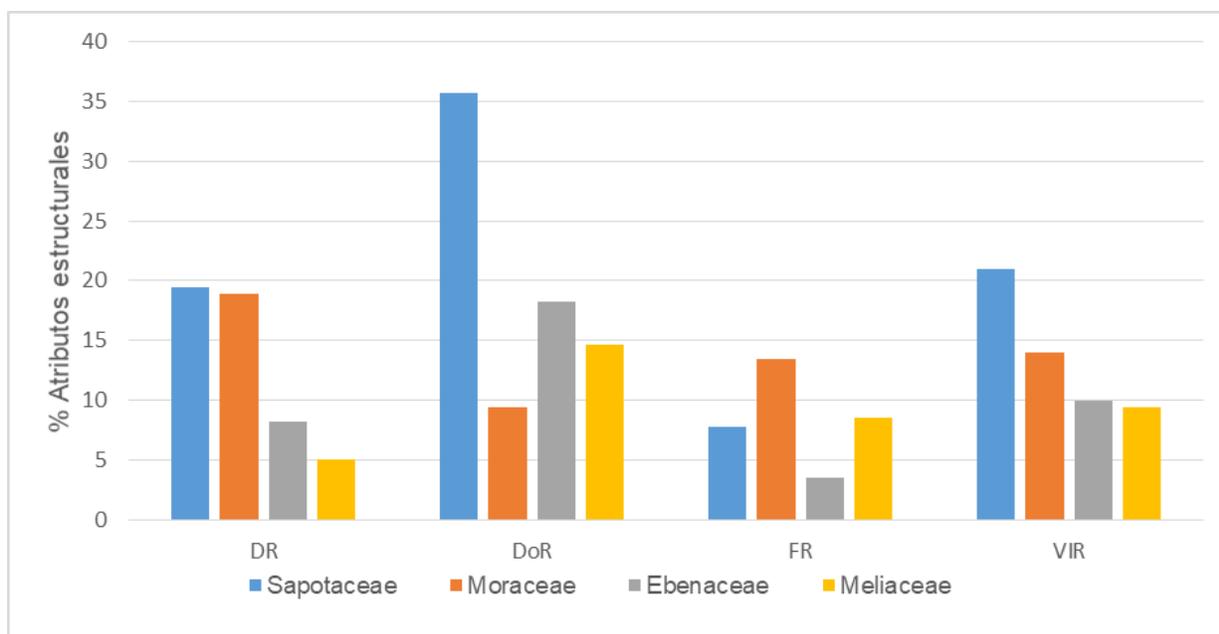


Figura 26. Distribución de frecuencias de las familias del BTS de la BAJA del CER “El Zapotal”, con valores porcentuales más altos de los atributos estructurales. DoR (Dominancia Relativa), DR (Densidad Relativa) y FR (Frecuencia Relativa), IVI 100 (Índice de Valor de Importancia al 100%).

9.2.3.2. Atributos estructurales en la zona con alta densidad de mamíferos

Cedrela odorata, *Manilkara zapota*, *Astronium graveolens* y *Brosimum alicastrum* fueron las especies con mayor dominancia relativa, 37.57%, 27.87%, 8.99% y 6.43% respectivamente (Tabla 5). Las especies de mayor densidad relativa fueron: *B. alicastrum* 11.31%, *A. graveolens* 11.01%, *M. zapota* 10.41% y *Koanophyllon albicaule* 7.44%.

Tabla 5. Especies con mayor dominancia relativa del BTS de la ALTA del CER “El Zapotal”.

Especie	Área basal rel.
<i>Cedrela odorata</i> L.	37.82
<i>Manilkara zapota</i> (L.) P. Royen	28.05
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	8.62
<i>Brosimum alicastrum</i> Sw.	6.25
<i>Diospyros nigra</i> (J.F. Gmel.) Perrier	5.63
<i>Casearia laetioides</i> (Sw.) Britton & Millsp.	3.45
<i>Aphananthe monoica</i> (Hemsl.) J.-F. Leroy	1.92
<i>Alvaradoa amorphoides</i> Liebm.	1.20
<i>Ficus velutina</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	1.05
<i>Ficus maxima</i> Mill.	1.02

<i>Simarouba amara</i> Aubl.	0.64
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	0.49
<i>Trichilia americana</i> (Sessé & Moç.) T.D. Penn.	0.46
<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	0.45

En la tabla 6 se muestran los atributos estructurales del área muestreada, se presentan sólo las especies con VIR \geq 1% por ser consideradas de mayor significado estructural. La especie más importante en la estructura del bosque fue: *Cedrela odorata*, la cual destaca que fue la especie con el mayor valor de dominancia relativa y porque la a excepción de un individuo que midió 17.18 cm, todos los demás individuos de esta especie registraron medidas de DAP $>$ 30 cm. La segunda especie en importancia es *Manilkara zapota* que a diferencia de *C. odorata*, posee valores intermedios de densidad y frecuencia relativa. En cambio, *Astronium graveolens*, *Brosimum alicastrum* y *Casearia laetioides* (tercera, cuarta y quinta especie en importancia respectivamente) presentaron en común valores elevados consecutivos de densidad y frecuencia relativa, no así para los valores de dominancia relativa. Las cinco especies en conjunto representan el 52.59% del total de valor de importancia relativa.

Con respecto a la densidad relativa, Moraceae, Anacardiaceae y Sapotaceae, tuvieron los mayores porcentajes, con un 12.5%, 12.20% y 11.90%, respectivamente. Meliaceae es la familia más dominante con el 38.04%, seguida por Sapotaceae (28.36%), Moraceae (18.69%) y Anacardiaceae (9.01%). Las familias con los valores más altos de frecuencia relativa fueron: Meliaceae con 8.73% del total, seguidas por Sapotaceae (8.73%) y Moraceae (7.93%), con 25.98%. El índice de valor de importancia por familia reveló que las de mayor peso ecológico dentro del área muestreada fueron: Meliaceae, Sapotaceae, Moraceae, Anacardiaceae y Salicaceae respectivamente (Figura 27).

Tabla 6. Atributos estructurales de las especies leñosas en 1 ha del BTS de la ALTA del CER "El Zapotal", ordenadas por su valor de importancia relativa (VIR). Se enlistan únicamente las especies con VIR $\geq 1\%$. FR= Frecuencia Relativa, DR= Densidad Relativa, DoR= Dominancia Relativa.

Especies	DR	FR	DoR	VI	VIR
<i>Cedrela odorata</i> L.	6.383	6.349	37.823	50.555	16.851
<i>Manilkara zapota</i> (L.) P. Royen	10.334	4.761	28.053	43.149	14.383
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	10.030	4.761	8.618	23.410	7.803
<i>Brosimum alicastrum</i> Sw.	10.942	5.555	6.249	22.747	7.582
<i>Casearia laetioides</i> (A. Rich.) Northr. (Sw.) Britton & Millsp.	6.383	7.142	3.448	16.974	5.658
<i>Diospyros nigra</i> (J.F. Gmel.) Perrier	3.951	3.968	5.634	13.554	4.518
<i>Aphananthe monoica</i> (Hemsl.) J.-F. Leroy	4.255	4.761	1.922	10.940	3.646
<i>Koanophyllon albicaule</i> (Sch. Bip. ex Klatt) R.M. King & H. Rob.	7.598	3.174	0.039	10.812	3.604
<i>Pithecellobium lanceolatum</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Benth.	4.255	3.174	0.381	7.811	2.603
<i>Coccoloba acapulcensis</i> Standl.	3.343	3.174	0.124	6.642	2.214
<i>Alvaradoa amorphoides</i> Liebm.	3.343	1.587	1.203	6.134	2.044
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	1.823	3.174	0.643	5.641	1.880
<i>Sapindus saponaria</i> L.	1.823	3.174	0.292	5.290	1.763
<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	1.215	2.381	0.448	4.045	1.348
<i>Sideroxylon capiri</i> (A. DC.) Pittier	0.911	2.381	0.428	3.721	1.240
<i>Lonchocarpus guatemalensis</i> Benth.	1.215	2.381	0.055	3.652	1.217
<i>Ehretia tinifolia</i> L.	1.215	1.587	0.420	3.223	1.074
<i>Myriocarpa longipes</i> Liebm.	2.127	0.793	0.189	3.110	1.037

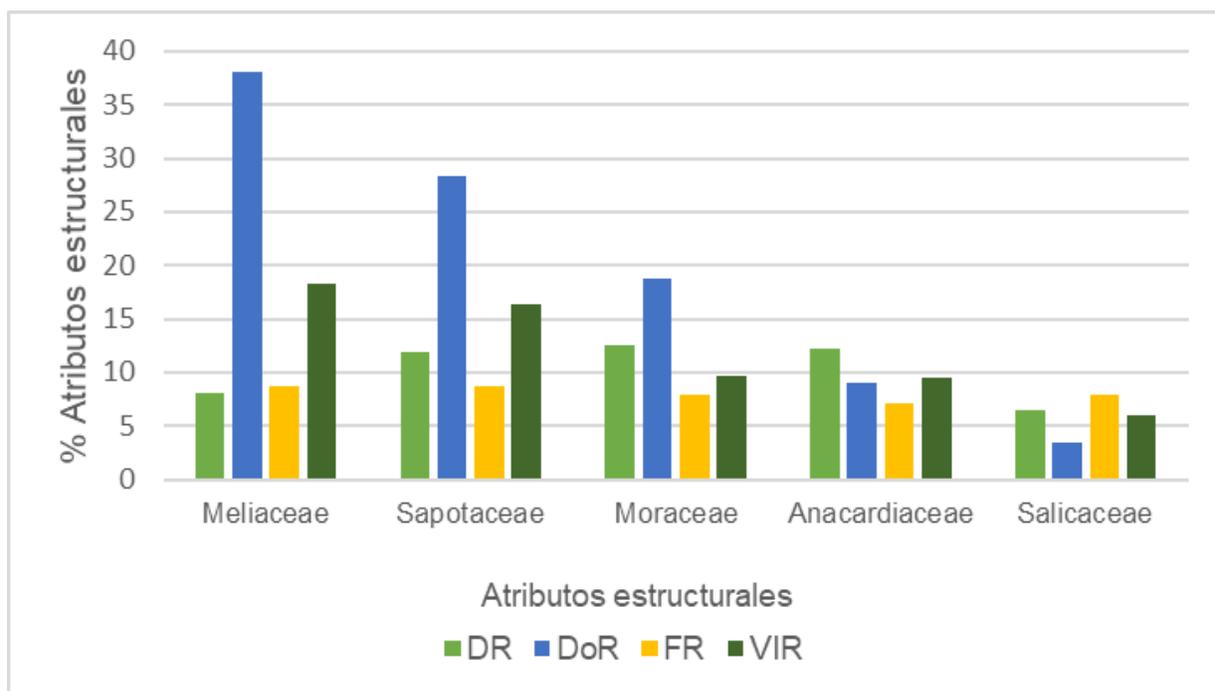


Figura 27. Distribución de frecuencias de las familias del BTS de la ALTA del CER "El Zapotal", con sus valores porcentuales más altos de los atributos estructurales. DR (Dominancia Relativa), DeR (Densidad Relativa) y FR (Frecuencia Relativa), IVI 100 (Índice de Valor de Importancia al 100%).

9.3. Diversidad florística en las parcelas anidadas.

Se presentan los valores de p , con el ajuste de distribución, en el que se comparan los parámetros obtenidos: Área bajo la curva, Índice de Shannon, Inverso de Simpson y riqueza, entre ambos tratamientos, se observan dimensionalmente las comparaciones en gráficas de caja. Se presenta primero para el análisis de los datos de biodiversidad obtenidos en todos los círculos y posteriormente para cada uno de los círculos.

Cuando se compararon los datos de abundancia de todos los círculos entre los tratamientos, no fueron estadísticamente significativos (Figura 28).

Los valores de p para todos los parámetros, a excepción del Inverso de Simpson, cuando se compararon los datos de abundancia del círculo A, entre los tratamientos, fueron estadísticamente significativos (Figura 29).

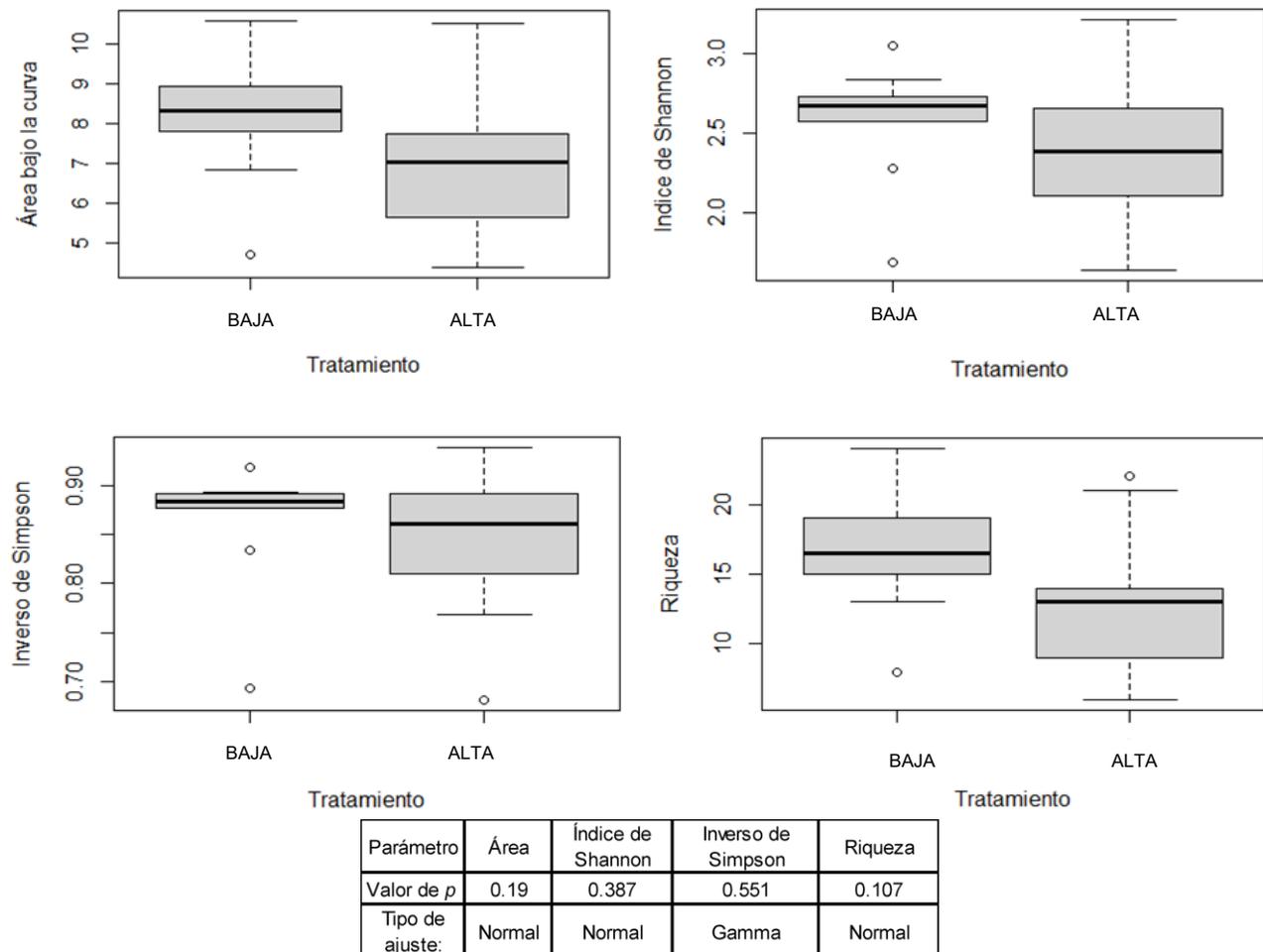


Figura 28. Promedios de los valores de abundancia de las especies con ajuste para cada uno de los parámetros de biodiversidad, para todos los círculos de ambos tratamientos BAJA y ALTA.

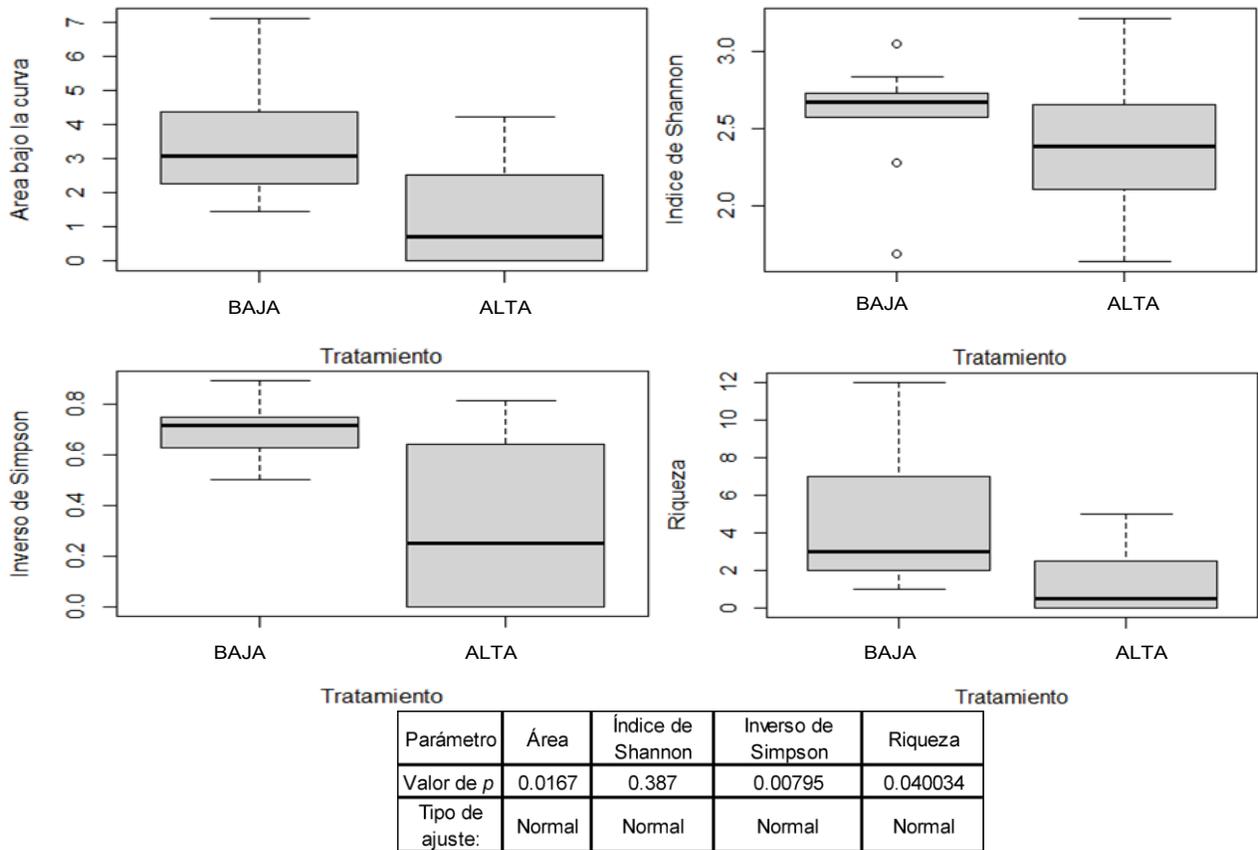


Figura 29. Promedios de los valores de abundancia de las especies con ajuste, para cada uno de los parámetros de biodiversidad, con respecto al círculo A de ambos tratamientos BAJA y ALTA.

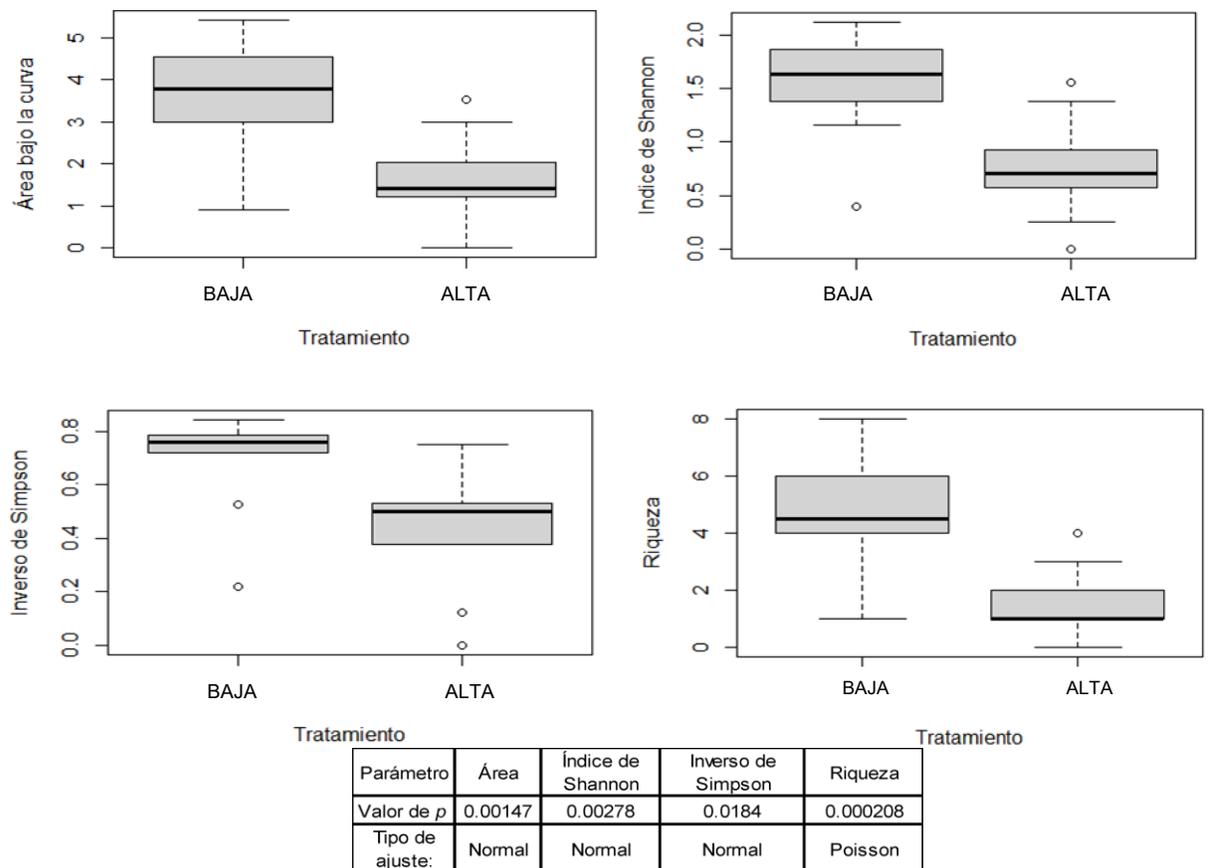


Figura 30. Promedios de los valores de abundancia de las especies con ajuste para cada uno de los parámetros de biodiversidad, con respecto al círculo B en ambos tratamientos BAJA y ALTA.

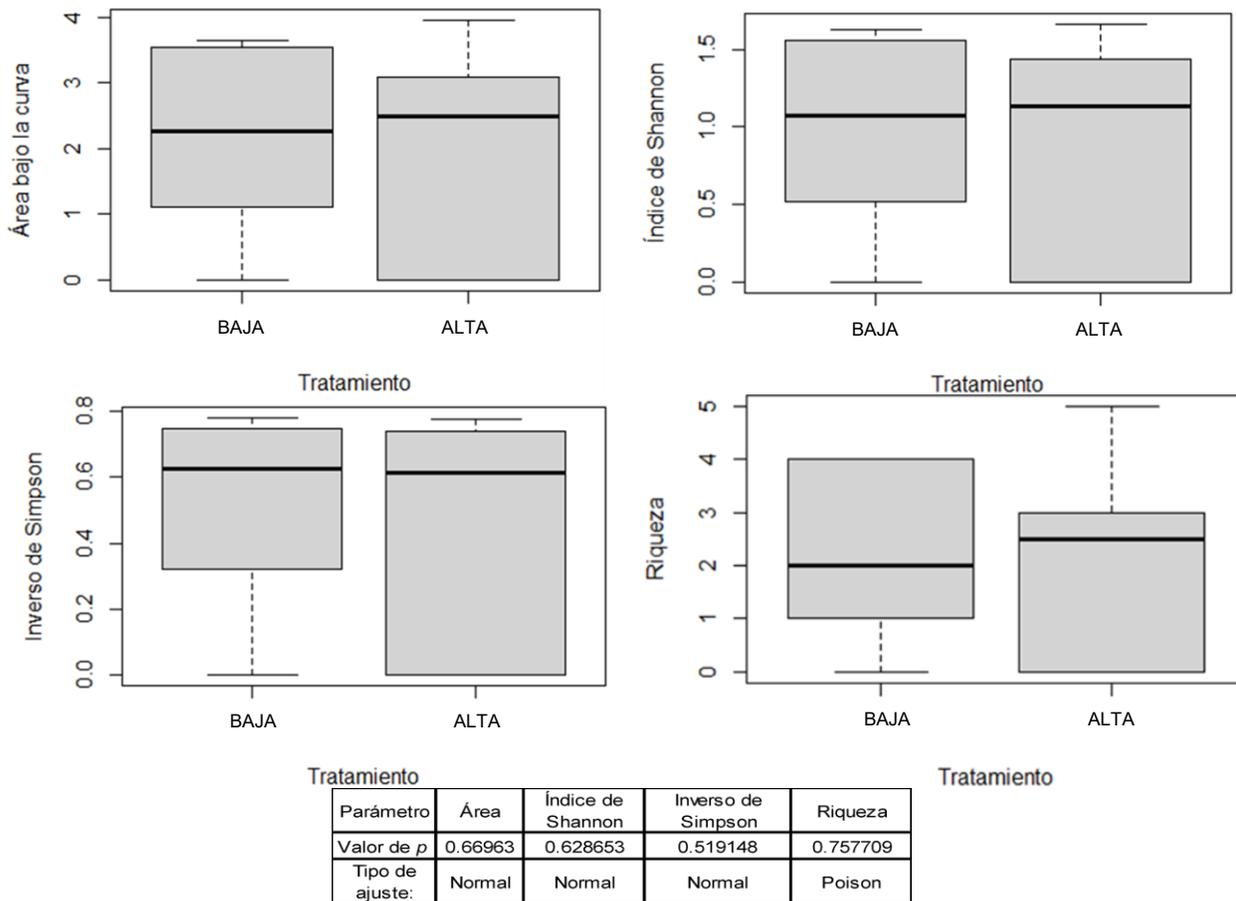


Figura 31. Promedios de los valores de abundancia de las especies con ajuste, para cada uno de los parámetros de biodiversidad, con respecto al círculo C en ambos tratamientos BAJA y ALTA.

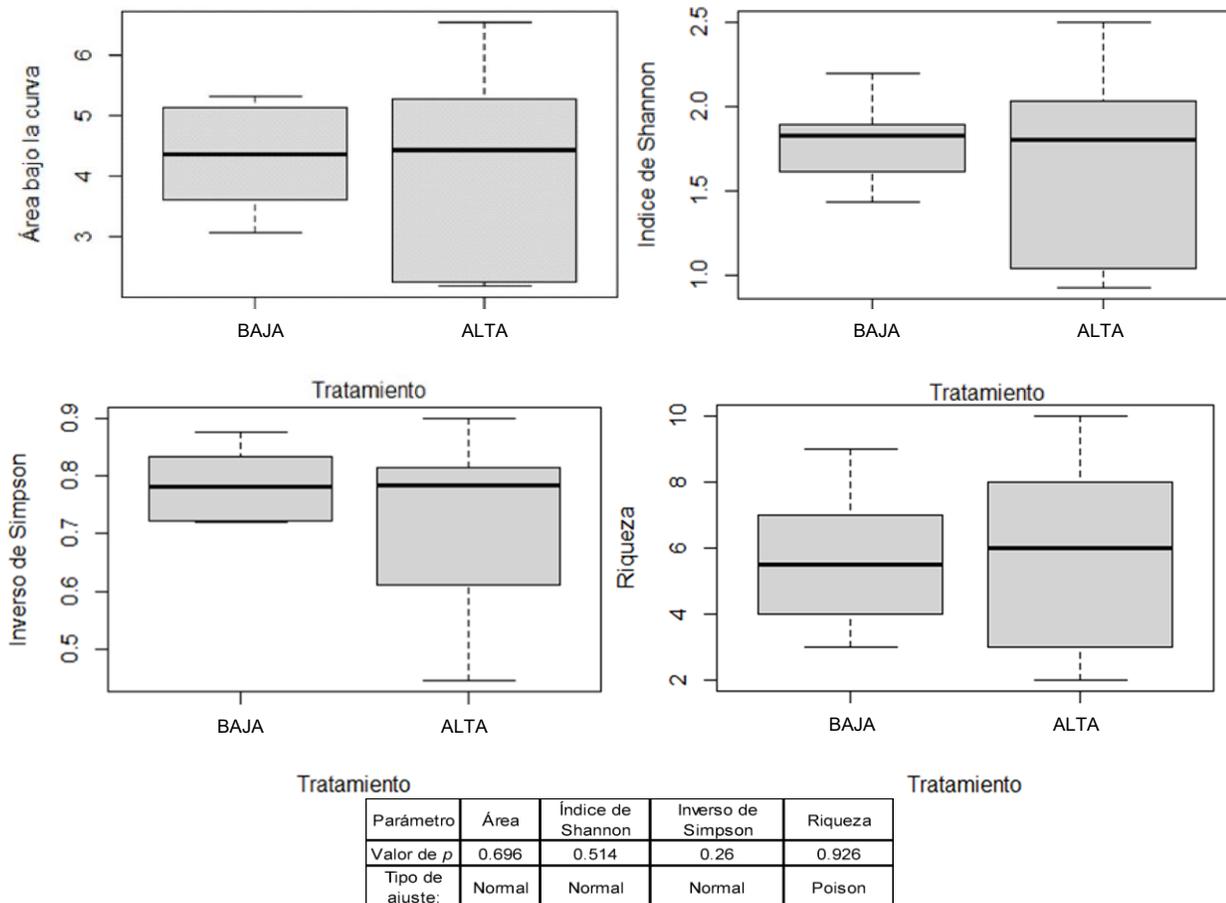


Figura 32. Promedios de los valores de abundancia de las especies con ajuste, para cada uno de los parámetros de biodiversidad, con respecto al círculo D en ambos tratamientos BAJA y ALTA.

Los valores obtenidos en el círculo B, fueron estadísticamente significativos (Figura 30).

Los valores de p obtenidos a partir de los datos de abundancia de los círculos C, D y E. comparando ambos tratamientos no fueron estadísticamente significativos (Figuras 31,32, 33).

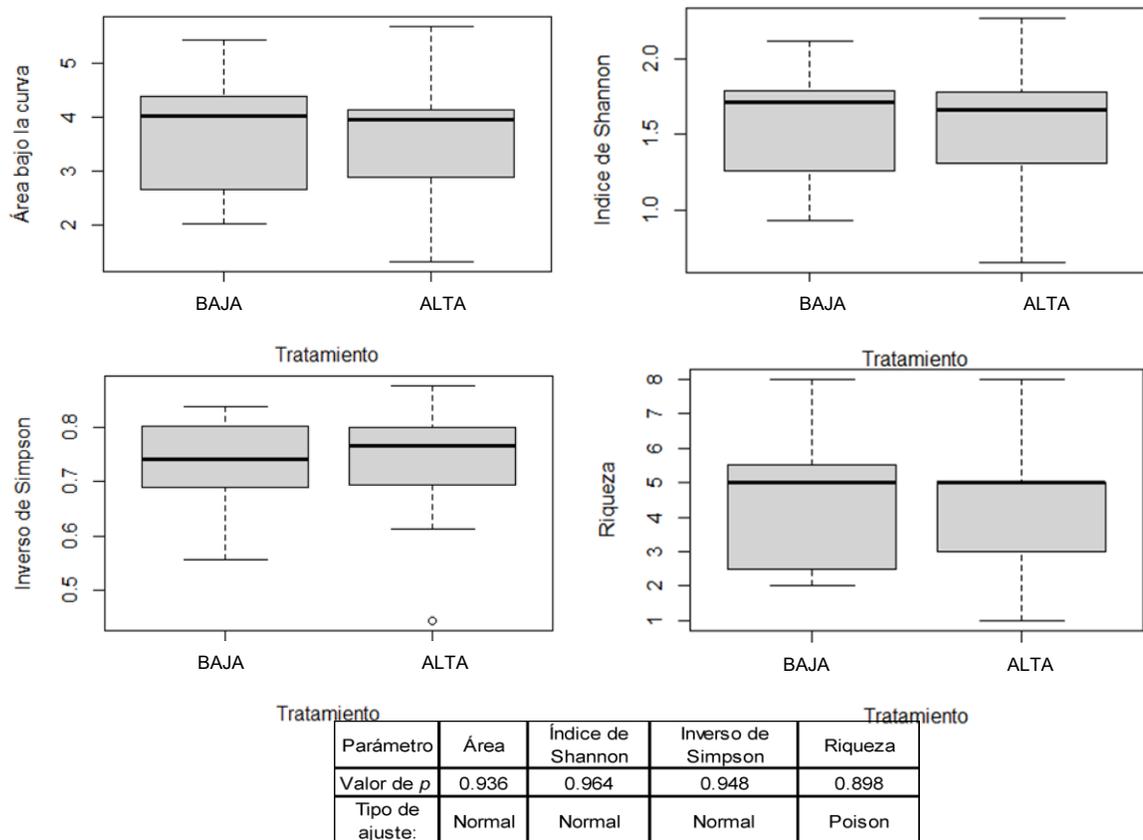


Figura 33. Promedios de los valores de abundancia de las especies con ajuste, para cada uno de los parámetros de biodiversidad, con respecto al círculo E en ambos tratamientos BAJA y ALTA.

9.4. Relación entre las formas de vida presentes, los tratamientos y temporadas (sequía y lluvias) en los Transectos

Los resultados obtenidos mediante el GLM (Tabla 7) reflejan que si hay diferencias significativas entre los niveles de herbivoría general entre tratamientos a la que estuvieron sujetos los tratamientos $p= (8.04e-11)$. En contraste no hubo diferencias significativas en las formas de vida y su correlación con la herbivoría, tampoco la temporada marcó un

efecto hacia las preferencias de los herbívoros hacia determinada forma de vida entre tratamientos

Tabla 7. Niveles de herbivoría general y coeficientes de herbivoría para las distintas formas de vida y su relación con las estaciones del año.

	Estimado	Error estándar	Valor z	Valor de <i>p</i>
Intercepto	4.0174	0.3363	-11.945	< 2e-16
Tratamiento sin	2.5644	0.3945	6.500	8.04e-11
Habito Arborescente	-17.5487	14616.2190	0.001	0.999
Hábito Arbusto	-17.5487	1799.1322	-0.010	0.992
Hábito Hierba	-17.5487	3031.2626	-0.006	0.995
Hábito Indeterminada	-17.5487	6379.0410	-0.003	0.998
Habito Liana	-17.5487	1534.3051	-0.011	0.991
Tratamiento sin: hábito Arborescente	NA	NA	NA	NA
Tratamiento sin: hábito Arbusto	2.5644	4471.2944	-0.001	1.000
Tratamiento sin: hábito Hierba	-2.5644	7911.8277	0.000	1.000
Tratamiento sin: hábito Indeterminada	-2.5644	18042.6524	0.000	1.000
Tratamiento sin: hábito Liana	16.0185	1534.3052	0.010	0.992

9.5. Herbivoría trófica (Transectos)

9.5.1. Composición de plántulas para el catálogo fotográfico de cotejo.

Se obtuvieron registros fotográficos de plántulas de 74 especies (Ver el anexo 2), de las cuales 61 fueron registradas por Palacios *et al.*, (2016), para el Zapotal, de estas especies 55 se encuentran estrictamente dentro del BTS del Zapotal y 6 en las zonas de transición con BTC, como lo revelan los resultados de la estructura y composición de este trabajo. 13 especies no están enlistadas en el Zapotal, pero forman parte del BTS de áreas cercanas con este mismo tipo de vegetación (Vicente-Rivera *et al.*, 2019), por lo que fueron consideradas.

9.5.2. Composición de plántulas encontradas en Transectos por tratamiento (época de estiaje)

Resultado de los 100 Transectos establecidos en la zona con baja densidad de mamíferos (BAJA) durante la época de secas, se encontraron 480 plántulas, pertenecientes a 42 familias, 63 géneros, 65 especies, 4 determinadas a nivel familia y 7 determinadas a nivel

de género, una de estas pertenece al género *Justicia*, y al parecer es una especie nueva que sigue en estudio. De las 65 especies, 4 determinadas a nivel familia y 7 determinadas a nivel de género, 33 especies corresponden a árboles, 18 arbustos, 9 hierbas, 11 lianas y 5 que no se pudieron determinar con certeza la forma de vida debido a la falta de características morfológicas presentadas, en adición a esto no se llegó a la identidad taxonómica específica.

De las 480 plántulas que se encontraron en la BAJA el 99.58% (478 plántulas), no presentaron folivoría por mamíferos y solo el 0.42% (2 plántulas) presentaron folivoría. *Adenocalymma inundatum* fue la única especie que presentó herbivoría.

En la zona con alta densidad de mamíferos (ALTA) como resultado de los 100 Transectos establecidos durante la época de estiaje, se encontraron 98 plántulas, pertenecientes a 17 familias, 21 géneros y 23 especies y una determinada a hasta familia. De las 24 especies, 12 especies son árboles, 5 arbustos, 3 hierbas y 4 lianas.

De las 98 plántulas que se encontraron en la ALTA el 82.65% (81 plántulas), no presentaron folivoría por mamíferos y el 17.35% (17 plántulas) presentaron herbivoría. *Pithecellobium lanceolatum*, tuvo el mayor porcentaje de plántulas con folivoría, 76.47% (13 plántulas), seguido de *Simarouba amara* con 11.76% (2 plántulas), *Adenocalymma inundatum* y *Lonchocarpus guatemalensis* tuvieron 5.88 % cada una (1 plántula). En la Figura 34 se observan plántulas de las especies mencionadas con presencia de herbivoría.

9.5.3. Composición de plántulas encontradas en Transectos por tratamiento (Época de Lluvias)

Resultado de los 100 Transectos establecidos en la BAJA durante la época de lluvias, se encontraron 774 plántulas, pertenecientes a 44 familias, 80 géneros, 83 especies, 3 determinadas a nivel familia y 4 determinadas a nivel de género, una de estas pertenece al género *Justicia*, y al parecer es una especie nueva que sigue en estudio. De las 83 especies, 3 determinadas a nivel familia y 4 determinadas a nivel de género, 36 especies corresponden a árboles, 20 a arbustos, 10 a hierbas, 21 a lianas u otras formas de vida y

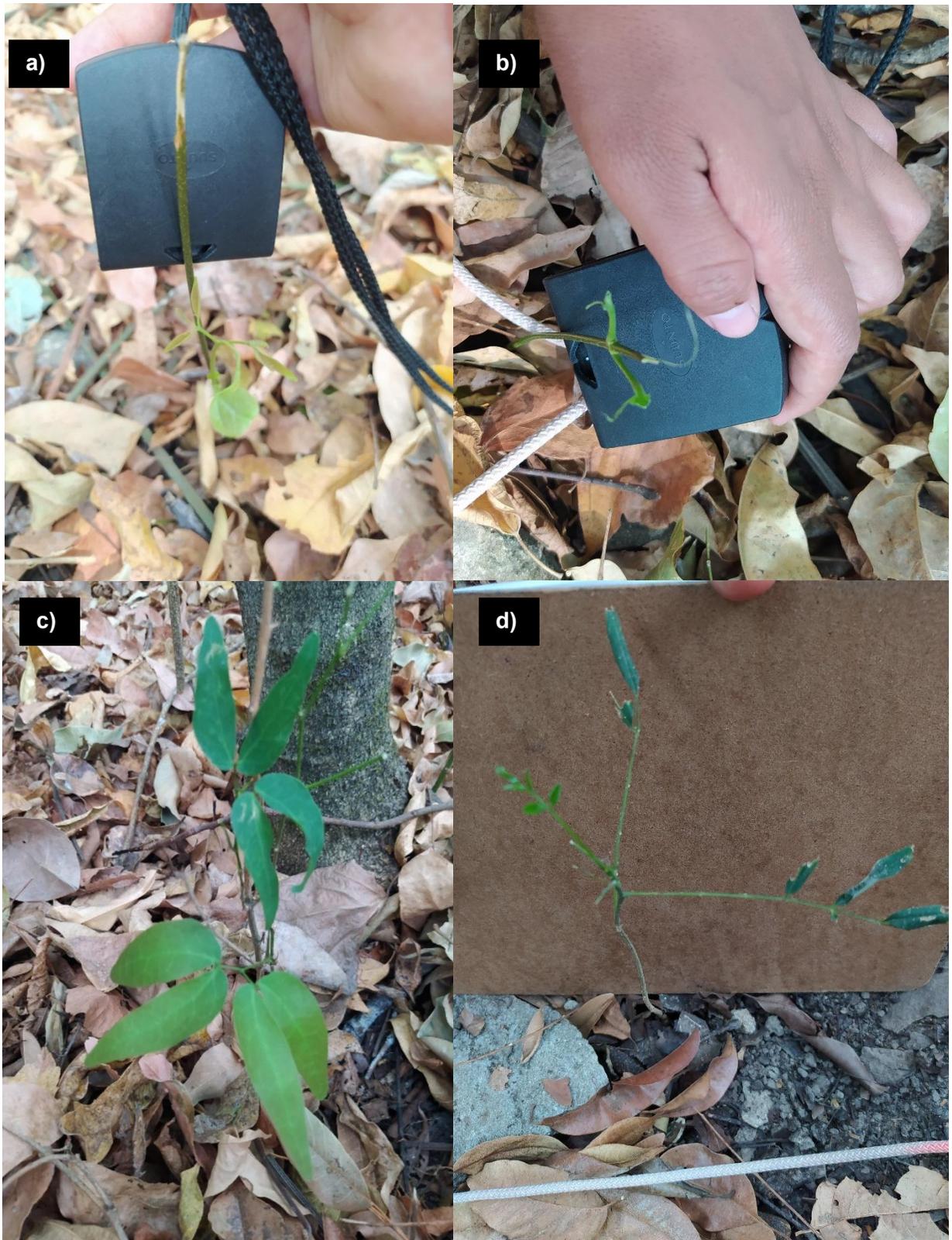


Figura 34. Plántulas que presentaron herbivoría trófica de mamíferos. a) y b) son plántulas de *Lonchocarpus guatemalensis*; c) plántula de *Pithecellobium lanceolatum* y d) plántula de *Simarouba amara*.

3 no se pudieron determinar con certeza dado a que con las características morfológicas que presentaron, no se pudo reconocer una forma de vida, en adición a esto no se llegó a una identidad taxonómica específica. De las 774 plántulas que se encontraron en la BAJA el 99.10% (767 plántulas), no presentaron folivoría por mamíferos y solo el 0.90 % (7 plántulas) presentaron herbivoría. *Brosimum alicastrum* fue la única especie que presentó herbivoría.

En la ALTA como resultado de los 100 Transectos establecidos durante la época de lluvias, se encontraron 208 plántulas, pertenecientes a 29 familias, 39 géneros y 42 especies, 2 determinadas a nivel familia y 1 determinada a nivel de género. De las 42 especies 21 son árboles, 7 arbustos, 6 hierbas, 10 lianas y otras formas de vida y una cuya forma de vida quedó indeterminada. De las 208 plántulas que se encontraron en la ALTA el 92.31% (192 plántulas), no presentaron folivoría por mamíferos y el 7.69% (16 plántulas) presentaron herbivoría. *Pithecellobium lanceolatum* tuvo el mayor porcentaje de plántulas con folivoría, 56.25% (9 plántulas), seguido de *Hiraea fagifolia* y *Koanophyllon albicaule* cada cual con 12.5% (2 plántulas), *Annona purpurea*, *Simarouba amara* y *Syngonium podophyllum* tuvieron 6.25 % cada una (1 plántula).

9.6. Análisis de la herbivoría trófica y su relación con el VIR, AR, Fr o DR.

Los valores de VIR, AR, FR o DR, fueron diferentes para una misma especie en cada uno de los tratamientos (ver anexo 2). Se analizó la relación de valores de VIR, AR, FR o DR con la herbivoría trófica para las épocas de secas y lluvias, comparándose entre cada tratamiento.

9.6.1. El VIR y su relación con la herbivoría trófica

A continuación, se presentan los resultados del modelo de regresión logística para la herbivoría trófica y el VIR en la época de secas (tabla 8). La relación entre el VIR de las especies y la herbivoría, comparada en ambos tratamientos si tuvo una diferencia significativa ($p=0.0798$), esto se debió a que el número de plántulas encontradas se quintuplicó en la BAJA y en contraste con la ALTA, y que las proporciones de herbivoría fueron diferentes 0.42% y 17.35%, respectivamente.

Coeficientes:	Estimado	Error estándar	Valor de z	ρ
Intercepto	-5.92727	0.94080	-6.300	2.97e-10 ***
TratamientoBAJA	4.656480	0.99113	4.698	2.63e-06 ***
VIR	0.09503	0.08314	1.143	0.2530
TratamientoBAJA:VIR	-0.18086	0.10325	-1.752	0.0798

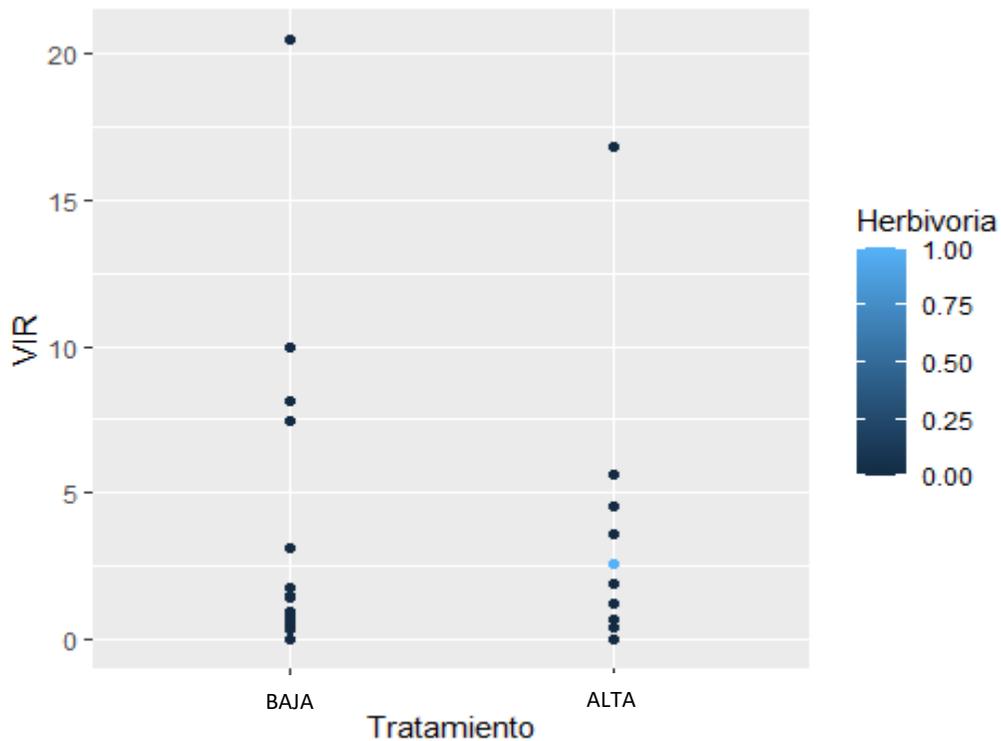


Figura 35. Relación del VIR y la herbivoría trófica, en la época de secas.

Comparando las abundancias de las especies entre los tratamientos también se obtiene que las diferencias también son estadísticamente significativas ($p=2.63^{-6}$). En cambio, cuando se comparan los VIR por cada tratamiento, no fueron significativos ($p=0.2530$). Se graficó la relación entre el VIR y la herbivoría trófica, entre los tratamientos en la época de secas (Figura 35). Se presentan los resultados del modelo de regresión logística para la herbivoría trófica y el VIR en la época de lluvias (tabla 9):

Tabla 9. Variables incluidas en el modelo y coeficientes de la regresión para la época de lluvias.				
Coefficientes:	Estimado	Error estándar	Valor de z	p
Intercepto	-5.18439	0.49356	-10.504	< 2e-16 ***
Tratamiento ALTA	2.43965	0.57993	4.207	2.59e-05 ***
VIR	0.12428	0.04307	2.886	0.00391 **
TratamientoALTA:VIR	0.08989	0.10910	0.824	0.41001

La relación entre el VIR de las especies y la herbivoría, comparada en ambos tratamientos no tuvo una diferencia significativa ($p=0.41001$), aunque la comparación de la proporción de herbivoría trófica ($p=2.59^{-5}$) y los VIR's ($p= 0.00391$) entre los tratamientos, sí mostraron diferencias significativas. Se graficó la relación entre el VIR y la herbivoría trófica, de los tratamientos en la época de lluvias (Figura 36).

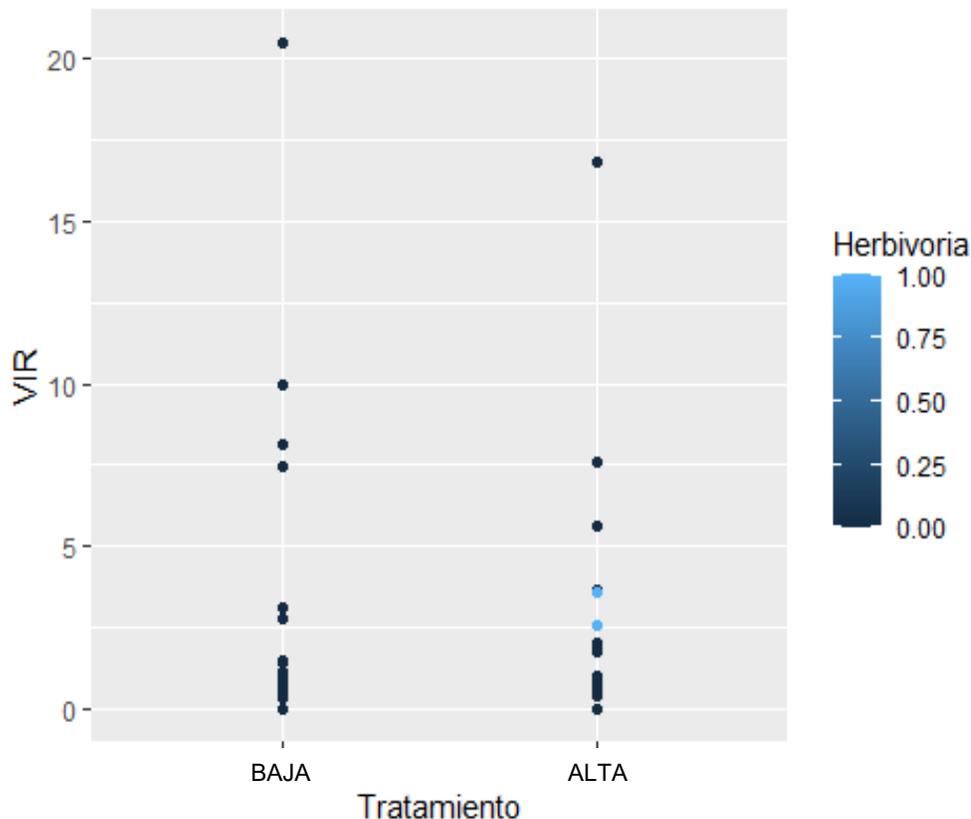


Figura 36. Relación del VIR y la herbivoría trófica, en la época de lluvias.

9.6.2. La AR y su relación con la herbivoría trófica

A continuación, se presentan los resultados del modelo de regresión logística para la herbivoría trófica y la AR en la época de secas (tabla 10):

Tabla 10. Variables incluidas en el modelo y coeficientes de la regresión para la época de secas.				
Coefficientes:	Estimado	Error estándar	Valor de z	p
Intercepto	-7.1332	1.6472	-4.33	1.49e-05 ***
TratamientoALTA	5.2934	1.6985	3.116	0.00183 **
AR	0.1992	0.109	1.828	0.06749
TratamientoALTA:AR	-0.1114	0.1431	-0.779	0.43598

La relación entre la AR de las especies y la herbivoría, comparada en ambos tratamientos no tuvo una diferencia significativa ($p=0.43598$). Aunque comparando por separado la proporción de la herbivoría trófica ($p=0.00183$) de las especies y la AR ($p=0.06749$) entre los tratamientos se obtiene que las diferencias sí fueron estadísticamente significativas. Se graficó la relación entre el AR y la herbivoría trófica entre los tratamientos en la época de secas (Figura 37).

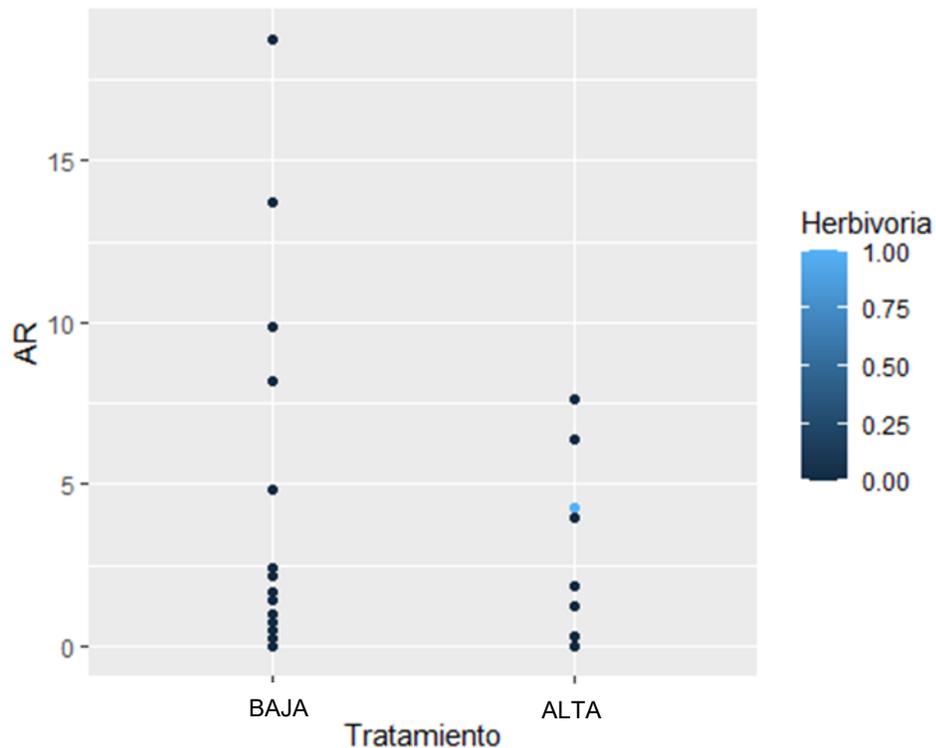


Figura 37. Relación de la AR y la herbivoría trófica, en la época de secas.

Se presentan los resultados del modelo de regresión logística para la herbivoría trófica y la AR, en la época de lluvias (Tabla 11):

Tabla 11. Variables incluidas en el modelo y coeficientes de la regresión para la época de lluvias.				
Coefficientes:	Estimado	Error estándar	Valor de z	p
Intercepto	-6.30366	0.82441	-7.646	2.07e-14 ***
Tratamiento ALTA	3.21413	0.90213	3.563	0.000367 ***
AR	0.23158	0.05434	4.261	2.03e-05 ***
TratamientoALTA:AR	0.06177	0.09925	0.622	0.533712

La relación entre la AR de las especies y la herbivoría, comparada en ambos tratamientos no tuvo una diferencia significativa ($p=0.533712$). Aunque comparando por separado la proporción de la herbivoría trófica ($p=0.000367$) de las especies y la AR ($p=2.03e-05$) entre los tratamientos se obtiene que las diferencias sí fueron estadísticamente significativas. Se graficó la relación entre el AR y la herbivoría trófica entre los tratamientos en la época de lluvias (Figura 38).

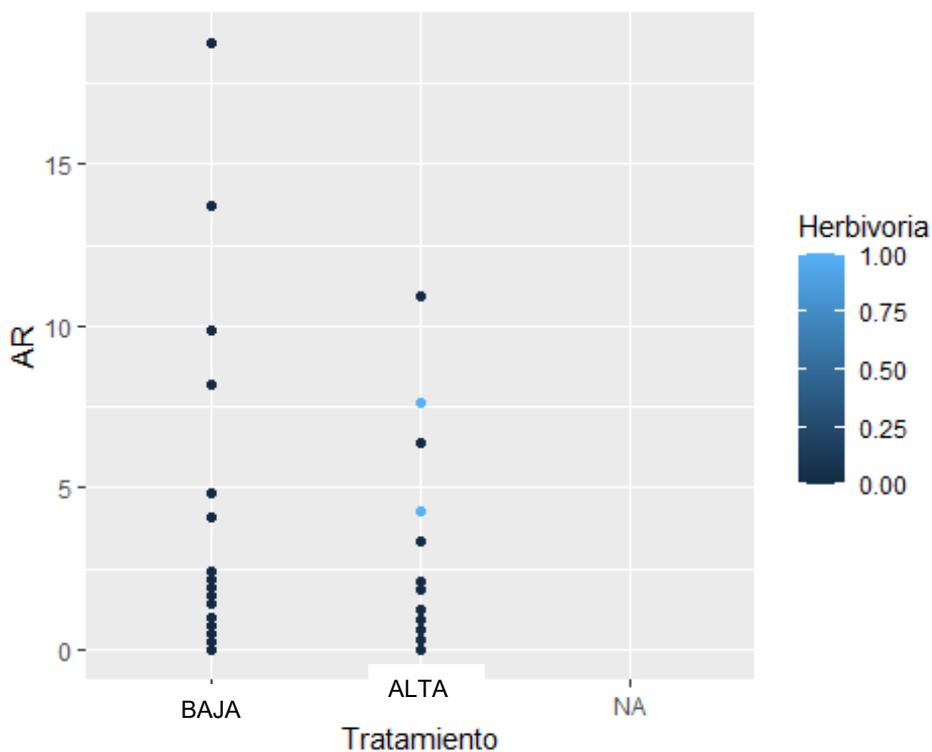


Figura 38. Relación de la AR y la herbivoría trófica, en la época de lluvias.

Se presentan los resultados del modelo de regresión logística para la herbivoría trófica y la DoR, en la época de lluvias (Tabla 13):

Tabla 13. Variables incluidas en el modelo y coeficientes de la regresión para la época de lluvias.				
Coeficientes:	Estimado	Error estándar	Valor de z	<i>p</i>
Intercepto	-5.47261	0.56438	-9.697	< 2e-16 ***
Tratamiento ALTA	2.99942	0.62299	4.815	1.48e-06 ***
DoR	0.09109	0.02348	3.879	0.000105 ***
TratamientoALTA:DoR	-0.12705	0.16480	-0.771	0.440740

La relación entre la DoR de las especies y la herbivoría, comparada en ambos tratamientos no tuvo una diferencia significativa ($p=0.440740$). Aunque la comparación de la proporción de herbivoría trófica entre las especies ($p=1.48^{-6}$) y la DoR ($p=0.000105$) entre los tratamientos, sí mostraron diferencias significativas. Se graficó la relación entre el DoR y la herbivoría trófica de los tratamientos en la época de lluvias (Figura 40).

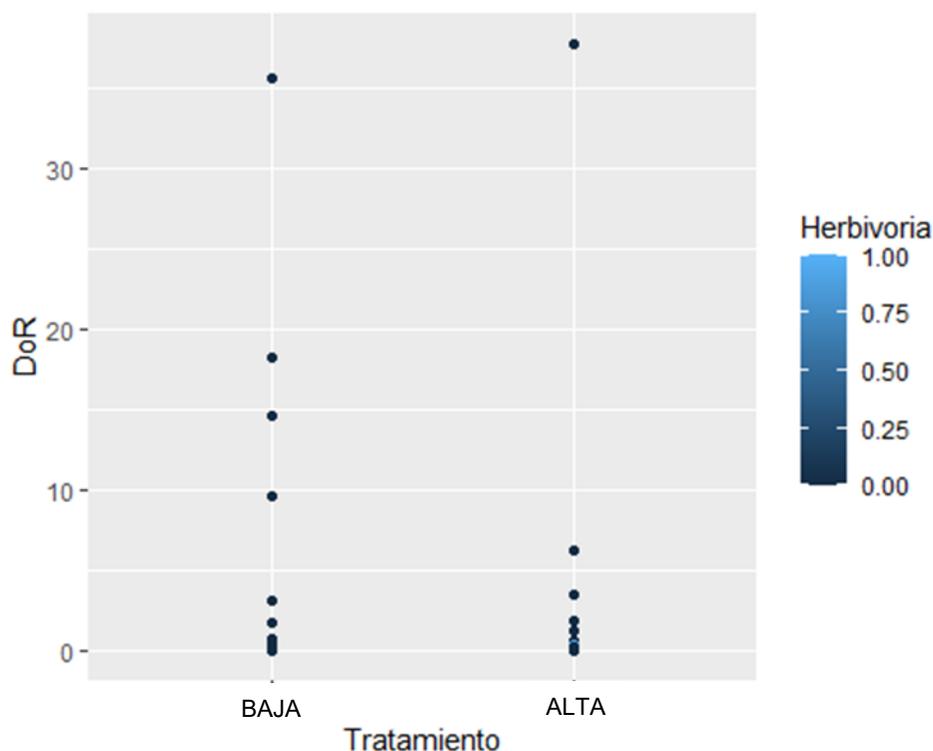


Figura 40. Relación de la DoR y la herbivoría trófica, en la época de lluvias.

9.6.4. La FR y su relación con la herbivoría trófica

A continuación, se presentan los resultados del modelo de regresión logística para la herbivoría trófica y la FR en la época de secas (Tabla 14):

Tabla 14. Variables incluidas en el modelo y coeficientes de la regresión para la época de secas.				
Coeficientes:	Estimado	Error estándar	Valor de z	P
Intercepto	-7.8403	2.1756	-3.604	0.000314 ***
TratamientoALTA	6.1370	2.2110	2.776	0.005510
FR	0.6222	0.3636	1.711	0.087007
TratamientoALTA:FR	-0.5704	0.3775	-1.511	0.130820

La relación entre la FR de las especies y la herbivoría trófica, comparada en ambos tratamientos no tuvo una diferencia significativa ($p=0.130820$). Comparando las proporciones de herbivoría de las especies y para la FR si hubo diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ($p=0.005510$ y $p=0.087007$, respectivamente). Se representó gráficamente la relación entre el FR y la herbivoría trófica, entre los tratamientos en la época de secas (Figura 41).

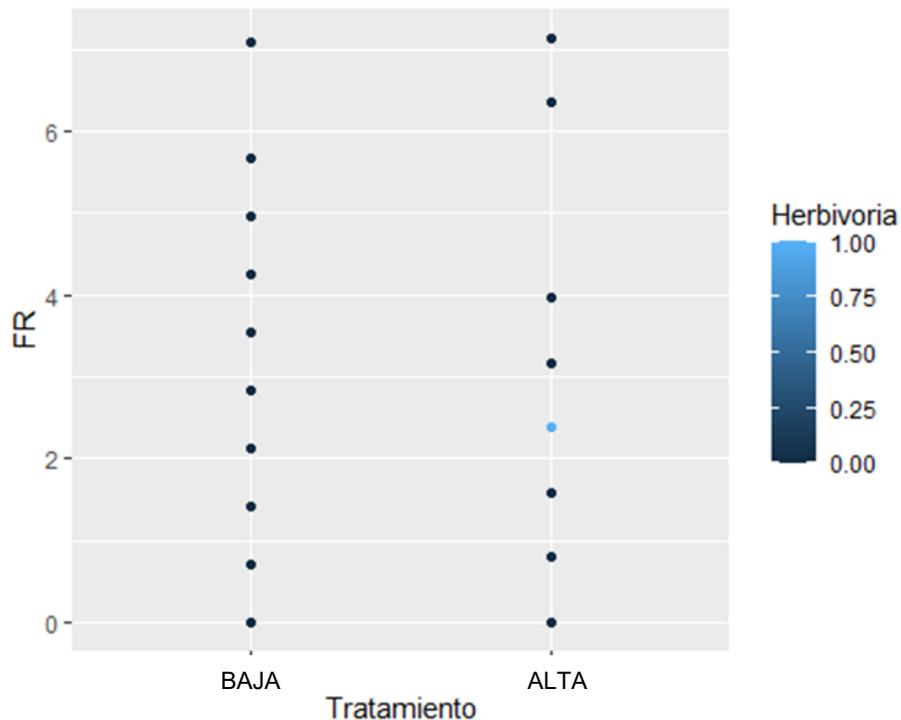


Figura 41. Relación de la FR y la herbivoría trófica, en la época de secas.

Se presentan los resultados del modelo de regresión logística para la herbivoría trófica y la FR, en la época de lluvias (tabla 15):

Tabla 15. Variables incluidas en el modelo y coeficientes de la regresión para la época de lluvias.

Coeficientes:	Estimado	Error estándar	Valor de z	P
Intercepto	-7.1129	1.1186	-6.359	2.03e-10 ***
Tratamiento ALTA	4.1225	1.1724	3.516	0.000438 ***
FR	0.7127	0.1875	3.802	0.000144 ***
TratamientoALTA:FR	-0.3741	0.2179	-1.717	0.085995.

La relación entre la FR de las especies y la herbivoría, comparada en ambos tratamientos si tuvo una diferencia significativa ($p=0.085995.$), la comparación de la proporción de herbivoría trófica entre las especies y la FR, entre los tratamientos, también se mostraron diferencias significativas ($p=0.000448$ y $p=0.000144$, respectivamente). Se graficó la relación entre el FR y la herbivoría trófica de los tratamientos en la época de lluvias (Figura 42).

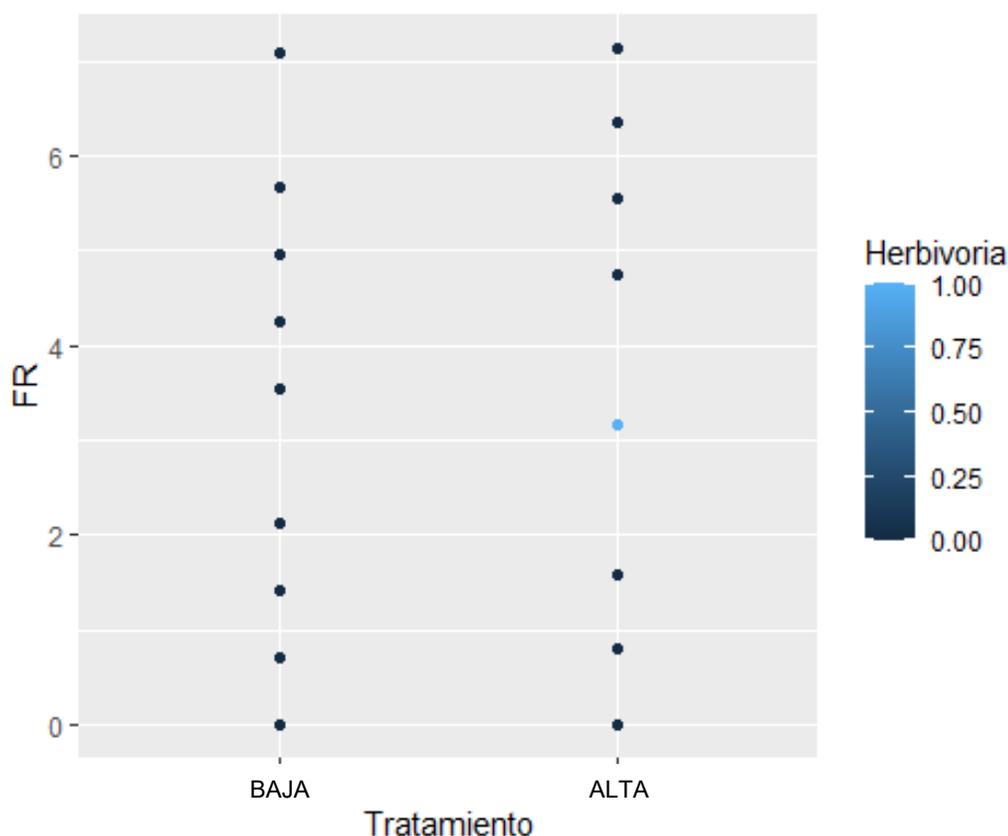


Figura 42. Relación de la FR y la herbivoría trófica, en la época de lluvias.

9.7. Herbivoría no trófica

En el presente estudio es de resaltar que la medición de la herbivoría no trófica se realizó durante la estación seca del bosque tropical subcaducifolio a diferencia de Clark y Clark (1989), que hicieron sus muestreos en un bosque muy húmedo tropical con lluvias todo el año y cuyos resultados fueron que la caída de ramas tuvo el 19 % del daño fatal a las plántulas, consideramos que las escasas 4 ocurrencias de plántulas artificiales dañadas (dobladas al ras de suelo) por la caída de ramas y que se dio solo en la BAJA se debió principalmente a la ausencia de lluvia y por ello no se incluyeron en el análisis. Se presentan los resultados resumidos del total de plántulas derribadas por cada medición, para los dos tamaños y en cada tratamiento durante todo el experimento (tabla 16).

Tabla 16. Cantidad de plántulas artificiales derribadas en cada medición, para cada tamaño y en cada tratamiento.							
Tratamiento	No. de Plántulas artificiales de 70 cm derribadas durante:			No. de Plántulas artificiales de 50 cm derribadas durante:			
	1a medición de la HNT.	2a medición de la HNT.	No. total, (derribadas durante un mes).	1a medición de la HNT.	2a medición de la HNT.	3a medición de la HNT.	No. total (derribadas durante un mes y medio).
BAJA	2	0	2	7	1	9	17
ALTA	1	13	14	53	20	13	86

Los resultados de modelo lineal generalizado (Tabla 18) muestran que hubo una diferencia estadísticamente significativa ($p=1.01e-09$) entre el pisoteo de las plántulas artificiales entre cada uno de los tratamientos, en el segundo resultado de nos dice que hay diferencia estadística significativa ($p= 0.0203$) entre los tratamientos, pero solo en las plántulas artificiales pequeñas (50 cm).

En cuanto a la relación del daño por pisoteo hacia las plántulas grandes (70 cm) entre tratamientos se obtuvo que no hay una diferencia estadísticamente significativa ($p=0.6851$). Se graficó la relación entre la herbivoría no trófica expresada en plántulas artificiales derribadas y su relación con los tratamientos (Figura 43).

Tabla 18. Relación entre la herbivoría no trófica expresada en plántulas artificiales derribadas y su relación con los tratamientos, se muestran los coeficientes de la regresión para las plántulas derribadas por el pisoteo (Herbivoría no trófica) y sus relaciones entre sus tamaños (grandes y pequeñas) y los tratamientos.

Coefficientes:	Estimado	Error estándar	Valor de z	p
Intercepto	-2.8706	0.2425	-11.836	< 2e-16***
Relación entre los Tratamientos y Herbivoría no trófica	1.6211	0.2654	6.108	1.01e-09***
Relación entre los Tratamientos y las plántulas artificiales de tamaño pequeño (50 cm).	-1.7346	0.7474	-2.321	0.0203*
Relación entre los Tratamientos y las plántulas artificiales de tamaño grande (70 cm) derribadas.	0.3248	0.8010	0.405	0.6851

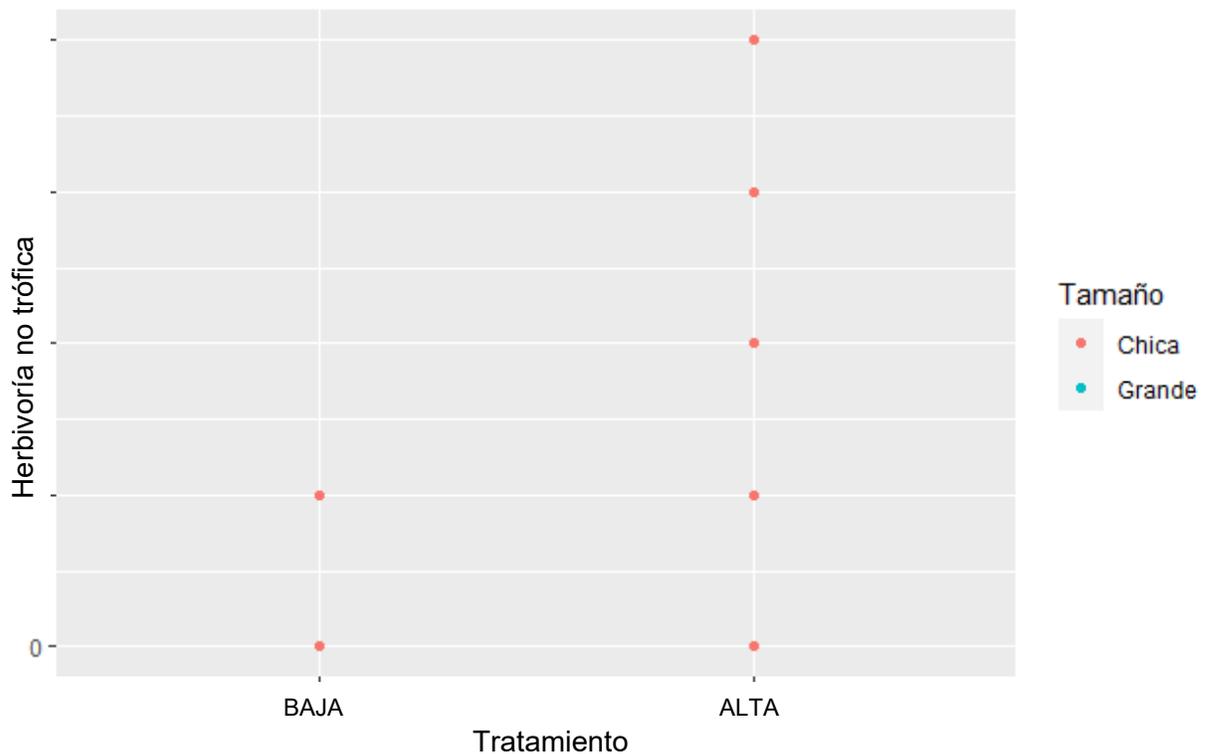


Figura 43. Relación entre la herbivoría no trófica expresada en plántulas artificiales derribadas y su relación con los tratamientos.

10. DISCUSIÓN

10.1 El papel de la dieta los mamíferos y aves dentro del BTS del CER El Zapotal

Se considera que el venado cola blanca fue el principal responsable de lo herbivoría trófica dado que su alimentación se basa principalmente de hojas y se complementa con otras partes vegetales, el guaquite tuvo una menor injerencia en la folivoría de plántulas, dado que es sobre todo granívoro y tiene sobre todo el papel de enterrar las semillas (Aranda, 2015).

El mapache debido a que es omnívoro, come insectos, pequeños mamíferos, huevos y polluelos de aves, huevos de reptiles, ranas, peces, invertebrados acuáticos, gusanos y basura con respecto a su porción vegetal de dieta consume frutos y semillas; obtiene la mayor parte de su alimento en el suelo o cerca del agua (Aranda, 2015; Timm; *et al.*, 2016), por lo tanto, no participa en el daño trófico hacia las plántulas.

La dieta del hocofaisán (*C. rubra*), consiste principalmente de frutos, pero también incluye semillas, hojas tiernas, invertebrados y pequeños vertebrados (Rivas, 1995; Sermeño, 1997; Aguilar y. Rivera, 2002). *C. rubra* funciona principalmente como un depredador de semillas de semillas grandes y, en menor grado, como un dispersor de semillas pequeñas (Rivas y Morales, 2003)

La dieta de la chachalaca (*O. vetula*) consiste principalmente en frutos. hojas. semillas, flores y en menor cantidad comen invertebrados (Audobon, 2024). Baur, (2008) encontró semillas de 86 especies de plantas (la mayoría frutos) en la dieta de *O. vetula*, la composición de la dieta basada en peso seco fue dominada por semillas (82%). seguidas con solamente 3-7 % de pulpa de fruta. hojas y restos minerales y menos del 2 % consistió de invertebrados y una combinación de flores y estambres.

Por lo tanto con respecto a los crácidos, se considera que la dieta de *Ortalis vetula*, y de *Crax rubra* está formada principalmente por frutos y semillas, complementándose con pequeñas cantidades de hojas, flores e invertebrados (Rivas y Morales, 2003; Muñoz

y Kattan, 2007; Baur 2008), dado que las hojas no son su principal fuente de alimento y que durante esta investigación se observó a ejemplares de estas dos especies comiendo solamente frutos y semillas, se concluye que tampoco tuvieron una repercusión significativa en la herbivoría foliar.

10.2 Riqueza, composición, estructura y diversidad

10.2.1. Riqueza total entre tratamientos.

El número de especies obtenidas en este trabajo mediante el método de parcelas circulares propuesto por Olvera-Vargas, *et al.* 1996 modificado por Ramírez-Marcial *et al.*, (2001), fue de 110 especies, 109 especies nativas y solo el mango como especie exótica naturalizada como la describe Palacios (2000), incluyendo los juveniles y plántulas (círculos A y B), más 41 especies adicionales encontradas por medio de los Transectos, de las cuales, 39 son nativas y 2 son exóticas (sin contar las 19 especies a las cuales solo se llegó a género o familia), no encontradas mediante el método de parcelas circulares, dando un total de especies para este trabajo de 151 para el BTS. Palacios, (2000), encontró un total de 520 especies, 7 especies que son exóticas y 513 nativas encontradas en toda la extensión del CER “El Zapotal”, cubiertas por Bosque tropical caducifolio y Bosque tropical subcaducifolio.

Palacios, (2000), señala que 330 (64%) se encontraron en bosque tropical caducifolio, y que 183 especies restantes se encontraron en bosque tropical subcaducifolio, aunque este número disminuye, ya que en la publicación póstuma de Palacios *et al.*, (2016), el número total de especies reportadas pasa a ser 501, restando las 7 especies exóticas que lista este trabajo, el número total de especies nativas es de 494, ésto debido a que en la publicación original de Palacios, (2000), muchos de los nombres usados pasaron a ser sinónimos, debido a los avances en la investigación nomenclatural, por lo que se redujo el número de especies (Beutelspacher, com. Pers.).

Debido a que en ninguna publicación de Palacios, (2000) y Palacios *et al.*, (2016), se especifica cuáles fueron las especies encontradas en cada tipo de vegetación, además es difícil saber qué especies son estrictamente de este tipo de vegetación ya que como

menciona Rzedowski, (2006) el bosque tropical subcaducifolio comparte gran afinidad florística con el bosque tropical caducifolio, que es el otro tipo de vegetación presente en el CER “El Zapotal”, se considera que la cantidad de 150 especies encontradas en este trabajo estrictamente el BTS se acerca bastante a las 183 especies que reporta Palacios, (2000) para el BTS del CER el Zapotal.

10.2.2. Composición y diversidad florística de los tratamientos (Parcelas anidadas)

Si comparamos el número de individuos con DAP \geq 5 cm entre tratamientos, es muy similar entre la BAJA y la ALTA con 287 y 269 individuos respectivamente; pero al comparar por separado la abundancia de los individuos de los círculos A y B entre cada tratamiento podemos notar una diferencia contrastante en el número de especies e individuos: en el círculo A para la BAJA hubieron 35 especies y 91 individuos y en la ALTA 16 especies y 27 individuos; para el círculo B en la BAJA hubieron 33 especies y 129 individuos, en cambio para la ALTA hubieron 15 especies y 50 individuos. Los resultados de diversidad confirman esta observación, dado que hubo diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos en los círculos A ($p= 0.167$) y círculos B (0.00147) este resultado concuerda con lo que obtenido por Al-Rowaily, *et al.*, (2015) en ellos tuvieron que diferencias estadísticamente significativas entre sitios con exclusión y sitios con sobrepastoreo, para este trabajo debido a la alta densidad de venado cola blanca en la ALTA comparada con la BAJA y debido a las diferencias significativas que se dieron en los estratos de reclutamiento, el sobrepastoreo tuvo un papel clave en el detrimento de la riqueza y abundancia entre los tratamientos.

Con respecto a la densidad de cada una de las formas de vida de cada tratamiento, obtenidas mediante el método de parcelas anidadas, cuando comparamos solamente las densidades y especies obtenidas sólo en el círculo A, es resaltable que la densidad de árboles, arbustos, hierbas y lianas y otras formas de vida fue 3.36, 2.30, 4.00 y 3.25 veces, respectivamente mayor en la BAJA en comparación con la ALTA, estos resultados son similares a los obtenidos por Al-Rowaily *et al.*, (2015) quienes obtuvieron que la densidad de plantas anuales, arbustos, árboles y hierbas perennes fue mayor en 3.38, 2.83, 3.69 y 4.58 veces respectivamente en el sitio protegido con una cerca, que en el

sitio sobrepastoreado, atribuyendo este aumento existencia de un efecto nodriza ya que la exclusión de los herbívoros mejora la cobertura, densidad y riqueza de árboles y arbustos leñosos que facilitan el establecimiento y crecimiento de especies herbáceas y anuales bajo sus copas, este mismo efecto podría existir en este bosque tropical, donde hay mayores condiciones de humedad con respecto al ecosistema del medio Oriente.

10.2.3. Estructura horizontal de los tratamientos (Parcelas anidadas)

La riqueza y la abundancia, como lo confirman los análisis diversidad, no varían significativamente en los C-E entre los tratamientos, por lo que el daño causado por la herbivoría es más notable en los Círculos A y B, dado a que las plántulas y juveniles son más susceptibles a ser ramoneados (Brocardo *et al.*, 2013, Ripple y Beschta, 2003; Souza *et al.*, 2022,).

Con respecto a la estructura horizontal, Palacios, (2000), para el BTS sólo analizó aquellos individuos que tuvieran un DAP > 5 cm, en el presente trabajo el dentro de las subparcelas E-B se evaluaron a los individuos con un DAP < 5 cm cabe señalar que el número de juveniles (medidos en el círculo B) entre ambos tratamientos varía 258% más en la BAJA (129 individuos) comparado con la ALTA (50 individuos) ésto nos da un indicio de efecto negativo que ha tenido la herbivoría, como el único de los factores diferente en ambos tratamientos.

Al analizar las generalidades de la BAJA y la ALTA, se observa que ambos tratamientos comparten las 4 familias que tuvieron mayor número de especies, estas fueron: Fabaceae, Moraceae, Meliaceae y Anacardiaceae, aunque BAJA fue la que tuvo mayor número de especies para estas familias comparación a la ALTA. Para la familia Fabaceae, la más abundante, por medio del estudio de estructura se encontraron 14 especies en total, de las cuales 9 están en la BAJA y 5 en la ALTA, solo dos especies son compartidas en cada tratamiento (*Vachellia pennatula* y *Lonchocarpus guatemalensis*), la dominancia de la familia Fabaceae concuerda con lo reportado por Godínez-Ibarra y López-Mata (2002), para un BTS de Veracruz.

El estudio de parcelas anidadas también arrojó que los géneros con mayor cantidad de especies fueron en la BAJA fueron *Cordia* y *Lonchocarpus* con tres especies cada uno y en la ALTA los géneros con mayor riqueza fueron el género *Eugenia* y *Trichilia* ambos con tres especies, *Eugenia* es uno de los más abundantes reportados por Godínez-Ibarra y López-Mata (2002) y también es el género con mayor cantidad de especies según Escobar (2016) para un Bosque tropical perennifolio ecosistema tropical con árboles de mayor altura pero comparte elementos con el BTS (Rzedowski, 2006).

10.2.4. Atributos estructurales

En los 3800 m² que se muestreo para el BTS Palacios-Espinosa (2000), expresa haber dividido la estructura horizontal en 3 estratos según su altura, agrupándolos de la siguiente manera: primer estrato árboles de 18 a 30 m, segundo estrato árboles de 7 a 15 m y en el tercer estrato árboles de 4 a 6.9 m, aunque en estos estratos están compuestos por especies diferentes, son excluyentes y se hipotetizó que metieron todos los individuos, aunque tuvieran alturas diferentes a lo sugerido en los estratos. Dado que no se obtuvieron los datos originales, comparamos los VIR's obtenidos por Palacios (2000) y los arrojados en cada tratamiento por especie en este trabajo.

Del primer estrato Palacios (2000) encontró que la especie con mayor VIR fue *Diospyros nigra*, para la BAJA la especie con mayor VIR fue *Manilkara zapota* y para la ALTA fue *Cedrela odorata*.

10.2.5. Diversidad florística

Los valores del área bajo la curva de diversidad encontrados en los círculos A y B, fueron significativamente diferentes en cada tratamiento ($p=0.0167$ y $p=0.00147$ respectivamente), este resultado fue similar al obtenido por Lorite *et al.*, (2021), dado que obtuvieron qué relación entre la densidad de especies focales, todas ellas de hábito herbáceo y la cubierta vegetal, independientemente de la población y la especie, que mostraron diferencias significativas ($p < 0.005$) en poblaciones cercadas/no cercadas.

Sin embargo una de las diferencias entre este trabajo y el de Lorite *et al.*, (2021), es que enfocaron sus esfuerzos a medir la cobertura y el número de flores y frutos a tres especies focales, los resultados que obtuvieron indican que la herbivoría afecta negativamente a algunas especies pero a otras las afecta positivamente en determinados aspectos, como por ejemplo la población *Erodium cazorlanum* -Lezar, $p = 0,005$ y *Hormathophylla baetica* -Valdeazores, $p = 0,009$, de poblaciones no cercadas, produjeron significativamente más frutos que las cercadas, estos resultados también coinciden con lo reportado por Paige y Whitham, (1987), que demostraron que las plántulas de *Ipomopsis aggregata* en estado silvestre reaccionaron favorablemente a la herbivoría de mamíferos ungulados (cuando estos removieron el 95 % o más de la biomasa aérea de *I. aggregata*), la herbivoría promovió la generación de más tallos, teniendo promedios de producción de semillas y subsecuente supervivencia de plántulas que fueron 2.4 veces mayores que en los controles sin ramoneo. Como el objetivo de este trabajo era el de tener una aproximación general de como la herbivoría tiene un impacto general al ecosistema, se tendría que hacer un estudio con especies focales, para detectar a qué especies y en qué atributos tiene efectos tanto positivos, negativos o neutros.

La hipótesis de este trabajo está respaldada en estudios de exclusión que en ecosistemas con poblaciones de mamíferos en equilibrio por lo que la diversidad de las plántulas es fomentada en los sitios sin exclusión y el reclutamiento de plántulas es fomentada en los sitios de exclusión, pero con menor diversidad (Brocardo *et al.*, 2013; Camargo-Sanabria *et al.*, 2015; Souza *et al.* 2022; Huanca-Núñez *et al.*, 2023), no teníamos contemplado que en la ALTA tenía sobreabundancia de un mamífero, este provoco sobrepastoreo, lo que se refleja en una baja diversidad en este sitio y en la BAJA al tener densidades bajas de mamíferos hubieron una mayor diversidad y riqueza tanto en la parcelas A y B y el los transectos, por lo que nuestra hipótesis estuvo errónea. Los resultados de este trabajo coinciden parcialmente con los Dirzo y Miranda, (1991), ellos obtuvieron que sotobosques defaunados tienden a tener una mayor densidad de plantas y una menor diversidad en comparación con los bosques con un mayor grado de conservación, en el caso de la BAJA tuvo mayor densidad y diversidad.

10.3 Herbivoría trófica (Transectos)

A diferencia de Al-Rowaly *et al.*, (2015), el cual tuvo 35 años para determinar el grado de palatabilidad de las 24 especies que integran su estudio, para este trabajo debido al largo periodo de tiempo para poder realizar esto, se desechó la idea de hacer lo mismo. Para darse una idea de lo inoperante de esto, se registró que tan solo en la medición de la época de secas en la BAJA por medio de los transectos, se encontraron un total de 65 especies, de la mayoría no se pudo determinar el grado de palatabilidad por observaciones directas en campo, ni por la literatura, dado a que el consumo del venado cola blanca hacia las plantas existentes en la comunidad vegetal fue muy diverso, lo que permite al venado seleccionarlas oportunamente siempre y cuando estén presentes y que contengan nutrientes en cantidades suficientes para satisfacer sus demandas metabólicas (López-Pérez *et al.*, 2012).

Es notable el papel que la restricción ha jugado en la abundancia de especies de lianas dado que en los resultados de las parcelas marcan que la riqueza y abundancia de especies de lianas son mayores en la BAJA (Secas con 10 especies, 114 individuos; lluvias 19 especies, 249 individuos) comparados con la ALTA (Secas: 4 especies, 11 individuos; lluvias: 9 especies, 75 individuos), lo que coincide con los resultados obtenidos por Wright *et al.*, (2007), cuyo estudio demostró que defaunación promueve las lianas dentro de los bancos de plántulas en una selva tropical centroamericana, dado que las lianas se benefician en diferentes grados de estrategias alternativas de dispersión de semillas (viento o pájaros pequeños), bajas tasas de depredación de semillas y bajo daño mecánico que ocurre en ausencia de mamíferos. Esto es importante desde una perspectiva funcional. Por ejemplo, las lianas tienen menor capacidad de almacenamiento de carbono en comparación a los árboles (van der Sande *et al.*, 2013), y por lo tanto un aumento en las lianas no puede compensar los déficits de una disminución concomitante en otras formas de crecimiento ricas en carbono, como lo son los árboles.

A diferencia de Al-Rowaly *et al.*, 2015, que al comparar parcelas libres y con exclusión encontraron que hubo diferencias significativas entre la preferencia de los

herbívoros hacia determinados tipos de forma de vida, en esta investigación no encontramos que hubiera diferencias significativas entre los tipos de vida de las especies vegetales entre los tratamientos.

Al enfocarnos en *Brosimum alicastrum* especie consumida con regularidad por el venado cola blanca, se encontró que en la ALTA solo se registró una plántula sin herbivoría de en la época de lluvias a diferencia de la BAJA que tuvo 26 registros para esta misma época, el que la supervivencia de esta especie disminuya tanto contrasta con Ballina-Gómez *et al*, (2008) que concluyeron que *B. alicastrum* es una especie cuya tasa de supervivencia aumenta con la defoliación, esto podría indicar que la herbivoría no trófica tiene una mayor relevancia en la mortalidad de la plántulas de esta especie.

La notable disminución de la supervivencia del número de plántulas y la riqueza en la época de secas, la cual tuvo una diferencia estadísticamente significativa ($p= 0.0798$) al comparar los tratamientos con el VIR, podría deberse a que la presión trófica aumento por parte de los mamíferos en esta época de recursos escasos, lo que denota la presencia de sobrepastoreo, dado que se infiere se sobrepasó la capacidad de carga ya que hubo una mayor mortalidad como lo señala Mysterud, (2006) ya que la selectividad de los herbívoros se reduce cuando hay escasez de alimentos debido a una alta densidad de población. Las especies consumidas fueron *Pithecellobium lanceolatum*, *Simarouba amara*, *Adenocalymma inundatum* y *Lonchocarpus guatemalensis*.

La proporción de especies con defensas es mayor en la ALTA de las 23 especies encontradas 7 de estas tienen claras defensas contra los herbívoros, ejemplos son *Syngonium podophyllum*, para la cual García-Guzmán *et al.*,(2017) reportan la presencia de dos hormonas, el ácido jasmónico que controla la resistencia a herbívoros y necrótrofos y de ácido salicílico controla la infección por patógenos biotróficos, la mayor cantidad de exposición a luz solar aumenta la concentración de estas hormonas, siendo que las plantas que crecen un ambiente más umbrófilo son más susceptibles a ataques, 2 especies del género *Piper*, *Piper amalago* y *P. marginatum* en la ALTA se observó que estas fueron evitadas por los venados cola blanca (Obs. pers.), el que estos eviten las

plantas del género *Piper* puede deberse a que especies del género tienen compuestos antiherbívoros (Vivanco *et al*, 2005); se reportan también 2 especies de Euphorbiaceae que tienen látex (*Croton ciliatoglandulifer* y *Euphorbia calcarata*), Salome-Abarca *et al.*, (2021) reportan tres especies del género *Euphorbia* en cuyas hojas, raíces y látex (en este último en mayor concentración) se encuentran poliisoprenos y terpenos, la presencia de estos compuestos tuvo un efecto que evitó la ingesta de estas plantas por un herbívoro generalista, siendo estadísticamente significativo en dos de las tres especies sujetas en este estudio. En la BAJA se encontraron solo 3 especies con alguna protección, esto parece indicar que el sobrepastoreo deja con más probabilidades de sobrevivir, a las especies con más alta resistencia a la herbivoría (Mysterud, 2006).

Mysterud, (2006), señala a la erosión como uno de los indicadores del sobrepastoreo, esta se caracteriza por la presencia de áreas de suelo desnudo por el aumento de la mortalidad de las plántulas, esto coincide con lo encontrado en este estudio ya que al comparar los transectos que no tuvieron la presencia de ninguna plántula entre tratamientos, encontramos que la época de secas el 51 % de los transectos establecidos en la ALTA no tuvieron la presencia de ninguna plántula a comparación de la BAJA en la que solo el 10% no tuvo la presencia de ninguna plántula. Cabe resaltar que en la Parcela 4 que fue donde se encontró solo un transecto sin la presencia de plántulas sólo se encontraron 20 individuos en los 10 transectos y 10 especies de la cuales 5 tienen defensas químicas como tener taninos que las hacen desagradables tal es el caso de *Piper marginatum* que fue la que tuvo más individuos (9) y las otras tienen látex que resulta desagradable para el venado cola blanca tal es el caso de *Euphorbia calcarata*, *Tabernaemontana hanna*e y Apocynaceae sp1, esto las dota de resistencia a la herbivoría. Además, se sabe los impactos del ramoneo del venado cola blanca (*O. virginianus*) sobre la vegetación son graves e inmediatos, lo que resulta en un suelo significativamente más desnudo, una biomasa vegetal reducida, un reclutamiento reducido de especies leñosas y relativamente menos especies nativas (Sage *et al.*, 2003; DiTommaso *et al.*, 2014)

Tanto en los transectos como en el círculo A de las parcelas anidadas la riqueza de las especies de hierbas y lianas se vio disminuido en un 300% en la ALTA en contraste con la BAJA esto coincide con lo mencionado por Augustine y Frelich, (1998) en la que ellos refieren que las herbáceas son las plantas más sensibles al sobrepastoreo del venado cola blanca.

10.4 Herbivoría no trófica

Clark y Clark, (1989) manejaron manualmente sin guantes las plántulas artificiales las etiquetas de metal para leer los números durante la obtención de datos; por lo que mencionan que su olor en las etiquetas pudo haber sido un atrayente para los vertebrados, en este experimento se cuidó este aspecto y durante la instalación de las plántulas artificiales se usaron guantes, tal como lo hace Morgridge (2013).

El que haya habido pocos eventos de plántulas derribadas por ramas o materia orgánica (cuatro y ocurrieron únicamente en la BAJA), se debió a que la instalación de las plántulas artificiales se dio en un bosque tropical subcaducifolio (*sensu* Rzedowski, 2006) con una estación seca bien definida, en el 2020 empezó en noviembre, mes en que dio inicio la medición y que el experimento terminó en febrero, durante este periodo no se dio ninguna precipitación prominente, a diferencia de Clark y Clark, (1989), cuyos muestreos fueron en un bosque muy húmedo tropical que tiene una precipitación anual de 4000 mm, y en los meses más secos una precipitación de 100 mm esto repercutió en que el 19% de las 250 plantas artificiales fueran derribadas por la caída de hojarasca y troncos en el lapso de un año. En estudios previos se observa que existe la relación de que a mayor altura de los árboles habrá mayor daño mecánico, como lo reporta Uhl (1982) para un bosque amazónico de Tierra Firme en Venezuela, ya que el daño mecánico fue la principal causa de mortalidad para árboles de 1-10 cm de DAP, con el 38% de las muertes en esta clase debido a la caída de ramas o árboles.

A pesar del corto periodo de toma de datos (1.5 meses) durante este estudio, para las plántulas artificiales de 50 cm se obtuvo una “mortalidad” total de 8.6 % de las plántulas artificiales en la ALTA comparado con el 1.7 % de plántulas derribadas en la

BAJA, es probable que, si se continuara con el muestreo durante un año, se puedan registrar porcentaje de mortalidad como los de Morgridge, (2013), que encontró una mortalidad en las plántulas artificiales de hasta el 40% durante dos años consecutivos en robles de California.

En el presente trabajo hubo diferencias significativas entre el daño por pisoteo que recibieron las plántulas artificiales de 50 cm ($p= 0.0203$) entre los tratamientos, pero no hubo diferencias significativas en el daño recibido por las plántulas de 70 cm ($p=0.6851$), esto contrasta con los resultados que obtuvo Morgridge (2013), que no obtuvo diferencias significativas entre el daño en plántulas artificiales de 10 y 30 cm de largo entre sitios de control y de exclusión tanto en su estudio en los robles de California como en la selva húmeda tropical de Chajul, Chiapas, ésto se debe a que entre más altas son las plantas artificiales, son más detectables para los mamíferos herbívoros, es probable que los 20 cm adicionales que tuvieron las plántulas de 70 cm, hicieran que fueran más detectables, y por eso no hubieron diferencias significativas entre los tratamientos. Aunque faltan más experimentos, los resultados obtenidos en este estudio y respaldados por los que obtuvo Morgridge (2013), podrían sugerir que a partir de la altura de 50 cm las plántulas son más susceptibles a ser dañadas por la herbivoría no trófica a través del pisoteo.

En la ALTA son evidentes signos de sobrepastoreo propuestos por Mysterud, (2006) considerando que en tan solo mes y medio se obtuvo 8.6 % de mortalidad para las plántulas de 50 cm, este resultado se acerca mucho a lo encontrado por Morgridge, (2013), que en 7.5 meses encontró el 25.6% de mortalidad para las plántulas puestas fuera de las exclusiones, en la estación Biológica de Chajul, Ocosingo, Chiapas; también hay que considerar que en esta zona hay varias especies de vertebrados herbívoros como: tapires, pecaríes (de collar y labios blancos), agutíes, coatíes y venados con poblaciones en equilibrio, y en el CER el Zapotal el daño hacia las plántulas artificiales fue realizado únicamente por el venado cola blanca (Vicente-Rivera Obs. pers.), esto debido a su notable sobrepoblación.

11. CONCLUSIÓN

Los efectos de la herbivoría son perceptibles en cuanto a la disminución de la riqueza y abundancia de especies en el estadio de plántula en la ALTA a comparación de la BAJA. El ramoneo intensivo de los mamíferos sobre todo del venado cola blanca en la ALTA causó que el estrato herbáceo (hierbas y renuevos de árboles, arbustos) estuviera depauperado. En la ALTA hay un menor número de individuos de plántulas de todas las formas de vida registradas; particularmente en las especies de hierbas, lianas y otras formas de vida esto debe a que estas son más susceptibles a morirse por la herbivoría de los mamíferos, en especial por el ramoneo del venado cola blanca. En la ALTA hay una sobrepoblación de venado cola blanca, este es el herbívoro vertebrado causante del sobrepastoreo presente, que ha afectado el estrato herbáceo, no registramos a ningún otro vertebrado de talla mediana o grande que pueda tener impacto en el ramoneo y pisoteo, el guaunque tuvo un papel menor en la folivoría dado que es sobre todo granívoro, en cuanto al mapache y los crácidos, sus hábitos de alimentación son sobre todo carnívoros o granívoros, respectivamente. No encontramos diferencias significativas entre la preferencia de los herbívoros mamíferos hacia determinados tipos de forma de vida, ni hubo una correlación entre la preferencia hacia los tipos de vida y la estacionalidad entre tratamientos.

Se encontró el doble de especies con defensas antiherbivoría (presencia de oxalatos como en el caso de Araceae; látex en Apocynaceae y Euphorbiaceae y flavonoides el género *Piper*) en la ALTA en comparación con la BAJA. Esta condición las hace resistentes a la herbivoría. La erosión, como lo define Mysterud (2006), fue uno de los indicios de la presencia del sobrepastoreo en la ALTA, este se notó más en la época de secas cuando hubo menor cantidad de alimento disponible, debido a eso el 51 % de los transectos no presentó ninguna plántula en la ALTA en comparación con sólo el 10% de transectos con ausencia total de plántulas de la BAJA. El establecimiento de dos tamaños de plántulas artificiales de 50 y 70 cm, demostró que la herbivoría no trófica ejerce mayor daño en las plántulas más pequeñas, en la naturaleza estas son más susceptibles al daño mecánico provocado por el pisoteo este en primera instancia produce lesiones en el tallo y la repetición constante termina en su muerte.

12. REFERENCIAS DOCUMENTALES

- Aguilar H. F. y R. A. Rivera. 2002. Biología Reproductiva del Hocofaisan *Crax rubra* Linnaeus 1758, (Craciformes: Cracidae) en México, Análisis Químico y Estudio Morfológico de la Cáscara de Huevo. ZOOCRIADEROS 4(2): 133. ISSN 0798 7811
- Al-Rowaily S.L., El-Bana M. I., Al-Bakre D.A., Assaeed A.M., Hegazy A.K. y Ali M.B., 2015. "Effects of open grazing and livestock exclusion on floristic composition and diversity in natural ecosystem of Western Saudi Arabia". Saudi Journal of Biological Sciences. 22: 430-437.
- Altrichter M., Taber A., Beck H., Reyna-Hurtado R., Lizarraga L., Keuroghlian A. y Sanderson E.W. 2012 Range-wide declines of a key Neotropical ecosystem architect, the near-threatened white-lipped peccary *Tayassu pecari*. Oryx 46 (1): 87–98
- Álvarez-Romero, J., y Medellín, R. A. 2005. *Odocoileus virginianus*. Vertebrados superiores exóticos en México: diversidad, distribución y efectos potenciales. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto U020. México. D.F.
- Álvarez, M., Córdoba S., Escobar F., Fagua G., Gast F., Mendoza H., Ospina M., Umaña A. M. y Villarreal H. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.
- APG IV, Byng, J. W. Chase, M. W., Christenhusz, M. J. M., Fay, M. F., Byng, J. W., Judd, W. S., Soltis, D. E., Mabberley, D. J., Sennikov, A. N., Soltis, P. S., Stevens, P. F., Briggs, B., Brockington, S., Chautems, A., Clark, J. C., Conran, J., Haston, E., Möller, M., Moore, M., Olmstead, R., Weber, A. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. Botanical Journal of the Linnean Society. 181(1): 1–20. <https://doi.org/10.1111/boj.12385>.
- Aranda, M., Botello, F. y López-De Buen, L. 2012. Diversidad y datos reproductivos de mamíferos medianos y grandes en el bosque mesófilo de montaña de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco- Colima, México. Revista Mexicana de Biodiversidad. 83(3): 778–784. <https://doi.org/10.7550/rmb.24850>.
- Aranda Sánchez, J. M. 2015. Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. Primera reimpresión. CONABIO. México. D.F.

- Audobon. 2024. Consultado el 13 de julio de 2024. <https://www.audubon.org/es/guia-de-aves/ave/chachalaca-oriental>
- Augustine D.J. y McNaughton S. J. 1998. Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *Journal of Wildlife Management*. 62:1165–1183
- Augustine D.J. y DeCalesta D. 2003. Defining deer overabundance and threats to forest communities: from individual plants to landscape structure. *Écoscience*. 10:472–486
- Ballina-Gómez HS, Iriarte-Vivar S., Orellana R. y Santiago L.S. 2008. Crecimiento, supervivencia y herbivoría de plántulas de *Brosimum alicastrum* (Moraceae), una especie del sotobosque neotropical. *Revista de Biología Tropical*. 56(4):2055–2067. doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v56i4.5779>
- Beck, H., Snodgrass, J. W. y Thebpanya P. 2013. Long-term exclosure of large terrestrial vertebrates: implications of defaunation for seedling demographics in the Amazon rainforest. *Biological Conservation*. 163: 115–121. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.03.012>
- Bertness, M. D. 1984. Habitat and community modification by an introduced herbivorous snail. *Ecological Society of America*. 65(2): 370–381.
- Beschta, R.L. y Ripple, W.J. 2016. Riparian vegetation recovery in Yellowstone: the first two decades after wolf reintroduction. *Biol. Conserv.* 198, 93–103.
- Beschta, R.L., Painter, L.E. y Ripple, W.J., 2023. Revisiting trophic cascades and aspen recovery in northern Yellowstone. *Food Webs* 36, 1–8. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2023.e00276>
- Boege, K., y Dirzo, R. 2004. Intraspecific variation in growth, defense and herbivory in *Dialium guianense* (Caesalpiniaceae) mediated by edaphic heterogeneity. *Plant Ecology*. 175: 59–69. Doi: <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000048092.82296.9a>.
- Boege, K. y Marquis, R. J. 2005. Facing herbivory as you grow up: The ontogeny of resistance in plants. *Trends in Ecology and Evolution*. 20(8): 441–448. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.001>.
- Boege, K. 2005. Herbivore attack in *Casearia nitida* influenced by plant ontogenetic variation in foliage quality and plant architecture. *Oecologia*. 143(1): 117–125. doi: 10.1007/s00442-004-1779-9.
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. 2011. *Numerical Ecology with R*. Springer Science and Business Media.

- Brocardo, C. R., Zipparro, V. B., de Lima, R. A. F., Guevara, R., y Galetti, M. 2013. No changes in seedling recruitment when terrestrial mammals are excluded in a partially defaunated Atlantic rainforest. *Biological Conservation*. 163: 107–114. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.024>.
- Camargo-Sanabria, A. A., Mendoza, E., Guevara, R., Martínez-Ramos, M., & Dirzo, R. (2015). Experimental defaunation of terrestrial mammalian herbivores alters tropical rainforest understory diversity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 282:1-6. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2580>.
- Carabias, J., Meave, J. A., Valverde, T. y Cano-Santana, Z. 2009. *Ecología y medio ambiente en el siglo XXI*. Pearson Educación, México.
- Carranza, E. 2004. *Styracaceae*. En: Diego-Pérez y Fonseca R.M. (Eds.). *Flora de Guerrero*. Prensas de Ciencia. México. Fascículo 18. 14 pp.
- Cepeda-Cornejo, V. y Dirzo, R. 2010. Sex-Related Differences in Reproductive Allocation, Growth, Defense and Herbivory in Three Dioecious Neotropical Palms. *PLoS ONE*. 5(3): 1–9. <https://doi.org/doi:10.1371/journal.pone.0009824>.
- Chapman, J.L. y Reiss, M.J. 1999. *Ecology: Principles and Applications*. Cambridge, U.K.: Cambridge University Press,
- Chávez, C., Ceballos, G., Medellín, R. y Zarza, H. 2007. Primer censo nacional del jaguar. En: G. Ceballos, C. Chávez, R. List, & H. Zarza (Eds.), *Conservación y manejo del jaguar en México: estudios de caso y perspectivas*. CONABIO-Alianza WWF/Telcel-Universidad Nacional Autónoma de México. D.F. México. Pp. 133–142) <https://docs.google.com/file/d/0Bzj9kwN98RshZTloMmR3NFdOVnc/edit>. Consultado el 07 de abril de 2020.
- Clark, D.B. y Clark, D.A. 1989. “The Role of Physical Damage in the Seedling Mortality Regime of a Neotropical Rain Forest.” *Oikos*, 55: 225–230.
- Cooper, S. M., y Owen-Smith, N. 1986. Effects of plant spinescence on large mammalian herbivores. *Oecologia*. 68(3): 446–455. <https://doi.org/10.1007/BF01036753>.
- Côté S.D., Rooney T.P., Tremblay J. P., Dussault C. y Waller D. M. 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 35: 113–147
- Coughenour M. y Singer F. 1996. The concept of Overgrazing and its application to Yellowstone’s Northern Winter Range. In: Singer F. (Ed.). *Effects of Grazing by Wild Ungulates in Yellowstone National Park*. U.S. Department of the Interior, National Park Service, Natural Resource Program Center, Natural Resource Information Division. P.p: 1-11. Consultado el 12 de septiembre de 2021 https://books.google.com.mx/books?hl=es&lr=&id=utpLt_1sJpkC&oi=fnd&pg=PA13&dq=Northern+Winter+Ranger&ots=PMPiddznyu&sig=eOja-

[dMfKBVC6Cu1nFLhIzyUa6M#v=onepage&q=Northern%20Winter%20Ranger&f=false](#)

- Coughenour, M.B. & Singer, F.J. 2000: The concept of overgrazing and its application to Yellowstone's northern range. In: Keiter, R.B. & Boyce, M.S. (Eds.); The Greater Yellowstone ecosystem. Redefining America's wilderness heritage. Yale University Press, New Haven and London, pp. 209-230.
- Cox, W. G. 1980. Laboratory manual of general ecology. William Publishers. San Diego State University.
- Cruz-Jácome, O., López-Tello, E., Delfín-Alfonso, C. A. y Mandujano, S. 2015. Richness and relative abundance of medium and large mammals in a community of the Biosphere Reserve Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. *Therya*. 6(2): 435–448. Doi: <https://doi.org/10.12933/therya-15-277>.
- Daniel T. F. 1995. Acanthaceae. En: Breedlove, D.E. Flora of Chiapas. The California Academy of Sciences. San Francisco, California, U.S.A. Part 4. Pp: 158
- Davidse, G., M. Sousa, y A. O. Chater (eds). 1994. Alismataceae a Cyperaceae en flora mesoamericana 6. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Missouri Botanical Garden y The Natural History Museum (London). México. Pp: 543.
- Davidse, G., & Pohl, R. W. 1994. POACEAE. En: Davidse, G., Sousa, M., y Charter, A. (Eds.), Flora Mesoamericana Vol. 6: Alismataceae a Cyperaceae. Universidad Nacional Autónoma de México. D.F. México. Pp. 335–353.
- Davidse, G., M. Sousa, S. Knapp & F. Chiang (eds.). 2015. Saururaceae a Zygophyllaceae. 2(3): v–xvii. En: G. Davidse, M. Sousa Sánchez, S. Knapp & F. Chiang Cabrera (eds.) Flora de Mesoamérica. Missouri Botanical Garden, St. Louis. Pp 1-347.
- Davidse, G., Sousa M., S. Knapp y F. Chiang. 2016. Cycadaceae a Connaraceae. 2(1): ined. En: G. Davidse, M. Sousa Sánchez, S. Knapp & F. Chiang Cabrera (eds.) Flora de Mesoamérica. Missouri Botanical Garden, St. Louis. (<http://www.tropicos.org/docs/meso/Loranthaceae.pdf>)
- DECEL (2021) Diccionario Etimológico Castellano en Línea. Consultado el 10 de enero de 2020: <http://etimologias.dechile.net/>.
- de la Cruz, M., & Dirzo, R. 1987. A Survey of the Standing Levels of Herbivory in Seedlings from a Mexican Rain Forest. *Biotropica*. 19(2): 98-106. Doi: <https://doi.org/10.2307/2388730>

- del Val, E. 2013. Herbivoría. En: del Val E. y Boege K. (Eds.). *Ecología y evolución de las interacciones bióticas*. Universidad Nacional Autónoma de México-Fondo de Cultura Económica. México. D.F. 37–62.
- DeMattia, E. A., Curran, L. M., & Rathcke, B. J. 2004. Effects of small rodents and large mammals on neotropical seeds. *Ecology*. 85(8): 2161–2170. <https://doi.org/10.1890/03-0254>.
- Di Battista, T., Fortuna, F. y Maturo, F. 2017. BioFTF: An R package for biodiversity assessment with the functional data analysis approach. *Ecological Indicators*. 73: 726–732. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.10.032.
- DiTommaso, A., Morris, S.H., Parker, J.D., Cone, C.L., y Agrawal, A.A. 2014. Deer Browsing Delays Succession by Altering Aboveground Vegetation and Belowground Seed Banks. *PLoS ONE* 9(3): e91155. Doi: doi:10.1371/journal.pone.0091155
- Diego-Pérez N., de Santiago R. y Rico L. 2020. Malvaceae. En: Jiménez, J., Fonseca R.M. y Martínez M. (Eds.). *Prensas de Ciencias*. México. Fascículo 88. 210 pp
- Dirzo, R. 1980. Experimental studies on slug-plant interactions: the acceptability of thirty plant species to the slug *Agriolimax caruanae*. *Journal of Ecology*. 68(3): 981–998.
- Dirzo, R. y Miranda, A. 1991. Altered Patterns of Herbivory and Diversity in the Forest Understory: A Case Study of the Possible Consequences of Contemporary Defaunation. En: P. Price, T. Lewinsohn, G. Fernandes, & W. Benson (Eds.). *Plant– animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. John Wiley and Sons. New York. P.p. 273 – 287.
- Dirzo, R. 2001. Plant-mammal interactions: Lessons for our understanding of nature, and implications for biodiversity conservation. En: M. Press, N. Huntly, & S. Levin (Eds.), *Ecology: Achievement and Challenge*. Blackwell Science. Cambridge, U.K. Pp. 319–335.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B. y Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science*. 345: 401–406. Doi: <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Durán-Espinosa C. y Lorea F. G. 2010. Chrysobalanaceae. En: Castillo-Campos, G. (Ed.) *Flora de Veracruz* 150. Instituto de Ecología A.C., Xalapa, Ver., México. pp: 39. Doi: <https://doi.org/10.21829/fv.329.2010.150>
- Dyer, M., I., Turner, C. L., y Seastedt, T. R. 1993. Herbivory and Its Consequences. *Ecological Applications*. 3(1): 10–16.
- Escobar Castellanos. 2016. Estructura, Composición Florística y Diversidad del Bosque

Tropical Perennifolio de la Zona Sujeta a Conservación Ecológica La Pera, Berriozábal, Chiapas. Tesis de licenciatura. Instituto de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, México.

- Estrada Arellano, J. R. 2011. Cambios en composición, estructura y diversidad vegetal en diferentes gradientes de exposición y altitud en el Cerro El Potosí, Galeana, Nuevo León, México. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Nuevo León. Nuevo León. México.
- Falconi Briones, F. A. 2011. Densidad y abundancia relativa de aves y mamíferos en el sector sur de la Reserva de la Biosfera Montes Azules y comunidades adyacentes de la Selva Lacandona, Chiapas, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez. México.
- Falconi-Briones F.A., Naranjo EJ, Reyna-Hurtado R, Spínola M, Enríquez-Rocha P, Medellín RA. 2022. Habitat use and activity patterns of ungulates in a tropical rainforest of southern México. *THERYA*. 13(2):171–171.
- Fernandez, Y. 1998. Contribución a la fauna silvestre del Zapotal. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, D.F., México.
- Fletcher J. D., Shipley L. A., McShea W. J. y Shumway D. 2001. Wildlife herbivory and rare plants: the effects of white-tailed deer, rodents, and insects on growth and survival of Turk's cap lily. *Biol. Conserv.* 101:229–38
- Fonseca, R.M. y Medina-Lemos R. 2012. Anacardiaceae. Diego Pérez, N. y Fonseca R.M. (Eds.) *Flora de Guerrero*. Prensas de Ciencias. México. Fascículo 52. 84 pp.
- Fritsch P. W. 2005. Styracaceae. En: Daniel T. F. *Flora of Chiapas*. The California Academy of Sciences. San Francisco, California, U.S.A. Part 6. Pp: 24-32.
- Fryxell P. A. 1990. Malvaceae. En: Breedlove, D.E. *Flora of Chiapas*. The California Academy of Sciences. San Francisco, California, U.S.A. Part 3. Pp: 90.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koppen. 5a Edición. UNAM. D.F. México. doi: 10.2307/j.ctv1xxv3n.2.
- García-Guzmán G., Domínguez-Velázquez F., Mendiola-Soto J. y Heil M. 2017. Light environment affects the levels of resistance hormones in *Syngonium podophyllum* leaves and its attack by herbivores and fungi. *Botanical Sciences*. 95:363–373. Doi: 10.17129/botsci.1213
- Gentry, A. H. 1982. Bignoniaceae. En: Gómez-Pompa A (ed.). *Flora de Veracruz*. Xalapa, Veracruz, México: Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos. Pp: 13. Doi: <https://doi.org/10.21829/fv.464.1982.24>

- Godínez-Ibarra, O. y López-Mata, L. 2002. Estructura, composición, riqueza y diversidad de árboles en tres muestras de selva mediana subperennifolia. *Anales del Instituto de Biología Serie Botánica*. 73(2): 283–314.
- Griffin, J. R. 1976. Regeneration in *Quercus lobata* Savannas, Santa Lucia Mountains, California. *The American Midland Naturalist*. 95(2): 422–435.
- Hanley, M. E. 1998. Seedling herbivory, community composition and plant life history traits. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics Seedling*. 1(2): 191–205.
- Hartley, S. 2024. Trouble on the Range: When Does a National Park Become a Bison Zoo? Master's thesis. Massachusetts Institute of Technology. Chicago., U.S.A.
- Hernández, S. 1987. Primulaceae. En: Gómez-Pompa A. (Ed.). *Flora de Veracruz*. Xalapa, Veracruz, México: Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos. Pp: 22. Doi: <https://doi.org/10.21829/fv.434.1987.54>
- Hill, M. O. 1973. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecological Society of America*, 54(2): 427–432. Doi: <https://doi.org/10.2307/1934352>.
- Hulme, P. E. 1994. Seedling herbivory in grassland: relative impact of vertebrate and invertebrate herbivor. *Journal of Ecology*. 82(4): 873–880.
- Huanca-Nuñez N., Chazdon R. L. y Russo S. A. 2023. Effects of large mammal exclusion on seedling communities depend on plant species traits and landscape protection in human-modified Costa Rican forests. *Journal of Applied Ecology*. 60:2561–2572. Doi: 10.1111/1365-2664.14531
- Huntly, N. 1991. Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 22: 477–503. Doi: <https://doi.org/https://doi.org/10.1146/annurev.es.22.110191.002401>.
- Ickes, K., Dewalt, S. J. y Appanah, S. 2001. Effects of native pigs (*Sus scrofa*) on woody understorey vegetation in a Malaysian lowland rain forest. *Journal of Tropical Ecology*. 17(2): 191–206. Doi: <https://doi.org/10.1017/S0266467401001134>
- Janzen, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist*. 104(940): 501–528.
- Karanth, K. U. y Nichols, J. D. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*. 79(8): 2852–2862. Doi: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[2852:EOTDII\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[2852:EOTDII]2.0.CO;2).
- Karban, R., Mata, T. M., Grof-Tisza, P., Crutsinger, G., & Holyoak, M. A. 2013. Non-trophic effects of litter reduce ant predation and determine caterpillar survival and

distribution. *Oikos*. 122(9): 1362–1370. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.00297.x>

Kitajima, K. y Fenner, M. 2000. Ecology of Seedling Regeneration. En: Fenner, M. (ed.). *The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. 2a Edición. CABI. London. UK. Pp. 331–358. Consultado el 10 de enero 2020: https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=wu5JLxbYZJMC&oi=fnd&pg=PR7&dq=+The+Ecology+of+Regeneration+in+plant+communities&ots=y8iwTd4Rhz&sig=zLoejr8HrV4728r1bsS1LLSdT_c#v=onepage&q=herbivory&f=false.

Kauffman J.B., Cummings D.L., Kauffman C., Beschta R.L., Brooks J., MacNeill K. y Ripple W.J. 2023. Bison influences on composition and diversity of riparian plant communities in Yellowstone National Park. *Ecosphere* 14:1–17

Keigley, R.B. 2018. How Perceptions About Naturalness Affect Science in Yellowstone National Park, Rangeland Ecology & Management. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2017.12.012>

Leinster, T. y Cobbold, C. A. 2012. Measuring diversity: the importance of species similarity. *Ecology*. 93(3). pp. 477–489. Doi: <https://doi.org/10.1890/10-2402.1>.

León-Velasco, M.E. 2014. Malpighiaceae. En: Diego Pérez, N. & R.M. Fonseca (Eds.). *Flora de Guerrero*. Prensas de Ciencias. México. Fascículo 61. 126 pp.

López-Pérez, E., Serrano-Aspeitia, N., Aguilar-Valdés, B. C. y Herrera-Corredor, A. 2012. Composición nutricional de la dieta del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus* ssp. *mexicanus*) en Pitzotlán, Morelos. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 18(2): 219-229

Lorite J., Salazar-Mendías C., Pawlak R. y Cañadas E. 2021. Assessing effectiveness of exclusion fences in protecting threatened plants. *Scientific Reports* 11:16124. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-95739-4>

Lot, A. y Chiang, F. 1986. *Manual de Herbario*. Consejo Nacional de la flora de México A.C. México. D.F.

Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. Nueva Jersey.

Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science. Oxford. U.S.A. Doi: <https://doi.org/10.1007/BF02426650>

Marín-Gómez, O. H. 2011. Muchas flores, pocos frutos: el papel de la herbivoría floral en la producción de frutos de *Inga ornata* Kunth. *Revista de La Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*. 23: 144–149.

- Marquis, R. J. (1984) Leaf herbivores decrease fitness of a tropical plant. *Science*. 226(4674):537–539. doi: 10.1126/science.226.4674.537.
- Martínez M. F. y Fonseca R.M. 2017. Annonaceae. En: Jiménez, J., R.M. Fonseca y M. Martínez (Eds.). *Flora de Guerrero*. Prensas de Ciencias. México. Fascículo 73. 60 pp.
- Martínez-Ramos, M., Ortiz-Rodríguez, I. A., Piñero, D., Dirzo, R. y Sarukhán, J. 2016. Anthropogenic disturbances jeopardize biodiversity conservation within tropical rainforest reserves. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 1–6. Doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.1602893113>
- Matteucci, S. D. y Colma, A. 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos.
- McCullough DR. 1979. *The George Reserve Deer Herd*. Ann Arbor: Michigan. University Press. 271 pp.
- Mickel, J. T. y A. R. Smith. 2004. *The Pteridophytes of Mexico*. *Memoirs of The New York Botanical Garden*, Bronx, New York, USA. 88. 1055 pp.
- Moral, I. 2006. Modelos de regresión: lineal simple y regresión logística. *Seden*. 14: 195–214. http://www.revistaseden.org/files/14-CAP_14.pdf. Consultado el 23 de marzo de 2021.
- Morales F. Fonseca R. M. y Diego Pérez, N. 2004. Flacourtiaceae. En: Diego-Pérez y Fonseca R.M. (Eds.). *Flora de Guerrero*. Prensas de Ciencia. México. Fascículo 9. 40 pp.
- Moreno, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. SEA, M&T–Manuales y Tesis. España. Zaragoza.
- Morgridge, T. 2013. *The effects of non-trophic herbivory by vertebrates on understory plants in temperate and tropical ecosystems*. Bachelor's thesis. Department of Biology. Standford University.
- Mostacedo, B. y Fredericksen, T. S. 2000. *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal*. Santa Cruz. Bolivia. Editora El País. <http://www.bionica.info/biblioteca/Mostacedo2000EcologiaVegetal.pdf>. Consultado el 23 de marzo de 2021.
- Muñoz, M. C. y Kattan, G. H. 2007. Diets of cracids: How much do we know. *Ornitología Neotropical*, 18(1), 21–36.
- Mysterud A. 2006. The concept of overgrazing and its role in management of large herbivores. *Wildlife Biology*. 12: 129–141. Doi: 10.2981/0909-6396(2006)12[129:TCOOAI]2.0.CO;2.

- Naranjo-Piñera, E. J. 2009. Ecology and Conservation of Baird's Tapir in Mexico. *Tropical Conservation Science*. 2(2): 140–158. Doi: [https://doi.org/10.1016/S1470-2045\(07\)70104-3](https://doi.org/10.1016/S1470-2045(07)70104-3)
- Nash, D.L. y Moreno N. P. 1981. Boraginaceae. Flora de Veracruz. Fascículo 18. Instituto Nacional de Investigaciones sobre recursos Bióticos. Xalapa, Veracruz, México. Pp:149. Doi: <https://doi.org/10.21829/fv.470.1981.18>
- Nevling, Jr., L. I. & Barringer K. 1988. Thymelaeaceae. En: Gómez-Pompa A. (Ed.). Flora de Veracruz. Fascículo 59. Instituto de Ecología, A.C.-University of California. Xalapa, México. Doi: <https://doi.org/10.21829/fv.429.1988.59>
- O'Farrill G., Galetti M. y Campos-Arceiz A. 2013. Frugivory and seed dispersal by tapirs: An insight on their ecological role. *Integrative Zoology*, 8(1):4–17.
- Ortiz Rodríguez, A. E. 2011. Estructura y composición florística del bosque mesófilo de montaña de San Fernando, Chiapas, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez. Chiapas. México.
- Pacheco, L. 1983. Styracaceae. En: Gómez-Pompa A (ed.). Flora de Veracruz. Xalapa, Veracruz, México: Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos. Pp: 13. Doi: <https://doi.org/10.21829/fv.456.1983.32>
- Paige, K. N. y Whitham, T. G. 1987. Overcompensation in response to mammalian Herbivory: the advantage of being eaten. *The American Naturalist*. 129(3): 407–416.
- Paine C. E.T., Beck H. y Terborgh J. 2016 How mammalian predation contributes to tropical tree community structure. *Ecology* 97, 3326–3336. Doi: <https://doi.org/10.1002/ecy>.
- Painter, L.E., Beschta, R.L., Larsen, E.J. y Ripple, W.J. 2014. After long-term decline, are aspen recovering in northern Yellowstone? *For. Ecol. Manag.* 329, 108–117.
- Painter, L.E., Beschta, R.L., Larsen, E.L. y Ripple, W.J. 2015. Recovering aspen follow changing elk dynamics in Yellowstone: evidence of a trophic cascade? *Ecology*. 96: 252–263.
- Painter, L.E., Beschta, R.L., Larsen, E.J. y Ripple, W.J. 2018. Aspen recruitment in the Yellowstone region linked to reduced herbivory after large carnivore restoration. *Ecosphere*. 9: e02376.
- Painter, L.E., Beschta, R.L. y Ripple, W.J. 2024. Aspen recovery in northern Yellowstone: A comment on Brice et al. (2021). *Ecology Letters*. 27: e14353. Doi: <https://doi.org/10.1111/ele.14353>

- Palacios Espinosa, E. 2000. Vegetación y flora del Parque Ecológico y Recreativo El Zapotal, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México.
- Palacios Espinosa, E., Beutelspacher Baigts, C. y Sarmiento Cortez, O. 2016. Vegetación y flora del Parque Ecológico y Recreativo El Zapotal, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. *Lacandonia*. 10: 37–86.
- Pärtel M., Bennett J.A. y Zobel M. 2016. Macroecology of biodiversity: disentangling local and regional effects. *New Phytol* 211:404–410. <https://doi.org/10.1111/nph.139>
- Periódico Oficial del Gobierno Constitucional del Estado Libre y Soberano de Chiapas (POCH). 1980. Decreto del Centro Ecológico Recreativo el Zapotal. Tomo XCI. No 35. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- Periódico Oficial del Gobierno Constitucional del Estado Libre y Soberano de Chiapas (POCH). 1990. Decreto de la zona de amortiguamiento del Centro Ecológico Recreativo el Zapotal. Tomo XCIX. No 92. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- Polo Urrea, C. S. 2008. Índices más Comunes en Biología. Segunda Parte, Similaridad y Riqueza Beta y Gama. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*. 4: 135–142. Doi: <https://doi.org/10.18359/rfcb.2239>.
- Quintero, I., Abrahams, M. I., Beirne, C., Blake, J., Carvalho, E., Costa, H. C. M., de Paula, M. J., Endo, W., Haugaasen, T., Lima, M. G. M., Michalski, F., Mosquera, D., Norris, D., Oliveira, T., Paemelaere, E., Peres, C. A., Pezzuti, J., Romero, S., Santos, F., ... Tan, C. K. W. 2023. Effects of human-induced habitat changes on site-use patterns in large Amazonian Forest mammals. *Biological Conservation*, 279, 109904. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.109904>
- Rafferty, C. y Lamont, B. B. 2007. Selective herbivory by mammals on 19 species planted at two densities. *Acta Oecologica*. 32: 1–13. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2006.03.007>
- Ramírez-Marcial, N., González-Espinosa, M. y Williams-Linera, G. 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in Montane Rain Forests in Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management*. 154: 311–326. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00639-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00639-3)
- Redford, K. H. 1992. The Empty Forest: Many large animals are already ecologically extinct in vast areas of neotropical forest where the vegetation still appears intact. *BioScience*. 42(6): 412–422.
- Ricotta, C., Corona P., Marchetti M., Chirici G. y S. Innamorati. 2003. LaDy: Software for assessing local landscape diversity profiles of raster land cover maps using

geographic windows', *Environmental Modelling and Software*. 18(4): 373–378. Doi: 10.1016/S1364-8152(02)00104-4.

Ripple, W. J y Beschta, R.L. 2003. Wolf reintroduction, predation risk, and cottonwood recovery in Yellowstone National Park. *Forest Ecology and Management*. 184:299–313.

Ripple, W.J. y Beschta, R.L. 2007. Restoring Yellowstone's aspen with wolves. *Biol. Conserv.* 138, 514–519.

Ripple, W.J. y Beschta, R.L., 2012. Trophic cascades in Yellowstone: the first fifteen years after wolf reintroduction. *Biol. Conserv.* 145, 205–213.

Ripple, W.J., Abernethy, K., Betts, M. G., Chapron, G., Dirzo R., Galetti, M., Levi, T., Lindsey, P. A., Macdonald, D. W., Machovina, B., Newsome, T. M., Peres, C. A., Wallach, A. D., Wolf, C., y Young H. 2016. Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. *Royal Society Open Science*. **3**: 160498. Doi: <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.160498>

Rivas. J. A. 1995. Preferencias alimenticias del faisán o pajuil (*Crax rubra* L.) en condiciones naturales. Tesis. Universidad de San Carlos de Guatemala. Ciudad de Guatemala. Guatemala.

Rivas, J. A. y J. E. Morales. 2003. El papel de los crácidos (Aves: Galliformes) como dispersores y depredadores de semillas. Report. Universidad de San Carlos, Guatemala City, Guatemala.

Roldán, A. I. y Simonetti, J. A. 2001. Plant-mammal interactions in tropical Bolivian forests with different hunting pressures. *Conservation Biology*. 15(3): 617–623. Doi: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.015003617.x>

Rowcliffe, J., Field, J., Turvey, S. T. y Carbone, C. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*. 45: 228-1236. Doi: <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01473.x>

Ruiz, J. 2012. Efectos de la herbivoría foliar en el crecimiento y mortalidad de plántulas de *Vochysia ferruginea* (Vochysiaceae) en un bosque en regeneración post-huracán. *Encuentro*. 91: 76–90. Doi: <https://doi.org/10.5377/encuentro.v0i91.681>

Ruhren S y Handel S.L. 2003. Herbivory constraints survival, reproduction, and mutualisms when restoring nine temperate forest herbs. *Torrey Botanical Society*, 130: 34–42

Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1a Edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Consultado el 29 de abril de 2019. https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf.

- Sage Jr., R.W., Porter, W.F. y Underwood, H.B. 2003. Windows of opportunity: Whitetailed deer and the dynamics of northern hardwood forests in the northeastern US. *Journal for Nature Conservation*. 10: 213–220
- Salome-Abarca L.F., Gođevac D., Kim M.S., Hwang G.S., Park S.C., Jang Y.P., Van Den Hondel C.A.M.J.J., Verpoorte R., Klinkhamer P.G.L, Choi Y.H. 2021. Latex metabolome of Euphorbia species: geographical and inter-species variation and its proposed role in plant defense against herbivores and pathogens. *Journal of Chemical Ecology*. 47: 564–576. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10886-021-01274-x>
- SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE E HISTORIA NATURAL [SEMAHN]. 2013. Programa de Manejo del Centro Ecológico Recreativo “El Zapotal”. Consultado el 30 de junio de 2024: <https://sistemaestatalambiental.chiapas.gob.mx/fraccionl.html>.
- Sermeño. M. A. 1986. Alimentación y reproducción del Pajuil *Crax rubra* en El Salvador. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias y Humanidades, Departamento de Biología, Universidad de El Salvador. San Salvador.
- Silman, M. R., Terborgh, J. W. y Kiltie, R. A. 2003. Population regulation of a dominant rain forest tree by a major seed predator. *Ecology*. 84(2): 431–438. Doi: [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1890/00129658\(2003\)084\[0431:PROADR\]2.0.CO;2](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1890/00129658(2003)084[0431:PROADR]2.0.CO;2)
- SMN. 2019. Normal climatológica de la ESTACIÓN 7165 TUXTLA GUTIERREZ (OBS) periodo 1951-2010. Consultado el 30 de junio de 2019: <https://smn.conagua.gob.mx/tools/RESOURCES/Normales5110/NORMAL07165.TXT>
- Sonco, R. 2013 Estudio de la diversidad alfa y beta en tres localidades de un bosque montano en la región Madidi, La Paz. Tesis de Licenciatura. Facultad de Agronomía. Universidad Mayor de San Andrés. La Paz. Bolivia. <https://repositorio.umsa.bo/bitstream/handle/123456789/7924/T.2822.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Consultado el 21 de enero de 2021.
- Souza, Y., Villar, N., Zipparro, V., Nazareth, S., y Galetti, M. 2022. Large mammalian herbivores modulate plant growth form diversity in a tropical rainforest. *Journal of Ecology*. 110(4): 845-859. Doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14531>
- Standley, C.P. y Steyermark, A.J. 1974. Flora of Guatemala. Natural History Museum. Chicago. Systematic Botany Monographs. The American society of plant taxonomist. United States of America. 24(3-4). Pp: 466
- Stevens WD, Ulloa UC, Pool A, Montiel OM (eds). 2001. Flora de Nicaragua. St. Louis: Monographs in Systematic Botany Missouri Botanical Garden.

<http://legacy.tropicos.org/RankBrowser.aspx?letter=1&ranklevel=family&projectid=7>

- Strother, J. L. 1999. Compositae-Heliantheae. En: Breedlove D. E. (Ed). Flora de Chiapas. Parte 5. California Academy of Sciences. San Francisco California. Pp.:232
- Terborgh, J., Estes, J.A., Paquet, P., Ralls, K., Boyd-Heiger, D., Miller, B.J., y Noss, R.F., 1999. The role of top carnivores in regulating terrestrial ecosystems. En: Terborgh, J., Soule, M. (Eds.), Continental Conservation: Scientific Foundations of Regional Reserve Networks. Island Press, Washington, DC.
- Theimer, T.C., Gehring, C.A., Green, P.T., y Connell, J.H. 2011. Terrestrial vertebrates alter seedling composition and richness but not diversity in an Australian tropical forest. *Ecology*. 92:1637–1647.
- Timm, R., Cuarón, A.D., Reid, F., Helgen, K. y González-Maya, J.F. 2016. *Procyon lotor*. The IUCN Red List of Threatened Species: e.T41686A45216638. Doi: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41686A45216638.en>
- Tinoco-Domínguez, E., Castillo-Campos, G., Terrazas Salgado, T. y Vovides Papalouka, A. 2019. Anacardiaceae. In: Castillo-Campos, G. (Ed.) Flora de Veracruz 179. Instituto de Ecología A.C., Xalapa, Ver., México. pp: 85 Doi: <https://doi.org/10.21829/fv.29.2019.179>
- Tudge S.J., Brittain S., Kentatchime F., Kamogne Tagne C.T. y Rowcliffe J.M. 2022. The impacts of human activity on mammals in a community forest near the Dja Biosphere Reserve in Cameroon. *Oryx*. 56(6):947-955. Doi:10.1017/S0030605321000806
- Uhl C. 1982. Tree dynamics in a species rich tierra Firme forest in Amazonia, Venezuela. *Acta Científica Venezolana*. 33:72:77.
- Van Strien, A. J., Soldaat, L. L. y Gregory, R. D. 2012. Desirable mathematical properties of indicators for biodiversity change. *Ecological Indicators*. 14(1), pp. 202–208. Doi: 10.1016/j.ecolind.2011.07.007.
- Vicente-Rivera, L. H., Beutelspacher-Baigts, C. R., Vicente-Rivera, B. N., Vicente-Rivera, N. y Farrera-Sarmiento, O. 2019. Inventario florístico de la parte norte del Cañón de Suchiapa, Chiapas, México. XXI Congreso Mexicano de Botánica: Integrando El Conocimiento de La Diversidad Vegetal de México. Sociedad botánica de México. 465.
- Villanueva Escarela S. N., Aguilar Cordero W. de J. y Chablé Santos, J. 2024. Cacería tradicional y valoración cultural de la fauna en la comunidad maya de Xul, Oxkutzcab, Yucatán. *Estudios De Cultura Maya*, 63, 191-220. Doi: <https://doi.org/10.19130/iifl.ecm.63.2024/00171S0XW37>

- Vivanco J., Cosio E., Loyola-Vargas V. y Flores H. 2005. Mecanismos Químicos de Defensa en las Plantas. Investigación y Ciencia. Febrero: 1-8.
- Warner, P. J. y Cushman, J. H. 2002. Influence of herbivores on a perennial plant: Variation with life history stage and herbivore species. *Oecologia*. 132: 77–85. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00442-002-0955-z>
- Wright, S. J., Stoner, K. E., Beckman, N., Corlett, R. T., Dirzo, R., Muller-Landau, H. C., Nuñez-Iturri, G., Peres, C. A., y Wang, B. C. 2007. The plight of large animals in tropical forests and the consequences for plant regeneration. *Biotropica*. 39(3): 289–291. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00293.x>
- Wright, G.M. y Thompson, B.H. 1935. Fauna of the national parks of the United States/wildlife management in the national parks. Fauna Series. 2: 142. US Government Printing Office, Washington, DC, USA. Consultado el 12 de septiembre de 2021 https://books.google.com.mx/books?hl=es&lr=&id=66vNmr6ZldlC&oi=fnd&pg=P8&ots=L-2KHv3qgf&sig=btdQg2Kvm9N31s_3sKkTAsjbNp0&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false
- Wright, S. J., Hernández, A. y Condit, R. 2007. The bushmeat harvest alters seedling banks by favoring lianas, large seeds, and seeds dispersed by bats, birds, and wind. *Biotropica*. 39(3), 363–371. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00289>.
- Zenteno Mendez, J. Y. 2022. Etnoecología e impacto antropogénico en la reserva ecológica El Zapotal, Chiapas, México. Tesis de Maestría. Facultad De Ingeniería. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez. Chiapas. México.

13. ANEXOS

Anexo 1. Durante los muestreos de la vegetación se colectaron 66 especies, que, si bien están registradas para el estado, no lo estaban para el CER “El Zapotal” (Palacios 2000; Palacios *et al.*, 2016), a continuación, se anexa la lista de especies. Formas de vida y tipo de nutrición especial: Árbol (Ar); Arbusto (Ab); Hierba (Hi); Arborescente (Arb); Columnar (Col); Rosetófila (Ro); liana o bejuco (Li); Epífita (Ep); Hep (Hemiepífita); Acuática (Ac); Subacuática (Sac); Parásita (Pa); Rupícola (Ru) y Terrestre (Ter). Tipos de vegetación: Bosque Tropical caducifolio (BTC) y Bosque tropical subcaducifolio (BTS). Recolectores: Luis Humberto Vicente Rivera (LHVR); Luis Humberto Vicente Rivera y Blanca Nidia Vicente Rivera (LHVR Y BNVR) y Luis Humberto Vicente Rivera y Nayelly Vicente Rivera (LHVR Y NVR). Las especies señaladas con *** Son las que sufrieron cambios nomenclaturales.

Clado/Familia/Especie	Recolector y no. de recolecta/ No de Observación en Naturalista	Forma de vida. y tipo de nutrición.	Tipo de Vegetación
ANGIOSPERMAE			
LILIOPSIDA			
AMARYLLIDACEAE J. St.-Hil.			
<i>Hymenocallis acutifolia</i> (Herb.) Sweet	LHVR s/n	Hi, Ter	BTS
ARECACEAE Bercht. & J. Presl			
<i>Roystonea regia</i> (Kunth) O.F. Cook	LHVR s/n	Arb	BTC
ASPARAGACEAE Juss.			
<i>Yucca gigantea</i> Lem.	LHVR s/n	Arb	BTS
BROMELIACEAE Juss.			
<i>Pitcairnia breedlovei</i> L.B. Sm.	LHVR 1552	Hi, Ep	BTC
<i>Pitcairnia chiapensis</i> Miranda	LHVR 1824	Hi, Ep	BTC
<i>Tillandsia cucaensis</i> Wittm.	LHVR 1674	Ro, Ep	BTC
<i>Tillandsia schiedeana</i> Steud.	LHVR 1673	Ro, Ep	BTC
<i>Tillandsia socialis</i> L.B. Sm.	LHVR 1672	Ro, Ep	BTC
CYPERACEAE			
<i>Kyllinga odorata</i> Vahl	LHVR 1829	Hi, Ter	BTS
<i>Scleria lithosperma</i> (L.) Sw.	LHVR 1561	Hi, Ter	BTS
DIOSCOREACEAE R. Br.			
<i>Dioscorea pilosiuscula</i> Bertero ex Spreng.	LHVR s/n	Li, Ter	BTS
IRIDACEAE Juss.			

<i>Eleutherine latifolia</i> (Standl. & L.O. Williams) Ravenna	61722514	Hi, Ter	BTC
ORCHIDACEAE Juss.			
<i>Trichocentrum microchilum</i> (Bateman ex Lindl.) M.W. Chase & N.H. Williams	LHVR 1675	Hi, Ru	BTC
POACEAE Barnhart			
<i>Lasiacis nigra</i> Davidse	LHVR s/n	Hi, Ter	BTS
MAGNOLIOPSIDA			
ACANTHACEAE Juss.			
<i>Justicia tinctoriella</i> Bennet & Raizada	LHVR 1783	Arb, Ter	BTC
*** <i>Justicia maya</i> T.F. Daniel reemplaza a <i>Justicia herpetacanthoides</i> Leonard citada por Palacios (2000) y Palacios et al., (2016)	LHVR 2078	Hi, Ter	BTC
<i>Justicia</i> sp., es probablemente una nueva especie o <i>Justicia leucothamna</i> , sigue en estudio , en Palacios (2000) y Palacios et al., (2016) es citada como <i>Justicia salviiflora</i>	LHVR y NVR, 1418; LHVR y BNVR, 1426; LHVR1434,1828,1833;1834;1835	Arb, Ter	BTC
APOCYNACEAE Juss.			
<i>Ruehssia coulteri</i> (Hemsl.) L.O.Alvarado	LHVR-1837	Li, Ter	BTC
<i>Ruehssia mexicana</i> (Decne.) L.O.Alvarado	LHVR 1781	Li, Ter	BTS
<i>Tabernaemontana hanna</i> (M.Méndez & J.F.Morales) A.O.Simões & M.E.Endress	LHVR s/n	Ar, Ter	BTS
ASTERACEAE Berch. & J. Presl.			
<i>Acmella repens</i> (Walter) Rich.	LHVR 1427	Hi, Ter	BTS
<i>Delilia biflora</i> (L.) Kuntze	LHVR 1587	Hi, Ter	BTS
<i>Lepidaploa canescens</i> (Kunth) H. Rob.	67747148	Li, Ter	BTS
<i>Galinsogeopsis spilanthis</i> Sch. Bip.	LHVR 1682	Hi, Ter	BTS
BEGONIACEAE C. Agardh			
<i>Begonia plebeja</i> Liebm.	LHVR-1547	Hi, Rup	BTS
BIGNONIACEAE Juss.			
<i>Bignonia neoheterophylla</i> L.G. Lohmann	LHVR 1831	Li, Ter	BTC
CACTACEAE Juss.			
<i>Selenicereus pteranthus</i> (Link ex A. Dietr.) Britton & Rose	61441859, 61436014	Col, Ru	BTC
CELASTRACEAE R. Br.			
<i>Crossopetalum uragoga</i> (Jacq.) Kuntze	LHVR 1827	Ab, Ter	BTC
<i>Maytenus stipitata</i> Lundell	LHVR 1823	A, Ter	BTC

CHRYSOBALANACEAE R. Br.			
<i>Licania platypus</i> (Hemsl.) Fritsch	LHVR s/n	Ar, Ter	BTS
CONVOLVULACEAE Juss.			
<i>Ipomoea corymbosa</i> (L.) Roth	LHVR 1586	Li, Ter	BTS
<i>Ipomoea villifera</i> House	LHVR 1585	Li, Ter	BTS
CUCURBITACEAE Juss.			
<i>Cayaponia racemosa</i> (Mill.) Cogn.	LHVR 1680	Li, Ter	BTS
<i>Melothria pendula</i> L.	LHVR 1681	Li, Ter	BTS
EHRETIACEAE Mart			
<i>Lepidocordia williamsii</i> (I.M. Johnst.) J.S. Mill.	LHVR1840 y 1874	A, Ter	BTC, BTS
EUPHORBIACEAE Juss.			
<i>Croton adspersus</i> Benth.	LHVR 1826	Ab, Ter	BTC
<i>Dalechampia scandens</i> L.	LHVR 1431	Li, Ter	BTC
<i>Euphorbia delicatula</i> Boiss.	LHVR 1554	Li, Ter	BTC
<i>Euphorbia graminea</i> Jacq.	54413474	Hi, Ter	BTS
<i>Tragia volubilis</i> L.	LHVR 1562	Li, Ter	BTC
FABACEAE Lindl.			
<i>Lonchocarpus lanceolatus</i> Benth.	LHVR s/n	A, Ter	BTS
<i>Rhynchosia longeracemosa</i> M. Martens & Galeotti	LHVR-1684	Li, Ter	BTS
GESNERIACEAE Rich. & Juss			
<i>Kohleria rugata</i> (Scheidw.) L.P.Kvist & L.E.Skog	62088793	Hi, Ru	BTS
MALPIGHIACEAE Juss.			
<i>Bunchosia breedlovei</i> W.R. Anderson	LHVR 1428	A, Ter	BTS
<i>Gaudichaudia albida</i> Schltld. & Cham.	LHVR 1777	Li, Ter	BTS
<i>Hiraea aff obovata</i> Huber	LHVR s/n	Li, Ter	BTS
<i>Hiraea fagifolia</i> (DC.) A. Juss.	LHVR s/n	Li, Ter	BTS
MALVACEAE Juss.			
<i>Corchorus siliquosus</i> L.	LHVR 1556	Hi, Ter	BTS
MELIACEAE Juss.			
<i>Trichilia americana</i> (Sessé & Moc.) T.D. Penn.	LHVR s/n	A, Ter	BTS
<i>Trichilia glabra</i> L.	LHVR s/n	A, Ter	BTS

METTENIUSACEAE H. Karst. ex Schnizl.			
<i>Calatola laevigata</i> Standl.	LHVR s/n	A, Ter	BTS
MORACEAE Gaudich.			
<i>Ficus velutina</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	LHVR s/n	A, Ter	BTS
MYRTACEAE Juss.			
<i>Eugenia galalonensis</i> (C. Wright ex Griseb.) Krug & Urb.	LHVR s/n	A, Ter	BTS
NYCTAGINACEAE Juss			
<i>Neea tenuis</i> Standl.	LHVR 1432	Ab, Ter	BTS
PIPERACEAE Giseke			
<i>Peperomia angustata</i> Kunth	LHVR 1434 BIS	Hi, Ru	BTC
<i>Peperomia lanceolatopeltata</i> C. DC.	LHVR 1558	Hi, Ru	BTC
RUBIACEAE Juss.			
<i>Calycophyllum candidissimum</i> (Vahl) DC.	LHVR s/n	A, Ter	BTS
<i>Genipa americana</i> L.	LHVR s/n	A, Ter	BTC
SALICACEAE Mirb.			
<i>Xylosma cinerea</i> (Clos) Hemsl.	LHVR s/n	A, Ter	BTC
SAPINDACEAE Juss.			
<i>Cupania dentata</i> DC.	LHVR s/n	A, Ter	BTC
SCROPHULARIACEAE Juss.			
<i>Capraria frutescens</i> (Mill.) Britten	LHVR 1778	Hi, Ter	BTC
SOLANACEAE Juss.			
<i>Lycianthes arrazolensis</i> (J.M. Coult. & Donn. Sm.) Bitter	LHVR 1420	Hi, Ter	BTC
<i>Solandra nizandensis</i> Matuda	LHVR 1551	Ab, Ter	BTS
<i>Solanum americanum</i> Mill.	LHVR 1782	Hi, Ter	BTS
URTICACEAE Juss.			
<i>Discocnide mexicana</i> (Liebm.) Chew	LHVR y BNVR-1421	Ab,Ru	BTS
<i>Pouzolzia obliqua</i> (Wedd.) Wedd.	LHVR 1553	Hi, Ru	BTS
VIOLACEAE Batsch.			
<i>Hybanthus thiemei</i> (Donn. Sm.) C.V. Morton	LHVR 1683	Hi, Ter	BTC

Anexo 2. Especies encontradas en el BTS del CER el Zapotal, de las que se pudieron obtener plántulas a partir de semillas. Las plántulas se fotografiaron y con estos registros fotográficos se elaboró un catálogo digital portátil. Viveros de los cuales se obtuvieron las fotografías de las especies: Vivero del Zoológico Miguel Álvarez del Toro=ViZOOMAT, Vivero Jardín Botánico Faustino miranda=ViJBFM y Vivero de Nimalarí Ecocultura Sustentable: ViNimalarí. *=Especies no registradas en Palacios (2016).

N. P. Nombre común	Nombre científico	Vivero del cual se obtuvieron los registros fotográficos.
--------------------	-------------------	---

PLANTULAS DE ESPECIES ARBÓREAS

1	<i>Acaciella angustissima</i>	ViJBFM
---	-------------------------------	--------



2. Camarón

Alvaradoa amorphoides

ViNimalarí



3. Papausa

Annona macrophyllata

ViJBFM



4. Guanábana

*Annona muricata**

ViJBFM



5. Chincuya

Annona purpurea

ViJBFM, ViZOOMAT



6. Anona

Annona reticulata

ViZOOMAT



7. Jocotillo

Astronium graveolens

ViJBFM



8. Mujú

Brosimum alicastrum

ViZOOMAT



9. Mulato

Bursera simaruba

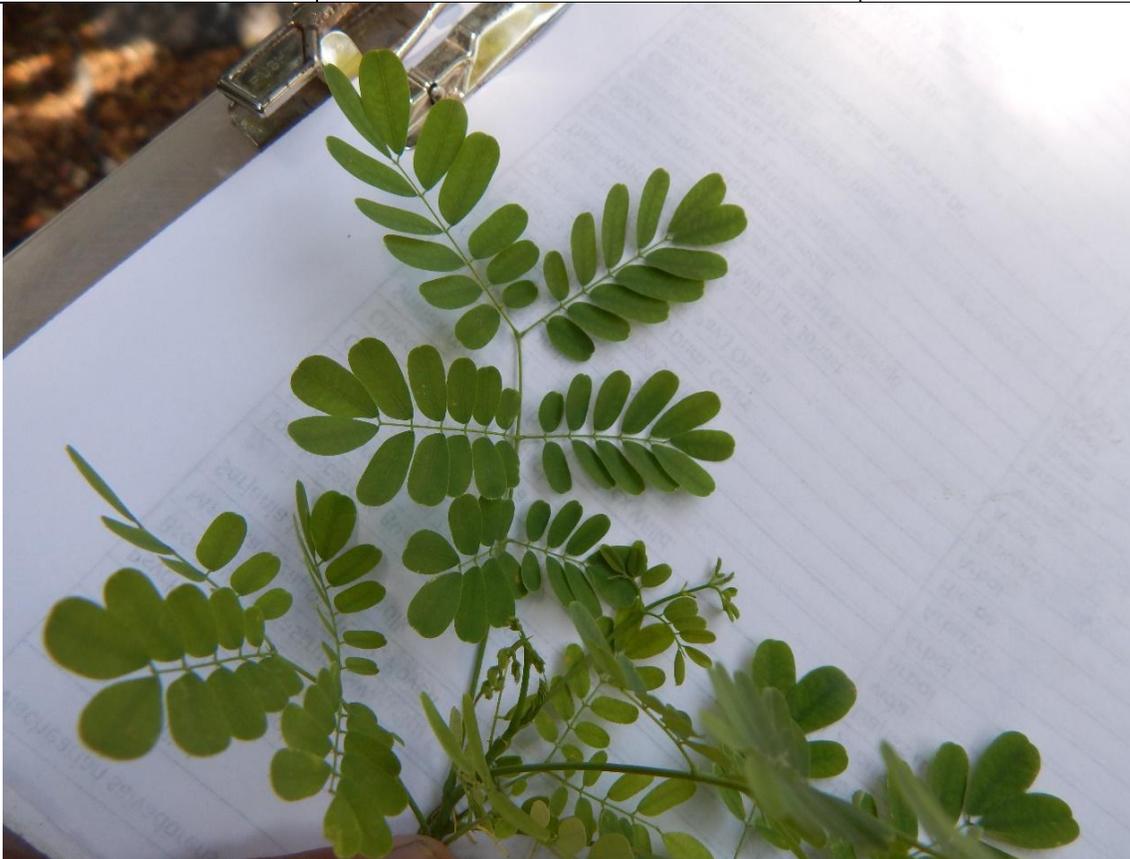
ViJBFM



10. Chinchemalinche

Caesalpinia pulcherrima *

ViJBFM



11. Canelo

*Calycophyllum candidissimum**

ViJBFM



12. Papaya

*Carica papaya**

ViJBFM



13. Cedro rojo

Cedrela odorata

ViNimalari, ViZOOMAT, ViJBFM



14. Guarumbo

Cecropia peltata

ViJBFM



15. Lanta

Ceiba aesculifolia

ViJBFM



16. Pochota, Ceiba

Ceiba pentandra

ViJBFM



17

Chrysophyllum mexicanum

ViJBFM



18. Cinco negritos

Comocladia guatemalensis

ViJBFM



19. Bojon

Cordia alliodora

ViJBFM



20. Nanguipo

Cordia dentata

ViJBFM



21. Cupapé

Cordia dodecandra

ViJBFM



22. Talismecate

Daphnopsis americana

ViJBFM, ViZOOMAT



23. Sapote negro

Diospyros nigra

ViJBFM



24. Zapotillo

Diospyros salicifolia

ViJBFM



25. Nambimbo

Ehretia tinifolia

ViJBFM



26. Amate Dorado

Ficus aurea

ViJBFM



27

Ficus maxima

ViJBFM



28. Maluco

*Genipa americana**

ViJBFM



29. Caulote

Guazuma ulmifolia

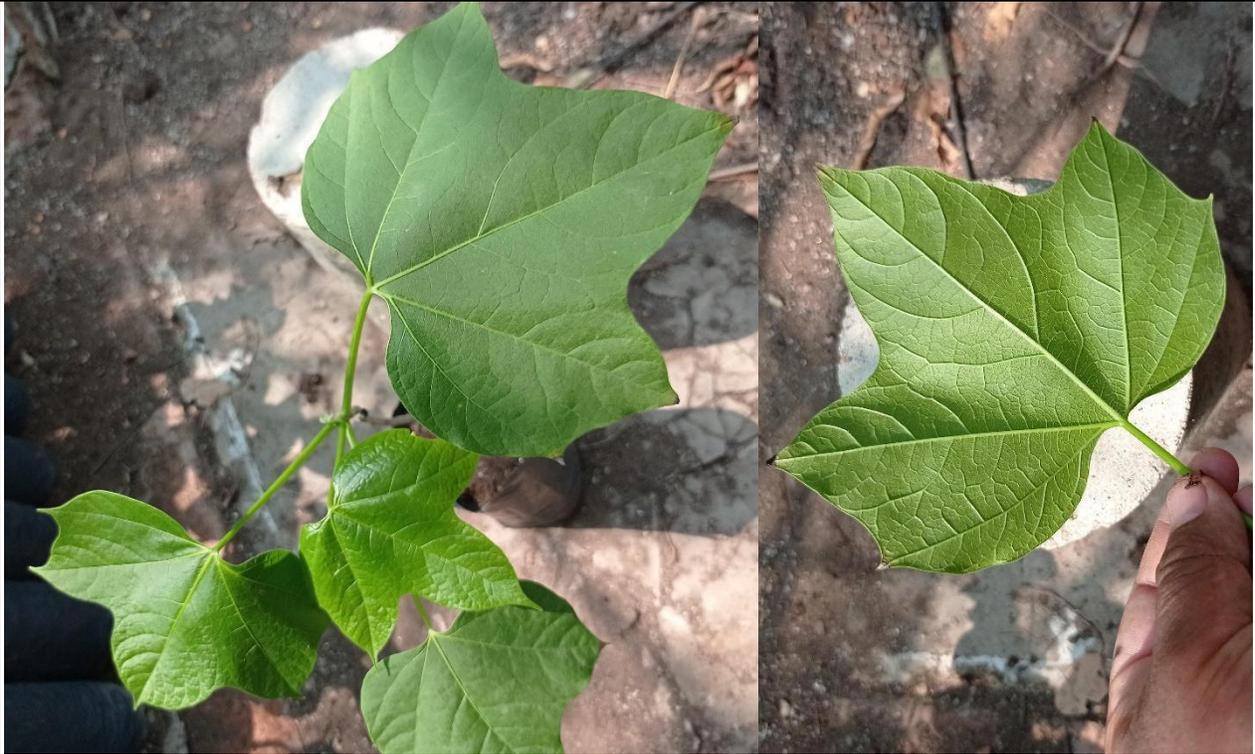
ViJBFM



30. San Felipe

Gyrocarpus mocinnoi

ViJBFM



31. Palo de Brasil

Haematoxylon brasiletto

ViJBFM



32. Guayacan

*Handroanthus chrysanthus**

ViJBFM



33. Jinicuil

Inga vera

ViJBFM



34. Ciruelillo

Koanophyllon albicaule

ViZOOMAT



35. Guash cimarron

Leucaena diversifolia

ViZOOMAT



36. Totoposte

6. *Licania arborea*

ViJBFM



37. Balche

Lonchocarpus castilloi

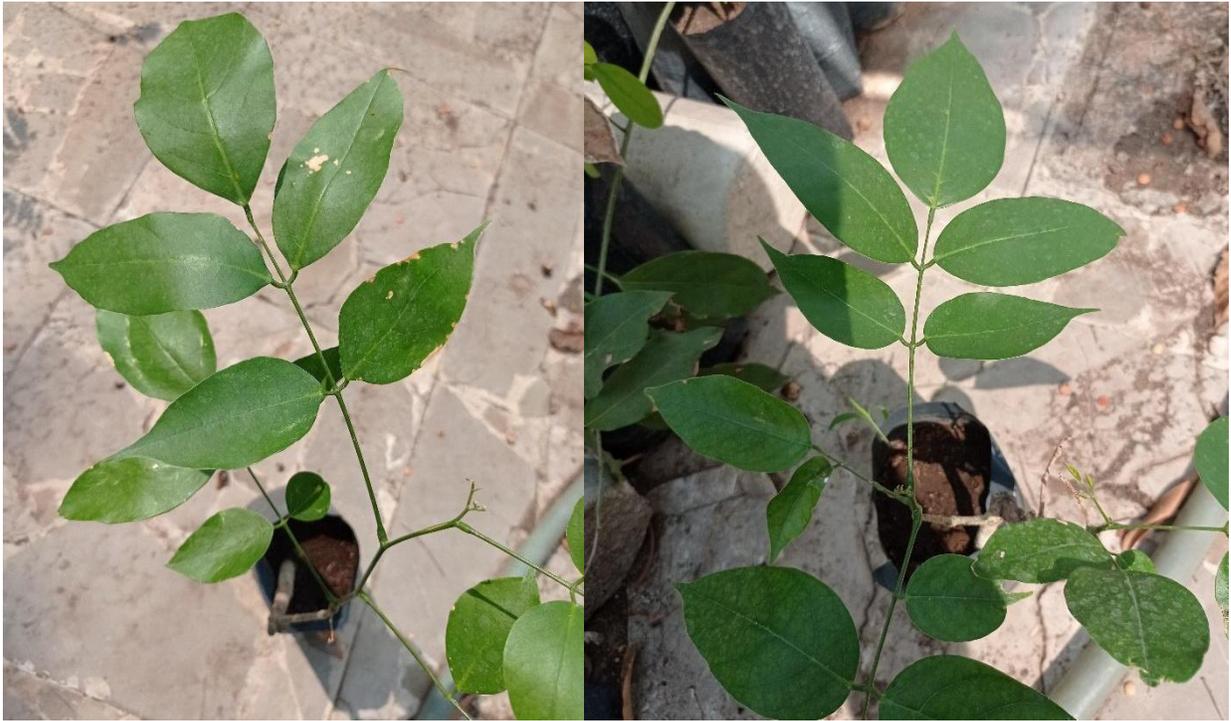
ViJBFM



38.

Lonchocarpus guatemalensis

ViJBFM



35. Mora

Maclura tinctoria

ViJBFM



40. Mango

Mangifera indica

ViNimalarí



41. Chicozapote

Manilkara zapota

ViZOOMAT



42. Guaya

Melicoccus oliviformis

ViJBFM



43. Guamúchil blanco

*Pithecellobium dulce**

ViJBFM, ViNimalarí



44. Santa Claus

Pithecellobium lanceolatum

ViZOOMAT



45. Flor de mayo

Plumeria rubra

ViJBFM



46

Psidium guineense *

ViJBFM



47. Primavera

*Roseodendron donnell-smithii**

ViJBFM



48. Jaboncillo

Sapindus saponaria

ViJBFM, VIZOOMAT



49. Árbol de piojito

Semialarium mexicanum

ViJBFM



50. Hediondia	<i>Senna atomaria</i>	ViJBFM
		

51. Tempisque	<i>Sideroxylon capiri</i>	ViJBFM
		

52. Pasitas

Sideroxylon celastrinum

ViJBFM



53. Aceituno

Simarouba amara

ViZOOMAT



54. Jobo

Spondias mombin

ViJBFM



55. Caobilla

Sideroxylon capiri

ViJBFM, ViNimalari



PLANTULAS DE ESPECIES ARBUSTIVAS

56. Calzoncillo

Bauhinia divaricata

ViJBFM



57. Siquete, Profeta

Bonellia macrocarpa

ViJBFM



58. Coralillo

Hamelia patens

ViJBFM



59. Muraya

Murraya paniculata

ViNimalari



60. Hierbasantilla

Piper amalago

ViJBFM



61. Llamacarne

Psychotria erythrocarpa

ViJBFM



62. Crucito

Randia aculeata

ViJBFM



63. Candox

Tecoma stans

ViJBFM



PLANTULAS DE ESPECIES HERBACEAS

64. Jazmín

Hedychium coronarium

ViZOOMAT



65. Lirio Araña

Hymenocallis acutifolia

ViZOOMAT



66. Orquidea africana

*Oeceoclades maculata**

ViJBFM



67

Spathiphyllum phrynifolium

ViJBFM



PLANTULAS DE ESPECIES DE LIANAS Y OTRAS FORMAS DE VIDA

68. Palma Cola de Pescado

Caryota urens

ViJBFM



69. Peinetia

*Chamaedorea glaucifolia**

ViJBFM



70. Cocotero

Cocus nucifera

ViJBFM



71. Palma Areca

*Dypsis lutescens**

ViZOOMAT



72. Bejuco Guaco

Pentalinon andrieuxii

ViJBFM



73. Hoja de Iija

Petrea volubilis

ViJBFM



