



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES

LA REHABILITACIÓN FORESTAL Y SU EFECTO EN LA DIVERSIDAD VEGETAL Y FAUNA SILVESTRE, EN EL PORVENIR, HIDALGO

FRANCISCO MONTOYA REYES

T E S I S

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:**

MAESTRO EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO

2016

La presente tesis titulada "**La rehabilitación forestal y su efecto en la diversidad vegetal y fauna silvestre, en El Porvenir, Hidalgo**". Realizada por el alumno **Francisco Montoya Reyes** bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS
FORESTALES

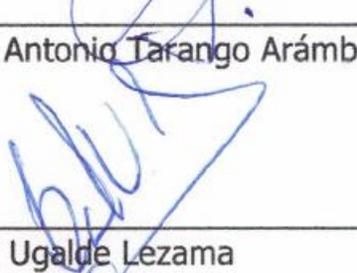
CONSEJO PARTICULAR

Consejero:
(Director de Tesis)



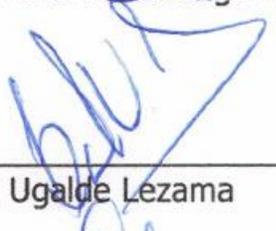
Dra. Francisca Ofelia Plascencia Escalante

Asesor:



Dr. Luis Antonio Tarango Arámbula

Asesor:



Dr. Saúl Ugalde Lezama

Asesor:



Dr. Juan Enrique Rubiños Panta

Montecillo, Texcoco, Estado de México, mayo de 2016.

LA REHABILITACIÓN FORESTAL Y SU EFECTO EN LA DIVERSIDAD VEGETAL Y FAUNA SILVESTRE, EN EL PORVENIR, HIDALGO

Francisco Montoya Reyes, M en C.
Colegio de Postgraduados, 2016

RESUMEN

Uno de los desafíos más importantes para México es el conservar la extensión de los bosques, selvas, humedales y zonas áridas; y más aún, tratar de recuperar superficies de vocación forestal que se encuentran en continua degradación. Por ello los esfuerzos de conservación de las superficies forestales se han centrado más en la restauración; sin embargo para evaluar el éxito de estas acciones, es primordial cuantificar la diversidad faunística y su relación con la vegetación, ejes fundamentales en la evaluación de la trayectoria de un ecosistema intervenido. De enero a junio de 2015, se midió la estructura y composición de la vegetación arbórea y del sotobosque; también se monitoreo la presencia de aves y mamíferos en El Porvenir, Hidalgo. Con ello se evaluó el efecto de la reforestación con *Pinus greggii* [Engelm. ex Parl.] con diferentes edades 5, 12 y 14 años (R5, R12 y R14) y se comparó con un sitio de referencia (SR) de *Pinus cembroides* [Zucc.]. Para el muestreo de la vegetación arbórea se empleó el método de cuadrantes con punto centrado; para arbustos y herbáceas se utilizó la metodología de cuadros empotrados. Para el monitoreo de la avifauna se utilizó el método de búsqueda intensiva y captura mediante redes de niebla; para los mamíferos se utilizaron trampas Sherman y fototrampas; además de registro de huellas y excretas. Se calculó el índice de diversidad de Shannon (H'). Para estimar las variables de la vegetación que determinan las abundancias de las especies, se realizó un “Análisis de Regresión Poisson” (ARP). Los resultados indicaron que solo una especie arbórea se registró en las tres reforestaciones *P. greggii*, en SR se encontraron dos especies *P. cembroides* y *Juniperus flaccida* [Schlechtendal] y en el sotobosque se registraron 45 especies. Al comparar el índice de diversidad (H') entre condiciones se encontraron diferencias significativas. Se concluye que SR presentó la mayor diversidad de especies vegetales

en el sotobosque; el ARP mostró que en las reforestaciones, 12 variables se relacionan con la abundancia de especies del sotobosque; y para SR, la variable más significativa fue la “cobertura de copa”. Se registraron 39 especies de aves y no hubo diferencias significativas del índice de (H') entre condiciones. El ARP indicó que en las reforestaciones, el “% de pendiente” es la variable que mejor explica la abundancia de aves; y para SR la variable más significativa fue la “apertura del dosel”. Con respecto a mamíferos se registraron 11 especies y sí se detectaron diferencias entre condiciones del índice de (H'). SR presentó la mayor diversidad; el ARP identificó que en las reforestaciones el “% de herbáceas” es la variable que mejor explica la abundancia de mamíferos. En contraste, en SR las variables más significativas fueron la “altura del árbol” y la “cobertura de copa”.

Palabras clave: rehabilitación, avifauna, diversidad, índice de similitud, mamíferos, reforestaciones, riqueza, sitio de referencia, sotobosque.

FOREST REHABILITATION AND ITS EFFECT ON PLANT AND WILDLIFE DIVERSITY IN EL PORVENIR, HIDALGO

Francisco Montoya Reyes, M en C.
Colegio de Postgraduados, 2016

ABSTRACT

One of the most important challenges for Mexico, is to conserve the extension of forests, jungles, wetlands and arid zones and even more try to recover surfaces of forest that are in continuous degradation. Therefore efforts of Surface conservation are more focus in restoration, however to evaluate the success of these actions, it is essential to quantify the wildlife diversity and its relationship with vegetation, cornerstones in the evaluation of the trajectory of an ecosystem intervened. From January to June 2015, the structure and composition of understory vegetation and tree was measured, the presence of birds and mammals is also monitoring in El Porvenir, Hidalgo. This effect was evaluated with reforestation of *Pinus greggii* [Engelm. ex Parl.] of different ages 5, 12 and 14 years old. (R5, R12 y R14) and it was compare with a reference site (SR) of *Pinus cembroides* [Zucc.]. For sampling of timberline, quadrants method was used with centering point, for shrubs and herbaceous embedded tables was the methodology used. For monitoring birdlife intensive search method was used and seizure by mist nets, Sherman traps for mammals were used; besides recording tracks and excrete. The Shannon diversity index was calculated (H'). To estimate vegetation variables that determine species abundances, it has been made a "Poisson regression analysis" (ARP). The results indicate that only one tree species was recorded in the three reforestations *P. greggii*, in SR two species were found *P. cembroides* y *Juniperus flaccida* [Schlechtendal] in the understory 45 species were register. Comparing the index of diversity (H') between conditions, significant differences were found. We conclude that SR presents the greatest diversity of plant species in the understory; ARP showed that in reforestation, 12 variables are related to the abundance of understory species; and SR to be the most significant variable was the "canopy cover". 39 bird species were recorded and there were no

significant differences index (H') between conditions. The ARP reforestations said, the "% slope" is the variable that best explains the abundance of birds; and to be the most significant variable was the "canopy openness". Regarding mammals and 11 species, they were recorded if differences between conditions index (H') were detected. SR has the highest diversity; the ARP identify the reforestations the "% herbaceous" is the variable that best explains the abundance of mammals. In contrast, SR the most significant variables were the "tree height" and "canopy cover".

Key words: rehabilitation, avifauna, diversity, similarity index, mammals, reforestations, richness, reference site, understory.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), quien financió mi preparación para la realización de mis estudios.

Al Colegio de Postgraduados y en particular al Programa en Ciencias Forestales por la oportunidad de desarrollo en lo personal y académico.

A la Dra. F. Ofelia Plascencia Escalante por su atinada dirección en la realización de esta investigación, además por su apoyo incondicional en mi estancia en el postgrado.

Al Dr. Saúl Ugalde Lezama por el apoyo, orientación y consejos recibidos en todo momento durante el desarrollo de la investigación.

Al Dr. L. Antonio Tarango Arámbula y al Dr. J. Enrique Rubiños Panta. Por su colaboración, consejos y experiencias recibidas.

A la Dra. Livia León Paniagua y al Biól. Andrés G. Miranda por todo el apoyo recibido y tiempo otorgado en la identificación de especies.

Al Dr. Gregorio Ángeles Pérez por su asesoría y facilidades otorgadas durante el desarrollo de esta investigación.

Al Ing. Armando Varela por facilitar valiosa información sobre antecedentes del área de estudio.

A la comunidad de “El Porvenir” por otorgar su apoyo para la realización de esta investigación y muy en especial a Sr. Otilio Gachúz y su esposa Amalia por brindarnos una amistad sincera.

A la familia Pérez Contreras, por haberme abierto las puertas de su casa, gracias por su apoyo incondicional.

DEDICATORIA

A mi madre

Vita Reyes Hernández

Porque eres una gran mujer que a pesar de las adversidades, has sido ejemplo de entrega y dedicación, gracias por haberme enseñado a vivir de una forma honesta y con valores.

A mis abuelos (R.I.P) porque siempre fueron parte esencial en mi vida y gran parte de mi formación se debe a ustedes.

A mis hermanas que siempre me han brindado su apoyo incondicional en las buenas y las malas, además de darme a mis sobrinos quienes son fuente de motivación.

A la familia García Osorio por aceptarme como un miembro más de su familia, agradezco la confianza que brindan en mí.

A ti Tonatzín porque eres parte esencial en mi vida y sin ti, esto no sería posible.

Sinceramente

Francisco Montoya Reyes

CONTENIDO

LISTA DE CUADROS.....	xi
LISTA DE FIGURAS	xiii
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
2.1. Objetivo general.....	3
2.2. Objetivos particulares.....	3
3. HIPÓTESIS	4
3.1. Hipótesis general.....	4
3.2. Hipótesis particulares.....	4
4. REVISIÓN DE LITERATURA.....	5
4.1. Restauración forestal.....	5
4.2. Restauración de la diversidad del sotobosque	7
4.3. Restauración de hábitat de fauna silvestre.....	8
4.3.1. Restauración de hábitat para avifauna	9
4.3.2. Restauración de hábitat para mamíferos.....	11
4.4. Procesos y factores ambientales en la restauración.....	12
4.5. Estructura y composición de la vegetación; su efecto sobre la diversidad del sotobosque y fauna silvestre.....	13
5. MATERIALES Y MÉTODOS.....	16
5.1. Localización y descripción del área de estudio.....	16
5.1.1. Fisiografía.....	17
5.1.2. Clima.....	17
5.1.3. Temperatura y Precipitación	17
5.1.4. Edafología.....	18
5.1.5. Hidrografía	19

5.1.6. Vegetación	19
5.2. Selección de las áreas de estudio.....	20
5.3. Establecimiento y diseño de los sitios de muestreo	22
5.4. Muestreo de las variables del hábitat	24
5.4.1. Vegetación arbórea	24
5.4.2. Vegetación arbustiva y herbácea	26
5.4.3. Cobertura del suelo	27
5.4.4. Riqueza y abundancia de aves.....	28
5.4.4.1. Búsqueda intensiva en puntos de radio fijo	28
5.4.4.2. Captura de aves mediante redes de niebla	29
5.4.5. Riqueza y abundancia de mamíferos medianos	30
5.4.5.1. Trampas cámara.....	30
5.4.5.2 Registros de rastros en parcelas de monitoreo continuo	31
5.4.6. Riqueza y abundancia de mamíferos pequeños (roedores).....	32
5.5. Análisis de datos.....	34
5.5.1 Estructura del componente arbóreo	34
5.5.2. Riqueza, abundancia y diversidad del sotobosque, aves y mamíferos	34
5.5.2.1. Riqueza	34
5.5.2.2. Abundancia.....	35
5.5.2.3. Diversidad	37
5.5.3 Prueba de comparación de medias	38
5.5.4. Diversidad beta.....	39
5.5.6. Variables que determinan la abundancia del sotobosque, aves y mamíferos.....	39
6. RESULTADOS	41
6.1. Estructura y composición arbórea.....	41

6.1.1. Estratificación vertical.....	41
6.1.2. Distribución diamétrica.....	42
6.2. Cobertura del suelo	43
6.3. Diversidad de las comunidades del sotobosque	43
6.3.1. Riqueza del sotobosque.....	43
6.3.2. Abundancia del sotobosque	46
6.3.2.1. Índice de abundancia relativa (IAR)	46
6.3.2.2. Distribución de abundancias.....	47
6.3.3. Diversidad del sotobosque.....	49
6.3.4. Diversidad beta.....	50
6.3.6. Variables que determinan la abundancia de especies del sotobosque	51
6.3.6.1. Variables determinantes en las reforestaciones.....	51
6.3.6.2. Variables determinantes en el sitio de referencia (SR).....	51
6.4. Diversidad de las comunidades de aves.....	52
6.4.1. Riqueza de aves	52
6.4.2. Abundancia de aves.....	55
6.4.2.1. Índice de abundancia relativa (IAR)	55
6.4.2.2. Distribución de abundancias.....	56
6.4.3. Diversidad de aves	58
6.4.4. Diversidad beta.....	59
6.4.6. Variables que determinan la abundancia de aves.....	60
6.4.6.1. Variables determinantes en las reforestaciones.....	60
6.4.6.2. Variables determinantes en el sitio de referencia.....	60
6.5. Diversidad de las comunidades de mamíferos	61
6.5.1 Riqueza de mamíferos.....	61

6.5.2. Abundancia de mamíferos	64
6.5.2.1. Índice de abundancia relativa (IAR)	64
6.5.2.2. Distribución de abundancias	64
6.5.3. Diversidad de mamíferos	66
6.5.4. Diversidad beta	67
6.5.6. Variables que determinan la abundancia de mamíferos	68
6.5.6.1 Variables determinantes en las reforestaciones	68
6.5.6.2. Variables determinantes en el sitio de referencia (SR)	68
7. DISCUSIÓN	69
7.1. Comunidades del sotobosque	69
7.2. Comunidades avifaunísticas	71
7.3. Comunidades de mamíferos	72
7.4. Distribución de abundancias	73
7.5. Efecto de la rehabilitación sobre las comunidades	75
8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	78
9. LITERATURA CITADA	80
10. ANEXOS	95

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Sitios de muestro y superficie de las cuatro condiciones estudiadas, en El Porvenir, Hidalgo.....	21
Cuadro 2. Caracterización general de los sitios de muestreo.	23
Cuadro 3. Valores estructurales para las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	41
Cuadro 4. Porcentaje de las variables de cobertura de suelo en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	43
Cuadro 5. Valores obtenidos de Índice de Shannon (H') para la diversidad del sotobosque estimado para cada una de las cuatro condiciones en El Porvenir, Hidalgo.	49
Cuadro 6. Coeficientes de similitud de Jaccard para las especies vegetales en el sotobosque por condición estudiada en El Porvenir, Hidalgo.....	50
Cuadro 7. Resultados del ARP para las abundancias de especies del sotobosque (Y) con las variables del hábitat (X) en R5, R12 y R14.....	51
Cuadro 8. Resultados del ARP para las abundancias de especies del sotobosque (Y) con las variables del hábitat (X) en SR.	52
Cuadro 9. Valores obtenidos de Índice de Shannon (H') para la diversidad de aves estimado para cada una de las cuatro condiciones en El Porvenir, Hidalgo.	58
Cuadro 10. Coeficientes de similitud de Jaccard para la presencia-ausencia de aves para las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	59
Cuadro 11. Resultados del ARP para las abundancias de especies de aves (Y) con las variables del hábitat y especies del sotobosque (X) en R5, R12 y R14.	60
Cuadro 12. Resultados del ARP para las abundancias de especies de aves (Y) con las variables del hábitat y especies del sotobosque (X) en SR.....	60
Cuadro 13. Valores obtenidos de Índice de Shannon (H') para la diversidad de mamíferos estimado para cada una de las cuatro condiciones en El Porvenir, Hidalgo.	66
Cuadro 14. Coeficientes de similitud de Jaccard para la presencia-ausencia de mamíferos para las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	67
Cuadro 15. Resultados del ARP para las abundancias de mamíferos (Y) con las variables del hábitat y especies del sotobosque (X) en R5, R12 y R14.....	68

Cuadro 16. Resultados del ARP para las abundancias de mamíferos (Y) con las variables del hábitat y especies del sotobosque (X) en SR.	68
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de una restauración en un sistema ecológico (Falk <i>et al.</i> , 2006).	6
Figura 2. Localización del área de estudio, comunidad de “El Porvenir”, Municipio de Santiago de Anaya, Hidalgo.....	16
Figura 3. Precipitación y temperatura promedio de las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo. (Fuente: Elaboración propia con datos de INEGI, 1999).	18
Figura 4. Ubicación, edad y superficies de las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.....	21
Figura 5. Condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo. A: Reforestación de 5 años, B: Reforestación de 12 años, C: Reforestación de 14 años y D: Sitio de Referencia.....	22
Figura 6. Ubicación de los sitios de muestreo (puntos amarillos), para las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.....	23
Figura 7. Métodos en cuadrantes con puntos centrados para la vegetación arbórea en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	25
Figura 8. Toma de fotografías hemisféricas para la apertura del dosel en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.....	26
Figura 9. Métodos en cuadros empotrados para medir la vegetación arbustiva y herbácea de las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	27
Figura 10. Métodos de intercepción por línea de Canfield para las variables de cobertura del suelo en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	27
Figura 11. Método de búsqueda intensiva en puntos de radio fijo utilizado en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.....	29
Figura 12. Método de captura de aves mediante redes de niebla en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	30
Figura 13. Trampas cámara para registro fotográfico de mamíferos medianos en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.....	31
Figura 14. Registros de rastros en parcelas de monitoreo continuo en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.....	32

Figura 15. Trampas Sherman para captura de roedores en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	33
Figura 16. Rangos de altura arbórea en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	42
Figura 17. Clases diamétricas en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	42
Figura 18. Órdenes de especies vegetales del sotobosque encontrados en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	44
Figura 19. Familias de las especies vegetales en el sotobosque encontradas en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	44
Figura 20. Número de especies vegetales en el sotobosque registradas en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo. Letras iguales indican que no existen diferencias significativas ($\alpha=0.05$).	45
Figura 21. Curva de acumulación de especies del sotobosque observadas y estimadas (índice de Jackknife) por condición estudiada (A=R5, B=R12, C=R14 y D=SR) en El Porvenir, Hidalgo.	46
Figura 22. Abundancias de especies vegetales en el sotobosque registradas en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo. Letras iguales indican que no existen diferencias significativas ($\alpha=0.05$).	47
Figura 23. Abundancias de especies del sotobosque observadas vs esperadas para tres condiciones (R5=normal logarítmico, R12=logarítmico y R14= geométrico) en El Porvenir, Hidalgo.	48
Figura 24. Abundancias de especies del sotobosque observadas vs esperadas en SR mediante el modelo geométrico, en El Porvenir, Hidalgo.	49
Figura 25. Similitud de la composición de especies vegetales del sotobosque entre condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	50
Figura 26. Órdenes de aves encontrados en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	52
Figura 27. Familias de aves encontradas en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	53

Figura 28. Número de especies de aves registradas en cada una de las condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo. Letras distintas indican diferencias significativas ($\alpha=0.05$).	53
Figura 29. Curva de acumulación de especies de aves observadas y estimadas (índice de Jacknife) por condición estudiada (A=R5, B=R12, C=R14 y D=SR) en El Porvenir, Hidalgo.	54
Figura 30. Abundancias de especies de aves registradas en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo. Letras distintas indican diferencias significativas ($\alpha=0.05$).	56
Figura 31. Abundancias de especies de aves observadas vs esperadas para tres condiciones (R5 y R14= geométrico y R12=logarítmico) en El Porvenir, Hidalgo.	57
Figura 32. Abundancias de especies de aves observadas vs esperadas en SR mediante el modelo normal logarítmico, en El Porvenir, Hidalgo.	58
Figura 33. Similitud de la composición de especies de aves entre condiciones en El Porvenir, Hidalgo.	59
Figura 34. Órdenes de mamíferos encontrados en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	61
Figura 35. Familias de mamíferos encontradas en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	62
Figura 36. Número de especies de mamíferos registradas en cada una de las condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo. Letras iguales indican que no existen diferencias significativas ($\alpha=0.05$).	62
Figura 37. Curva de acumulación de especies de mamíferos observados y estimados (índice de Jacknife) por condición (A=R5, B=R12, C=R14 y D=SR) en El Porvenir, Hidalgo.	63
Figura 38. Abundancias de especies de mamíferos registradas en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo. Letras distintas indican diferencias significativas ($\alpha=0.05$).	64

Figura 39. Abundancias de especies de mamíferos observadas vs esperadas para tres condiciones (R5 y R12 = geométrico y R14= normal logarítmico) en El Porvenir, Hidalgo.....	65
Figura 40. Abundancias de especies de mamíferos observadas vs esperadas en SR mediante el modelo normal logarítmico, en El Porvenir, Hidalgo.	66
Figura 41. Similitud de la composición de especies de mamíferos entre condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.	67

1. INTRODUCCIÓN

La diversidad biológica presente en nuestro país es el resultado de su posición geográfica, su accidentada topografía, variaciones climáticas, grandes cinturones de vientos y distintos regímenes térmicos de corrientes marinas, además de su historia geológica. Estas condiciones muy particulares han contribuido a formar una diversa gama de condiciones ambientales y microambientales que promueven una gran variedad de ecosistemas y de formas de vida, entre ellas la flora y la fauna (Ceballos *et al.*, 2009; CONABIO, 1998; Sarukán *et al.*, 2009).

En este contexto y de acuerdo a Torres (2004) entre el 30-35% de la superficie del territorio nacional presenta una cobertura forestal (bosques y selvas), además de existir varios tipos de vegetación de amplia cobertura. Es por ello que uno de los desafíos más importantes para México es el de conservar los bosques, selvas, humedales, zonas áridas y, más aún, tratar de recuperar superficies de vocación forestal que se encuentran en continua degradación (CONAFOR, 2009). En este sentido, los esfuerzos de conservación de las superficies forestales a nivel internacional se han centrado cada vez más en restaurar y recuperar ecosistemas degradados y a su vez a la biodiversidad (Holl y Aide, 2011). Un número vasto de trabajos a nivel internacional se han centrado en la restauración de la vegetación, en muchos casos enfocado al componente arbóreo (Lamb, 1998; Holl *et al.*, 2000). Por otro lado, son pocos los estudios de restauración que evalúan el efecto sobre la presencia o recuperación de la fauna silvestre.

De acuerdo con Majer (2009), a mediados de la década de 1970, la creencia generalizada era que la fauna silvestre volvería a ocupar espacios degradados si se llevaba a cabo una revegetación correctamente. Sin embargo Young (2000), menciona que la fauna silvestre ha recibido poca atención en las actividades de restauración, lo cual provoca confusión para comprender los procesos e interacciones que esta tiene con otros componentes de los ecosistemas restaurados.

Para recuperar espacios degradados, así como la diversidad vegetal y la fauna silvestre, es necesario conocer más sobre las especies, su abundancia y distribución. Esta última puede ser actual y/o histórica y debe incluir detalles sobre los requerimientos de hábitat, composición de especies, estructura, necesidades alimentarias, reproducción, el papel que desempeñará en la sucesión de especies y problemas asociados a las especies exóticas de plantas y animales. Los problemas de restaurar áreas pequeñas y aisladas, también deben ser documentados. Por lo tanto, entender las necesidades de la vida silvestre y mantener sus hábitats, es un proceso complicado que requiere ser tomado en cuenta durante todas las etapas de la restauración (Morrison, 2009).

En el estado de Hidalgo, al noreste del municipio de Santiago de Anaya, en la comunidad de “El Porvenir”, en 1998 se iniciaron actividades de reforestación estableciendo como principal especie *Pinus greggii* [Engelm. ex Parl.] (Aproximadamente 300 ha). Además se construyeron obras de conservación de suelo y captación de agua para recuperar áreas degradadas y así favorecer la conservación de suelo y la recarga de acuíferos. El establecimiento de estas reforestaciones se puede catalogar como “exitoso” dado el alto porcentaje de sobrevivencia que se tiene hasta el momento, 90% en reforestaciones con edades de 2 a 15 años (CONAFOR, 2012). En la zona se han realizado pocos trabajos de investigación tendientes a recuperar otros componentes del ecosistema; entre ellos, el importante papel que juega la fauna silvestre dentro de los ambientes restaurados. Se sabe que la fauna silvestre dispersa semillas, controla plagas y enfermedades y pueden llegar a ser indicadores de la calidad de los ecosistemas, entre otros. Asimismo, contribuyen a la regeneración natural de bosques y selvas (Coates y Estrada, 1985). Conocer las relaciones entre la fauna silvestre y el medio restaurado es de suma importancia, de lo anterior surgen los siguientes objetivos:

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Evaluar el efecto de la rehabilitación forestal sobre la diversidad del sotobosque y la fauna silvestre en reforestaciones de diferentes edades en “El Porvenir”, Hidalgo.

2.2. Objetivos particulares

1. Calcular la riqueza y abundancia de especies del sotobosque, aves y mamíferos en las reforestaciones y un sitio de referencia.
2. Determinar la diversidad de las comunidades del sotobosque, aves y mamíferos presente en las reforestaciones y compararlas con el sitio de referencia.
3. Identificar las variables del hábitat que determinan la abundancia de especies del sotobosque, aves y mamíferos en las reforestaciones y un sitio de referencia.

3. HIPÓTESIS

3.1. Hipótesis general

La rehabilitación forestal mejora la diversidad del sotobosque y las condiciones de hábitat para la fauna silvestre en “El Porvenir”, Hidalgo.

3.2. Hipótesis particulares

1. No existen diferencias entre la riqueza y abundancia del sotobosque, aves y mamíferos en las condiciones estudiadas.
2. La diversidad de las comunidades del sotobosque, aves y mamíferos no difieren entre reforestaciones y el sitio de referencia.
3. No hay efecto de la rehabilitación forestal sobre la abundancia de especies del sotobosque, aves y mamíferos en las reforestaciones comparado con el sitio de referencia.

4. REVISIÓN DE LITERATURA

4.1. Restauración forestal

Una de las principales causas de la pérdida de la biodiversidad es la destrucción de hábitats ya sea de especies vegetales o animales (Wilcox y Murphy 1985). La deforestación y los cambios de uso de suelo, son las principales causas de la pérdida y/o degradación de hábitats y las mayores amenazas para la biodiversidad (Soulé, 1986). La rápida transformación del paisaje por actividades humanas ha creado fragmentos aislados y dispersos con diferentes grados de perturbación (Estrada *et al.*, 2000).

De lo anterior parte la importancia de la restauración ecológica, la cual se define como el proceso de recuperar integralmente un ecosistema que se encuentra parcial o totalmente degradado, en cuanto a su estructura vegetal, composición de especies, funcionalidad y autosuficiencia, hasta llevarlo a condiciones semejantes a las que presentaba originalmente (Bradshaw, 1987). Sin embargo según Falk *et al.* (2006), un objetivo más realista es el de reestablecer un ecosistema a un estado ecológico dentro de límites aceptables relativos a un sistema menos perturbado. Lo anterior considerando que se trata de sistemas dinámicos influenciados por factores externos que provocan que las características anteriores varíen dentro de un rango a través del tiempo (Parker y Pickett, 1997).

Los sistemas ecológicos son entidades altamente dinámicas (Figura 1). Por lo tanto, todos los atributos de los sistemas naturales, incluyendo los niveles de los procesos del ecosistema (esferas de color gris oscuro), varían en el tiempo y en el espacio dentro de una ventana natural de variabilidad (línea ovalada discontinua). La restauración debe intentarse cuando el sistema de atributos se mueve fuera de la ventana de la variabilidad natural (esferas de color gris moteado). Una vez "restaurado", es poco probable que el sistema sea exactamente igual al previo al disturbio. Este ejemplo se dibuja en tres dimensiones, la verdadera evaluación de las condiciones tanto en sitios de referencia y degradados es probable que sea multifactorial (Falk *et al.*, 2006).

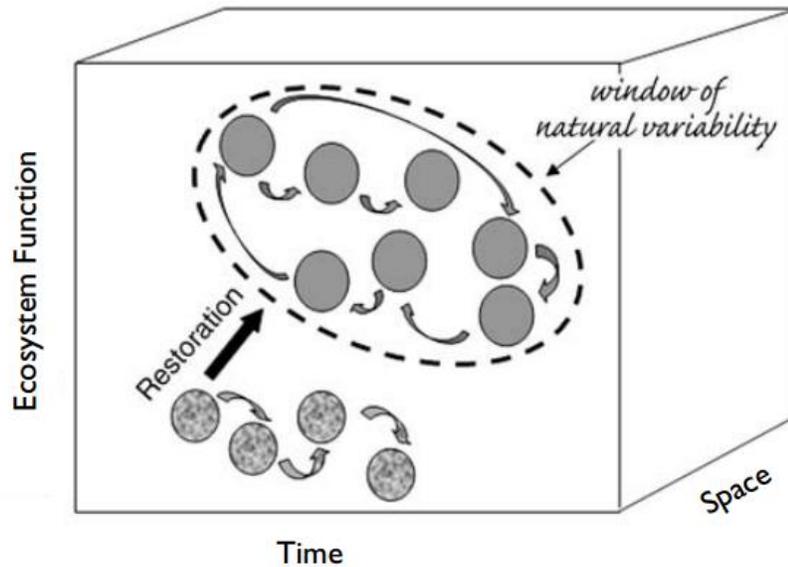


Figura 1. Esquema de una restauración en un sistema ecológico (Falk *et al.*, 2006).

Actualmente la ecología de la restauración ha tomado el liderazgo como principal fuente de información teórica y práctica para detener y revertir la degradación de los ecosistemas en todo el mundo (Hobbs y Harris, 2001). En la última década, el estudio de la fauna y su relación con la vegetación se ha incrementado notablemente en los proyectos de restauración (Majer, 2009). Aunque todavía hay una escasez importante sobre las bases principales necesarias y en conjunto para aclarar nuestra comprensión sobre los procesos asociados con ecosistemas restaurados, además de la relación entre la vegetación y la fauna silvestre (Ortega *et al.*, 2013).

Finalmente, el objetivo de la restauración, es el de generar un hábitat adecuado para animales y vegetales; proporcionando las condiciones óptimas para la supervivencia y la protección de los organismos de manera individual y grupal; espacio suficiente para maximizar la probabilidad de persistencia a largo plazo. El manejo en la restauración forestal puede proveer condiciones para que los organismos maximicen descendientes viables, y encuentren compañeros y entornos adecuados para su éxito reproductivo (Morrison, 2009).

La pérdida de la biodiversidad mundial junto con el gran desafío de la revegetación de áreas degradadas está impulsando un gran interés en enfoques multidisciplinarios y

estratégicos para obtener éxito en la restauración a escala de paisaje (Gould y Mackey, 2015).

4.2. Restauración de la diversidad del sotobosque

Durante más de un siglo los ecosistemas de todo el mundo han experimentado un aumento en el predominio de especies leñosas. La proliferación de estas especies se considera compleja, donde la interacción entre el clima y el cambio del uso del suelo son factores que se consideran causantes primarios de su aumento (Strahan *et al.*, 2015). La restauración forestal en áreas degradadas puede incrementar la diversidad de plantas leñosas en gran medida si se controlan de manera eficiente los factores de perturbación (Zhuang, 1997). Esto se debe a que la vegetación del sotobosque se ve influenciada por la composición y la estructura del dosel a través de modificaciones de la disponibilidad de recursos (luz, agua y nutrientes del suelo) y otros efectos, como las características físicas de la capa de hojarasca (Barbier *et al.*, 2008).

Las especies arbóreas utilizadas para llevar a cabo una restauración pueden influir directamente en la estructura y composición de las comunidades naturales que se encuentran debajo de ella, alterando su composición y formas de vida (Giorgis *et al.*, 2005). La cobertura de un bosque influye directamente en la presencia y abundancia de especies en el sotobosque, y esto repercute sobre la composición específica y genera cambios ligados a las condiciones del sitio; por lo tanto la apertura del dosel en bosques incrementa la cobertura de especies herbáceas y exóticas (Quinteros *et al.*, 2010). La restauración ecológica en bosques templados y tropicales, frecuentemente se enfoca a recuperar solo el componente arbóreo, y en ocasiones, éste es el único componente disponible para evaluar su recuperación.

Alanís *et al.* (2010) y Hüttl y Uwe (1998), evalúan el efecto de las acciones de rehabilitación sobre el componente arbóreo dejando de lado la presencia de especies en el sotobosque. Por otro lado Dostálek *et al.* (2007), han utilizado especies con distintas

formas de vida (árboles y arbustos), pero de igual manera no evalúan el efecto sobre la diversidad vegetal.

Chávez y Macdonald (2012), evaluaron el sotobosque para identificar las escalas en las que se maximiza la diversidad de plantas vasculares en relación con diferentes tipos de dosel, en parches de bosques boreales mixtos y maduros en el oeste de Canadá, siendo la cobertura de copa un factor fundamental en la diversidad de especies del sotobosque.

Dependiendo del tipo de ecosistema restaurado y la estructura natural de los bosques nativos en los alrededores, éstos por lo general, no se consideran similares a los bosques naturales. Aunque la restauración por lo general incluye especies exóticas, especies nativas que no son locales, o especies nativas que no forman extensas masas puras; ésta, continúa contribuyendo con la conservación de la biodiversidad (Hartley, 2002). Ahora bien en áreas restauradas la sucesión es direccional y con el tiempo convergen hacia el bosque natural, esto se manifiesta por el cambio en la composición de las especies. Nuevas especies colonizan el bosque restaurado gradualmente en un proceso rehabilitador natural; sin embargo, hay muchos otros factores que influyen en este proceso y, por tanto, podría no ser la verdadera trayectoria. Por lo que se necesitan más estudios intensivos para aclarar la causa real de este patrón (Fang y Peng, 1997).

4.3. Restauración de hábitat de fauna silvestre

México presentan graves problemas para la conservación de su fauna silvestre, lo que se ha reflejado en la pérdida de su riqueza y diversidad, por causas como la sobrepoblación, la destrucción y/o modificación de hábitats, incendios forestales, cambios de uso de suelo, el aprovechamiento forestal clandestino, uso de plaguicidas, cacería, extracción, entre otros (Briones *et al.*, 2015). En la última década ha quedado claro que un porcentaje considerable de especies puede sobrevivir bajo estas condiciones, por lo que existen oportunidades de recuperar una fracción de esta diversidad biológica en áreas con algún tipo de manejo o con obras y actividades tendientes a la rehabilitación de las mismas; esto es posible aun en áreas con altos grados de degradación (Ceballos y Oliva, 2005). Es por ello que la investigación científica

sobre la presencia y diversidad de fauna silvestre es fundamental para establecer estrategias de recuperación de especies (Daily *et al.*, 2003).

Diversos estudios han mostrado que existen muchas especies que sobreviven en ambientes con diferente grado de perturbación, por lo que la investigación sobre la fauna silvestre en áreas restauradas puede dar una pauta para conocer el estado sucesional de los ecosistemas recuperados (Bennett *et al.*, 2009). Por ejemplo: Clavel *et al.* (2010), indicaron que la perturbación y degradación del hábitat afectan negativamente a las especies especialistas, lo que conducen a una mayor competencia con especies generalistas y por lo tanto un aumento en el riesgo de extinción o extirpación de estas. Esta sensibilidad al cambio puede explicar por qué los efectos directos e indirectos de las perturbaciones pueden causar la disminución de las especies especializadas.

Hoy día, gran parte de los conocimientos existentes sobre los efectos que tienen las actividades de restauración de la vida silvestre se ha centrado en las aves y mamíferos (Majer, 2009 y MacGregor *et al.*, 2010). Por lo tanto, se espera que la eficacia de la rehabilitación en la provisión de hábitat para la fauna silvestre esté determinada por la estructura y composición de la vegetación; además de la calidad y cantidad de recursos en sus diferentes estratos (Emlen, 1974 y Holl y Aide, 2011).

4.3.1. Restauración de hábitat para avifauna

Las aves son un componente estructural y funcional del ecosistema pues juegan un papel importante como controladores de plagas y enfermedades, pueden ser indicadores de la calidad de los ecosistemas, excelentes dispersores de semillas y en general regeneradores naturales de bosques y selvas (Ramírez y Ramírez, 2002 y Coates y Estrada, 1985). Por ello, para conservarlas y manejarlas se requiere saber sobre su diversidad y abundancia (Rensem, 1994).

Pocos son los estudios enfocados a medir la relación entre las aves y sus requerimientos de hábitat. Esta información, es crucial para el conocimiento de los procesos ecológicos

que se llevan a cabo dentro de las comunidades avifaunísticas, así como para su aplicación en acciones prácticas para la restaurar sus hábitats (Almazán *et al.*, 2009). Por ejemplo, algunas especies de aves solo persisten en un determinado tipo de vegetación y esto influye mucho en su habilidad para habitar ambientes restaurados (Johns, 1991). Por lo que la preferencia de las especies hacia un ecosistema determinado dependerá de la disponibilidad de hábitat y en ocasiones, más de un hábitat puede ser requerido (Fahrig y Nuttle, 2005).

Diversos estudios (Ortega *et al.*, 2013; Shanahan *et al.*, 2011; MacGregor *et al.*, 2010) han abordado las relaciones entre las actividades de restauración y el componente ornitológico con las siguientes conclusiones:

- I. La riqueza y abundancia avifaunística a menudo se refuerza por las prácticas de restauración.
- II. La composición de especies de aves pueden ser manipuladas con diferentes tratamientos llevados a cabo en la restauración.
- III. Los procesos de restauración se pueden acelerar mediante la participación de aves frugívoras.
- IV. La restauración asociada a un sotobosque puede mejorar la diversidad de aves.

La riqueza y la abundancia generalmente aumentan con la complejidad estructural del hábitat, lo cual a su vez incrementa el número de estratos y la disponibilidad de alimento (Cueto y López, 1999; Bojorges y López, 2001; Lentijo y Kattan, 2005). Los gremios tróficos en una comunidad también son tan diversos como las especies (Rangel *et al.*, 2009). En plantaciones forestales estos atributos difieren de bosques naturales, esto sugiere de manera indirecta, las limitaciones de las plantaciones forestales como hábitat por su simplicidad estructural (Fahrig y Nuttle, 2005). La diversidad de aves también se ha evaluado bajo condiciones de perturbación post incendio y ésta varió significativamente entre condiciones, comparándolo con un sitio no quemado (Fontaine *et al.*, 2009). Es importante tomar en cuenta las interacciones planta-animal, por ejemplo, las aves granívoras son un componente fundamental en los procesos de regeneración,

restauración y aprovechamiento forestal y juegan un papel importante en el manejo del bosque (Flores y Galindo, 2004).

4.3.2. Restauración de hábitat para mamíferos

Los bosques mexicanos experimentan altas tasas de deforestación resultado de las múltiples actividades humanas. Estas actividades probablemente afectan atributos de las comunidades de mamíferos como la diversidad y abundancia de las especies, las cuales están correlacionadas con la complejidad del hábitat (Cruz *et al.*, 2004). Conocer la riqueza y abundancia de especies de áreas bajo restauración forestal resulta relevante si se considera que México es el país con el mayor número de especies y endemismos de mamíferos en Norteamérica (Sarukhán *et al.*, 2009).

Para encontrar soluciones a esta problemática se plantean alternativas de manejo de ecosistemas. Estas alternativas consideran las escalas de los problemas de la diversidad y del papel que juega la sociedad en su origen y solución (Primack *et al.*, 2001). Una de ellas es la restauración ecológica y el manejo de bosques naturales. Sin embargo, existen pocos trabajos sobre comunidades de mamíferos que analizan las relaciones entre sus ambientes en términos de diversidad y abundancia, a pesar de que esta es información básica para el manejo de este grupo taxonómico (Balmer, 2001), especialmente en áreas bajo restauración ecológica.

De las pocas investigaciones que se tienen sobre la relación entre la pérdida del hábitat por deforestación y en general la actividad antropogénica sobre la diversidad de mamíferos se encuentran las de Sieber *et al.* (2015), quienes estudiaron el efecto del cambio de uso de suelo sobre el hábitat de grandes mamíferos alrededor de las áreas naturales protegidas en Rusia. Ellos encontraron que las áreas agrícolas abandonadas alrededor de las áreas naturales eran utilizadas por la fauna silvestre y esto proporcionaba un aumento en el hábitat de las poblaciones de mamíferos.

Por otra parte Ramesh y Downs (2015), evaluaron el efecto del cambio del uso de suelo de sus hábitats naturales sobre la abundancia de mamíferos en Drakensberg Midlands,

Sudáfrica y demostraron que algunas especies son más sensibles a la reducción de su hábitat natural ocasionada por la agricultura y la ganadería, debido a su dependencia de hábitats nativos. También se ha documentado que la diversidad de especies de mamíferos pequeños en ecosistemas naturales y cafetales es similar (Castro *et al.*, 2007 y Pineda *et al.*, 2005). Las plantaciones de café mantienen una alta diversidad de especies vegetales que ofrecen refugio y alimento a especies animales asociadas. Por ejemplo García *et al.* (2015), evaluaron la diversidad de mamíferos pequeños en 2 áreas con algún grado de alteración (plantaciones de café abandonadas y áreas agrícolas abandonadas) y encontraron que la diversidad de árboles y arbustos fue significativamente mayor en los cafetales abandonados y, aunque las diferencias en la diversidad de mamíferos pequeños no difirieron entre sitios, la abundancia de las especies sí disminuyó significativamente entre ellos (los valores más altos se registraron en cafetales abandonados).

4.4. Procesos y factores ambientales en la restauración

Conocer los factores que conducen al éxito de la restauración de un ecosistema perturbado es fundamental para nuestra comprensión de esta actividad (Bradshaw, 1987). Sin embargo, pocas son las investigaciones que han sido rigurosamente diseñadas para entender las complejas interacciones entre los factores bióticos y abióticos que afectan la velocidad y dirección de la recuperación (Holl *et al.*, 2000).

Una de las preguntas más recurrentes y realizadas al momento de recuperar un ecosistema es el cómo restaurar la biodiversidad en superficies extensas y degradadas. En muchos casos, la recuperación natural es poco probable debido a que el sitio degradado es objeto de perturbaciones constantes. Por ejemplo: talas, incendios, sobrepastoreo, o porque la distancias a sitios conservados los cuales sirven como fuentes de semillas, son muy grandes. Sin embargo, en otros casos, los procesos naturales de sucesión permiten que la recuperación ocurra siempre y cuando no haya más perturbaciones y donde el bosque residual se encuentre cerca y actúe como fuente de recursos (Lamb, 1998).

Para obtener el éxito en la recuperación de un ecosistema deben ocurrir: la dispersión y germinación de semillas, la supervivencia y crecimiento de plántulas, además de bajas tasas de depredación (Aide y Cavelier, 1994). Sin embargo, cada uno de estos aspectos depende de diversos factores; por ejemplo, la dispersión y germinación de semillas se ve afectado por la fauna silvestre: el viento, la luz, la temperatura y la humedad, dependen de la cubierta vegetal. Algunas investigaciones demuestran que son muchos los factores que pueden impedir la sucesión natural, como la falta de nutrientes del suelo, la compactación del mismo, la sequía estacional, las bajas tasas de germinación y la depredación de plántulas (Aide *et al.*, 1995; Fernandes y Sanford 1995; Nepstad *et al.*, 1996). La importancia relativa de estos factores a menudo varía espacial y temporalmente, pocos estudios han evaluado complejas y distintas series de factores en un solo sitio, información que permitiría priorizar los factores más limitantes de la recuperación, además de datos esenciales para el diseño de estrategias eficaces de restauración (Parrotta *et al.*, 1997). Sin embargo la selección de las técnicas para la restauración de áreas degradadas dependerán en última instancia, de las prioridades y objetivos de las partes interesadas; los costos y los beneficios asociados con las técnicas disponibles; los valores económicos, sociales y medioambientales del uso actual de la tierra y del uso futuro deseado (Lamb, 1994).

4.5. Estructura y composición de la vegetación; su efecto sobre la diversidad del sotobosque y fauna silvestre

La regeneración natural de bosques degradados es a menudo, un proceso lento e incierto, impedido por factores como la presión humana y del ganado, los incendios recurrentes, persistencia de pastos dominantes y otras especies no leñosas, las condiciones microclimáticas desfavorables, la infertilidad del suelo, agotamiento de los bancos de semillas del suelo y las bajas tasas de flujo de semillas de los bosques circundantes cercanos (Parrotta *et al.*, 1997). Generalmente se acepta que la fauna silvestre no puede colonizar nuevos hábitats si en éstos no existen plantas (Cano y Meave, 1996). La investigación reciente ha demostrado que la reforestación en sitios degradados puede aumentar drásticamente la rapidez de la sucesión de bosques

naturales, esto mejora las condiciones del suelo y microclima en el sotobosque y proporcionar un hábitat para la fauna silvestre, la cual contribuye con una continua y amplia dispersión de semillas, y repercute en el enriquecimiento progresivo de la diversidad florística (Fimbel y Fimbel, 1996).

El efecto de la estructura de la vegetación sobre la diversidad de especies, ha sido uno de los temas de mayor interés dentro de la ecología y la relación entre la diversidad de especies y la complejidad de la vegetación sobre los grupos de aves y mamíferos (August, 1983). De tal forma y dependiendo de la afectación provocada en el hábitat, se modificará no sólo la estructura y composición de la vegetación, sino también la heterogeneidad del hábitat y por consiguiente la diversidad de vertebrados (Lawton *et al.*, 1998).

Se ha estudiado la relación entre la vegetación y la fauna silvestre, como ejemplos se tienen los siguientes:

MacGregor (2008), encontró que la cobertura foliar de los árboles y la máxima altura de los mismos son predictores de la riqueza de especies de aves. El estudio constó de cuatro tratamientos de hábitat: bosques nativos, campos de cultivo, restauración utilizando plantas nodrizas fijadoras de nitrógeno y reforestación. Además registró que la riqueza de especies de aves fue más alta en los remanentes de bosques nativos y la más baja en campos de cultivo, a pesar de que la riqueza de especies en los tratamientos de restauración y de reforestación, no mostraron diferencias significativas.

Por otra parte Zhang *et al.* (2011), encontraron que en un bosque maduro y un bosque bajo perturbación, la mayor diversidad de aves está estrechamente relacionada a una alta tasa de cobertura del dosel, la densidad media de los árboles muertos y árboles de gran tamaño, que son característicos de bosques maduros. En consecuencia, los esfuerzos de restauración deben centrarse en los requerimientos específicos que magnifiquen la diversidad de especies en las áreas a recuperar.

Otras investigaciones resaltan que no solo la cobertura arbórea y la altura de los árboles son determinantes en la diversidad de especies. Altamirano González y Morales (1998), Pineda *et al.* (2014) y Castro *et al.* (2007), reportan que la presencia de un estrato medio soporta una gran cantidad de individuos. Esto se debe a que en éste confluyen especies de los estratos inferior y superior, lo cual sugiere que muchas de las especies registradas utilizan el estrato medio como una opción viable para el descanso, refugio y vigilancia. Asimismo, otros estudios en bosques templados del sur de México se han destacado por contener una alta proporción de especies en los estratos inferior o medio, principalmente en bosques bajo regeneración natural o restauración, ya que la cantidad de luz que penetra es mayor, dado que no existe un follaje muy denso y la mayoría de los árboles están en proceso de crecimiento, favoreciendo el desarrollo de gramíneas que crecen simultáneamente con los árboles jóvenes. Es por esta razón, que la mayor cantidad de aves granívoras se presentan en este estrato (Nocedal, 1984).

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Localización y descripción del área de estudio

El estudio se ubica en el municipio de Santiago de Anaya, en el Estado de Hidalgo, específicamente en la comunidad de “El Porvenir” (Figura 2). El Municipio se localiza al centro del Valle del Mezquital, el cual colinda al norte con los municipios de Cardonal y Meztlán, al este con los municipios de Meztlán y Actopan, al sur con el municipio de Actopan y San Salvador y al oeste con los municipios de San Salvador, Ixmiquilpan y Cardonal. Cuenta con una superficie aproximada de 316.1 km². Se ubica dentro de las coordenadas geográficas 20°32' y 20°19' latitud norte y 98°51' y 99°07' longitud oeste; con una altitud que varía entre 1800 y 2580 msnm. Se encuentra enclavado dentro de la Sierra Madre Oriental, cerca de los límites con el Eje Neovolcánico (INEGI, 1999).

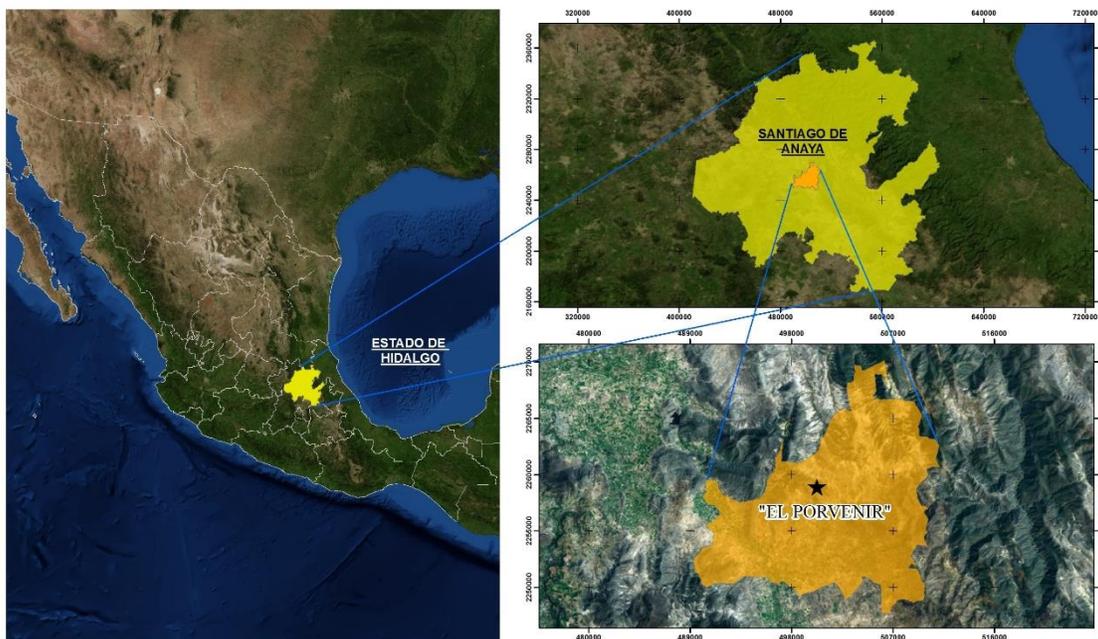


Figura 2. Localización del área de estudio, comunidad de “El Porvenir”, Municipio de Santiago de Anaya, Hidalgo.

5.1.1. Fisiografía

La zona de estudio se encuentra situada específicamente en el centro del estado de Hidalgo sobre la Sierra Madre Oriental, la cual se caracteriza por ser una cadena montañosa de aproximadamente 1,350 km de longitud que se extiende desde el sur del Río Bravo y corre paralela al Golfo de México hasta unirse con el Eje Neovolcánico. Está formada por diversas topofomas como: sierras, llanuras y lomeríos. Sus principales elevaciones son los cerros: El Quelite, La Nube, Verde, Palma Grande, Teñondhe, Águila, La Corona, Tepha, Boludo, Campana, Senthe, Gordo y Xenfani que se encuentran por encima de los 2100 metros sobre el nivel del mar (INEGI, 1999).

5.1.2. Clima

De acuerdo con la clasificación de Köppen modificado por García (2004), el área de estudio presenta un tipo de clima $C(w_1)(w)$, el cual se define como templado subhúmedo, con temperatura media anual entre 12 y 18 °C, la temperatura del mes más frío entre -3 °C y 18 °C intermedio en cuanto a humedad entre el $C(w_0)$ y el $C(w_2)$, con régimen de lluvias de verano y un cociente de P/T entre 43.2 y 55.0 y un porcentaje de lluvia invernal de < 5 de la media anual.

5.1.3. Temperatura y Precipitación

La temperatura promedio mensual es de 16.6 °C, el mes más caliente es junio, con una temperatura promedio de 19.4 °C y el mes con la temperatura más baja es diciembre con 11.4 °C. La precipitación promedio es de 234.3 mm, el mes más lluvioso es agosto, con una precipitación promedio de 510 mm y el mes con la precipitación más baja es enero con 21.2 mm (Figura 3).

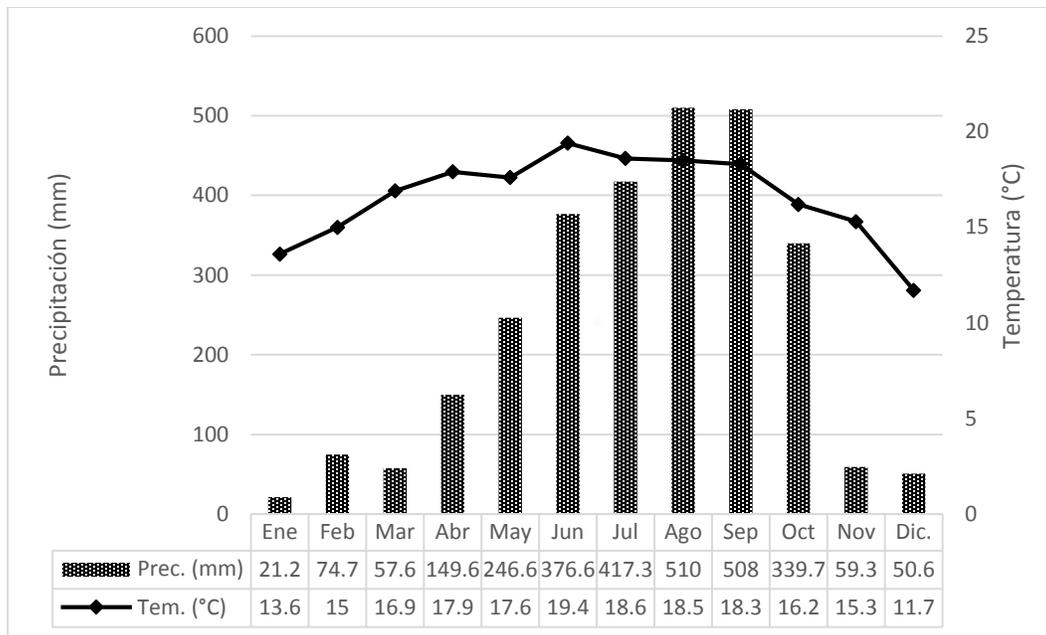


Figura 3. Precipitación y temperatura promedio de las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo. (Fuente: Elaboración propia con datos de INEGI, 1999).

5.1.4. Edafología

Según la carta Edafológica Serie II (1:250,000) del INEGI, los tipos de suelo que se presentan en el área de estudio son el Feozem y la Rendzina (INEGI, 2013) y de acuerdo a la clasificación de FAO/UNESCO (IUSS-WRB, 2007) sus características son las siguientes:

Feozem: Estos suelos se forman principalmente de materiales no consolidados, predominantemente básicos, eólicos y otros. La vegetación natural es pastizal como la estepa de pastos altos y/o bosque. Los feozems son suelos porosos, fértiles y son excelentes tierras agrícolas, si bien son sumamente proclives a la erosión, con frecuencia son suelos profundos y ricos en materia orgánica. Se desarrollan sobre todo en climas templados y húmedos.

Rendzina: Estos suelos se caracterizan por tener una capa superficial abundante en materia orgánica y muy fértil que descansa sobre roca caliza o materiales ricos en cal. Generalmente las rendzinas son suelos arcillosos y poco profundos (por debajo de los

25 cm). El uso forestal de estos suelos depende de la vegetación que presenten. Son moderadamente susceptibles a la erosión.

5.1.5. Hidrografía

El área de estudio se encuentra posicionada en la región del Pánuco, en la cuenca del río Moctezuma, de la cual derivan dos subcuencas: el río Amaxac que cubre el 34.90% de la superficie municipal y el río Actopan que riega el 65% restante. Las corrientes de agua más importantes que se presentan son: Gaxiohó-Canal, El Capulín, Sánchez, Canda, Senthe, Las Mecaas-San Nicolás. (CONAGUA, 2007).

5.1.6. Vegetación

Los tipos de vegetación presentes en el área de estudio según el INEGI (2015), son:

Bosque de pino. Estos bosques están dominados por diferentes especies de pino con alturas promedio de 15 a 30 m, los pinares tienen un estrato inferior relativamente pobre en arbustos, pero con abundantes gramíneas.

Bosque de encino. Estas comunidades están formadas por diferentes especies de encinos o robles del género *Quercus* (más de 200 especies en México), estos bosques generalmente se encuentran como una transición entre los bosques de coníferas y las selvas, el tamaño varía desde los 4 hasta los 30 m de altura desde abiertos a muy densos. En general, este tipo de comunidad se encuentra muy relacionada con los de pino, formando una serie de mosaicos complejos.

Bosque de táscate. Son bosques formados por árboles escuamifolios (hojas en forma de escama) del género *Juniperus* a los que se les conoce como táscate, enebro o cedro, con una altura promedio de 8 a 15 m, siempre en contacto con los bosques de encino, pino-encino, selva baja caducifolia y matorrales de zonas áridas. Las especies más comunes y de mayor distribución en estos bosques son *Juniperus flaccida*, *J. deppeana*, *J. monosperma* y algunas especies del género *Quercus* y *Pinus*.

Matorral submontano. La fisonomía de esta comunidad la proporciona el estrato arbustivo superior, cuya altura varía entre 2.5 a 5.0 m y alcanza una cobertura hasta del 70%. Lo caracteriza *Helietta parvifolia* (barreta), rutácea inerme que le da a la vegetación una estructura relativamente uniforme, pues normalmente es la única dominante, aunque en ocasiones *Acacia berlandieri* (huajillo) es igual de importante. Las plantas prevalecientes del estrato arbustivo medio (0.5 a 2 m de alto) son: *Leucophyllum frutescens* y *Acacia rigidula*. Su cobertura varía de 50 a 80%. El estrato inferior, menor a 0.5 m de altura, es diverso tanto en especies como en cobertura; es notable en los claros de la vegetación, donde *Agave lechuguilla*, *Euphorbia antysiphilitica* (candelilla) y las gramíneas amacolladas de los géneros *Bouteloua*, *Tridens* y *Aristida* son los elementos más importantes.

5.2. Selección de las áreas de estudio

Dentro de la zona perteneciente a la comunidad de El Porvenir (aproximadamente 300 ha), se realizó un recorrido de campo donde se seleccionaron 3 zonas representadas por reforestaciones de *Pinus greggii* [Engelm. ex Parl.] con diferente edad 5, 12 y 14 años (R5, R12 y 14), además de un remanente de bosque semi-conservado aledaño a la zona compuesto de una mezcla de *Pinus cembroides* [Zucc.] y *Juniperus* sp. y utilizado como sitio de referencia (SR) (Figuras 4 y 5).

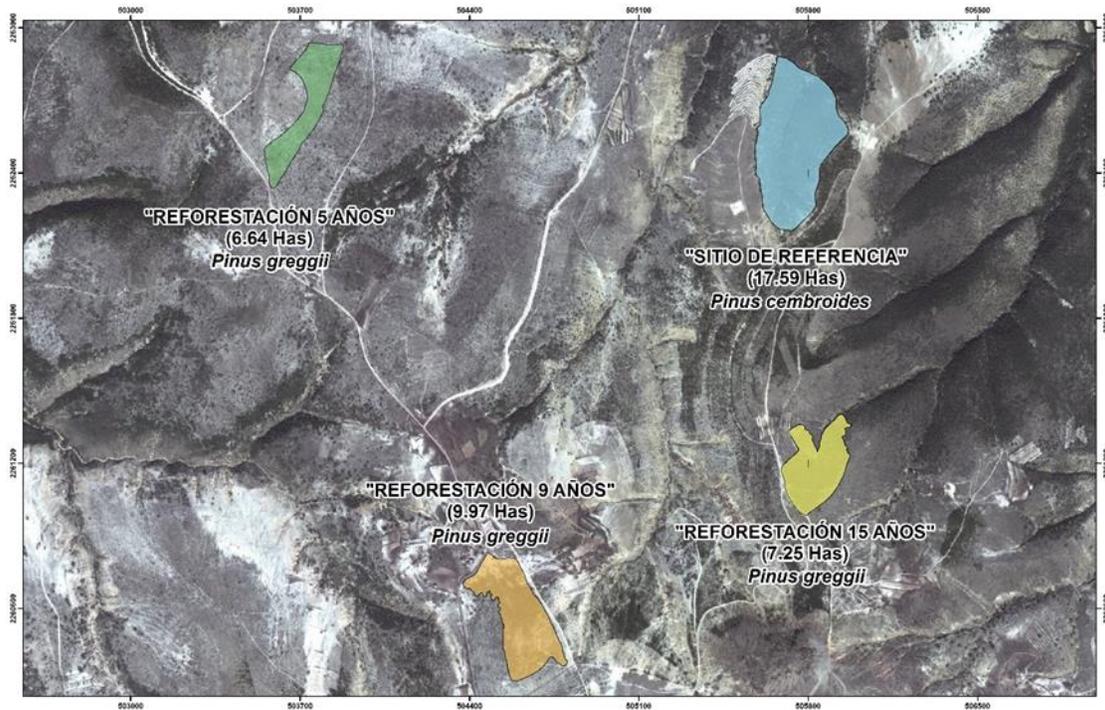


Figura 4. Ubicación, edad y superficies de las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

Las reforestaciones y el sitio de referencia fueron delimitados en campo mediante un Sistema de Posicionamiento Global (GPS) marca Garmin 62s, para su posterior procesamiento en gabinete mediante el Software ArcMap 10 (ESRI, 2011). Ver Cuadro 1.

Cuadro 1. Sitios de muestro y superficie de las cuatro condiciones estudiadas, en El Porvenir, Hidalgo.

Condición	Simbología	Superficie (ha)	No. de sitios de muestreo
5 años	R5	6.64	4
12 años	R12	9.97	5
14 años	R14	7.25	5
Sitio de referencia	SR	17.59	5

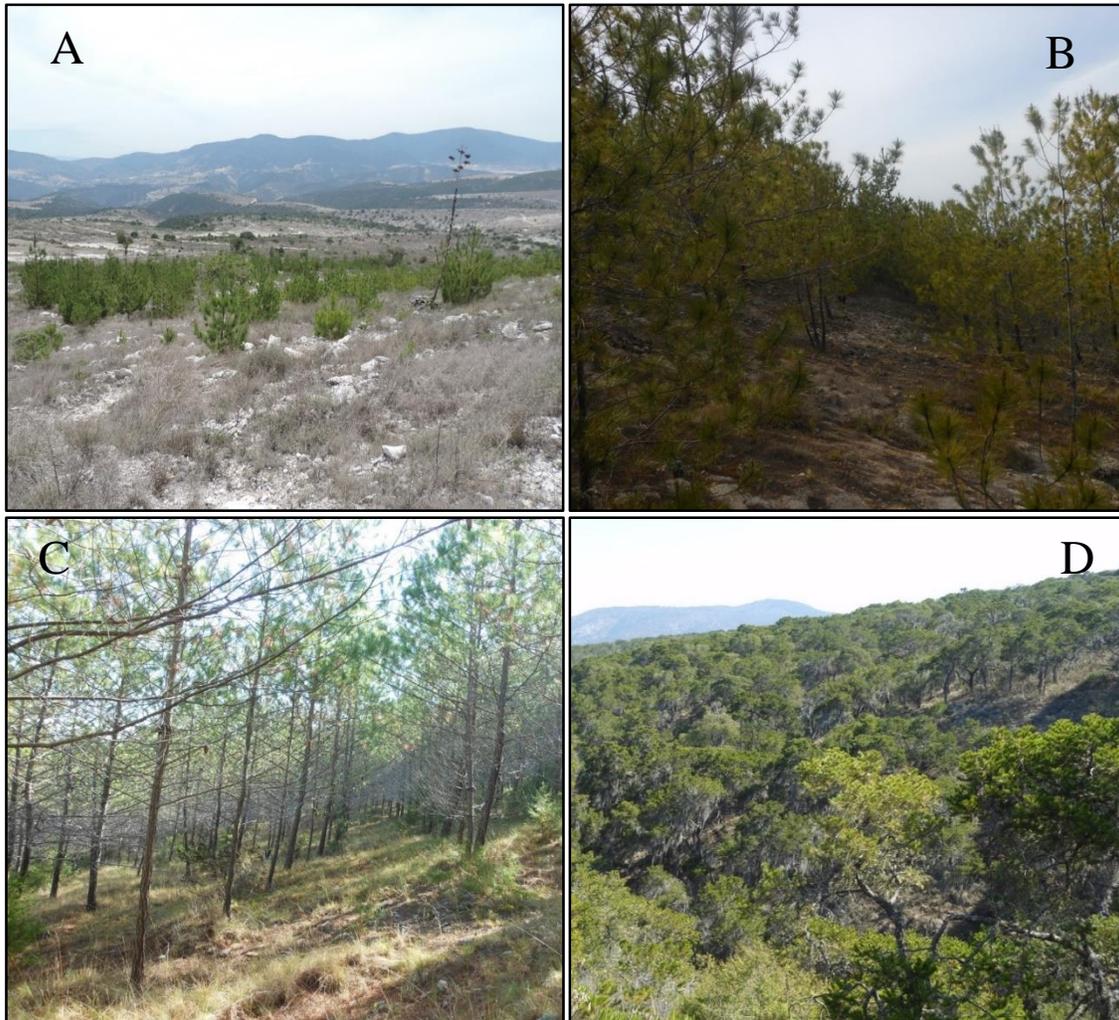


Figura 5. Condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo. A: Reforestación de 5 años, B: Reforestación de 12 años, C: Reforestación de 14 años y D: Sitio de Referencia.

5.3. Establecimiento y diseño de los sitios de muestreo

El establecimiento de los sitios de muestreo consistió en un arreglo sistemático en cuadrícula (adaptado a las superficies de cada una de las condiciones evaluadas) con separación de 150 m entre sitios, tal como lo recomienda Ralph, (1996). Los sitios fueron circulares con un radio de 25 m y una superficie de 0.196 ha cada uno (Figura 6).

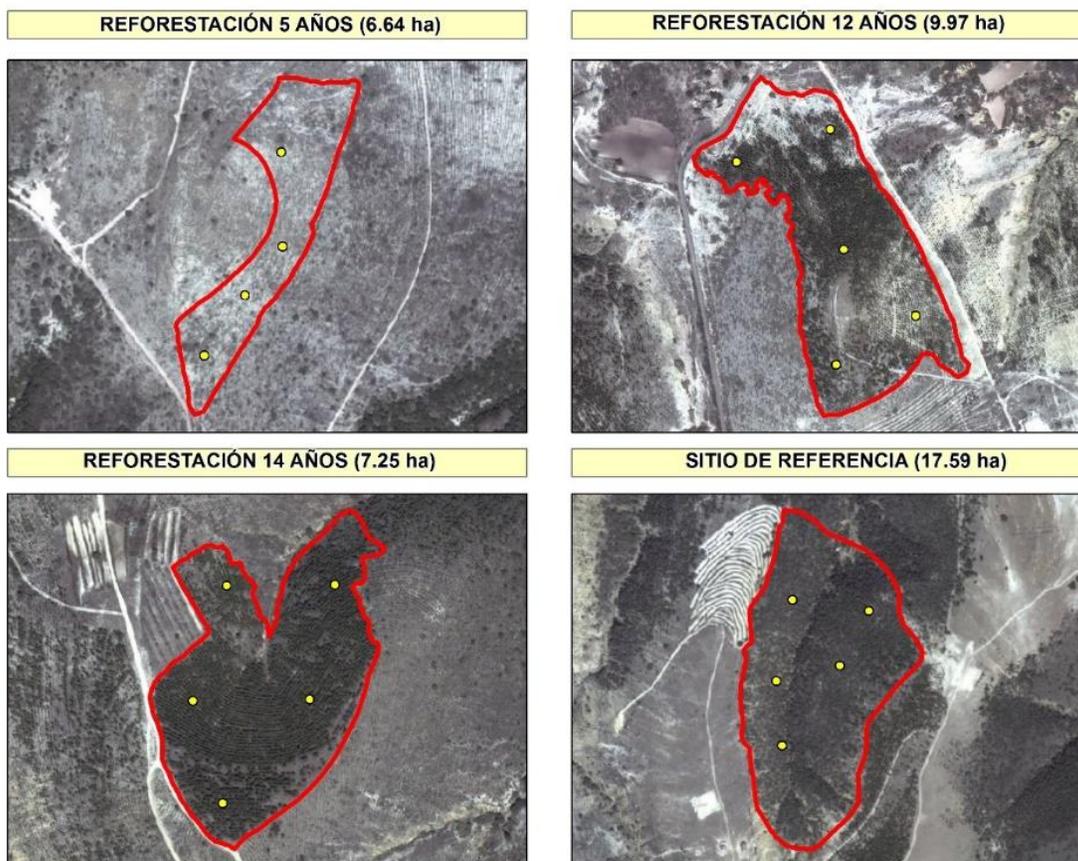


Figura 6. Ubicación de los sitios de muestreo (puntos amarillos), para las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

La caracterización general de los 19 sitios de muestreo establecidos para las condiciones de cada uno de las condiciones bajo estudio se muestra en el cuadro 2. Los datos obtenidos son a partir de datos de campo como: coordenadas, altitud, pendiente y exposición.

Cuadro 2. Caracterización general de los sitios de muestreo.

Condición	Sitio de muestreo	Coordenadas UTM zona 14 N.		Altitud (m)	Pendiente (%)	Exposición
		X	Y			
5 años	R5-1	503,601	2,262,442	2,224	21.25	E
	R5-2	503,674	2,262,550	2,221	28.67	E
	R5-3	503,741	2,262,637	2,222	24.93	E
	R5-4	503,739	2,262,806	2,213	34.93	SE

	R12-1	504,587	2,260,750	2,272	60.08	NE
	R12-2	504,440	2,260,699	2,259	50.95	NE
12 años	R12-3	504,608	2,260,562	2,315	53.17	N
	R12-4	504,721	2,260,458	2,305	48.77	E
	R12-5	504,596	2,260,381	2,324	38.38	SE
	R14-1	505,918	2,261,312	2,224	90.04	NE
	R14-2	505,887	2,261,170	2,245	62.48	O
14 años	R14-3	505,779	2,261,041	2,269	57.73	N
	R14-4	505,742	2,261,168	2,241	48.77	NE
	R14-5	505,784	2,261,311	2,213	53.17	E
	SR-1	505,668	2,262,694	2,110	57.73	E
	SR-2	505,634	2,262,522	2,127	64.94	E
Sitio de Referencia	SR-3	505,634	2,262,522	2,125	67.45	SE
	SR-4	505,634	2,262,413	2,118	103.55	O
	SR-5	505,762	2,262,587	2,107	83.9	O

5.4. Muestreo de las variables del hábitat

5.4.1. Vegetación arbórea

Variables dasométricas. Se identificaron las especies arbóreas en cada condición y se midieron las variables dasométricas altura y diámetro normal (DN a 1.30 m). Los datos se obtuvieron mediante el método de cuadrantes centrados en puntos (Conttan y Curtis, 1956; Gallina y López, 2011) como se observa en la Figura 7, el cual consiste en establecer dos líneas perpendiculares marcando cuatro cuadrantes. Del punto central se registró la distancia al árbol más cercano, sin importar la categoría diamétrica si este superaba los 1.30 m de altura.

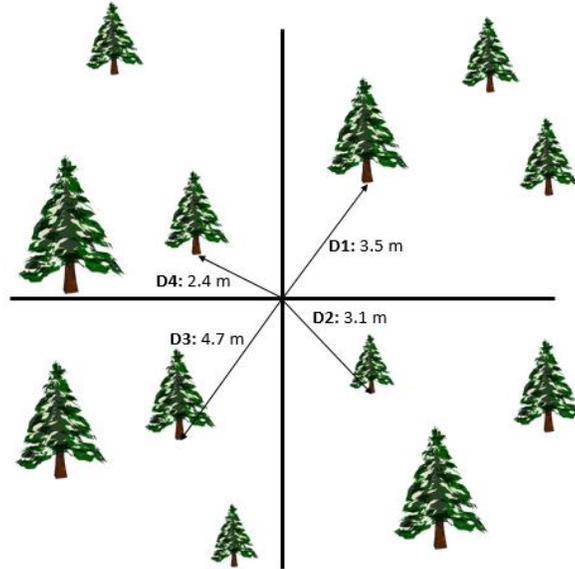


Figura 7. Métodos en cuadrantes con puntos centrados para la vegetación arbórea en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

Cobertura de copa. Para la cobertura de copa se midió el diámetro mayor y diámetro menor de forma perpendicular entre sí. La fórmula para el cálculo de la cobertura de copa según Ávila *et al.* (2010), es:

$$C = \pi \left[\frac{1}{4} (d_1 + d_2) \right]^2$$

Donde:

C = cobertura de copa,

π = 3.1416 ,

d₁ y d₂ = son diámetros mayor y menor perpendiculares entre sí de la proyección vertical de la copa.

Apertura del dosel. La apertura del dosel se calculó mediante la toma de fotografías hemisféricas digitales (Aguirre *et al.*, 2011) como se muestra en la Figura 8, con una cámara NIKON COLPIX® y con un lente de ojo de pescado “Fisheye Converter” (FC-E8) marca NIKON®. Se tomaron cuatro fotografías en cada uno de los sitios de muestreo (una por cuadrante) todas niveladas, orientadas al norte y a una altura de un metro, posteriormente las fotografías fueron procesadas mediante el programa “Hemisfer 2.1”

el cuál mediante un promedio de las cuatro fotografías tomadas por sitio de muestreo, indica el porcentaje de la trasmisión de luz que entra por el dosel.



Figura 8. Toma de fotografías hemisféricas para la apertura del dosel en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

5.4.2. Vegetación arbustiva y herbácea

Para cuantificar de la vegetación arbustiva y herbácea en cada sitio de muestreo se tomaron datos de las especies, abundancia, altura y cobertura. Se utilizaron cuadros empotrados de 4x4 m (Oosting, 1956) para medir la vegetación arbustiva y de 1x1 m para la herbácea (Figura 9). Se recolectaron ejemplares vegetales en prensas botánicas para su posterior identificación hasta nivel de especie, comparándolos con los registros de Ventura (2016), logrando identificar el 90% de las especies. El resto de los ejemplares se identificaron en el herbario “CHAP” de la División de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma Chapingo, con ayuda del Biól. Andrés G. Miranda.

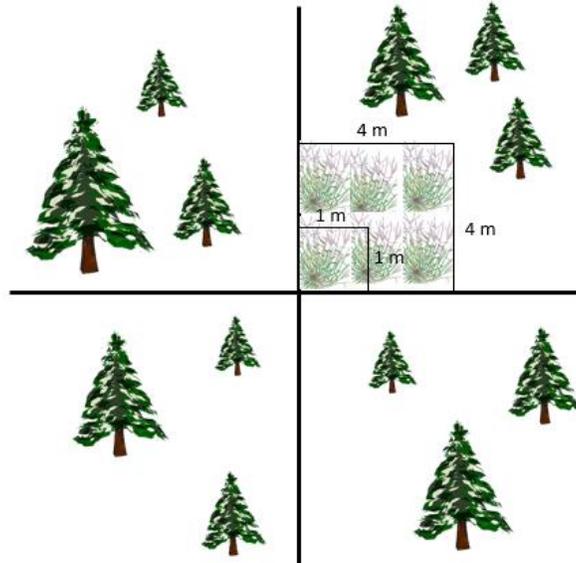


Figura 9. Métodos en cuadros empotrados para medir la vegetación arbustiva y herbácea de las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

5.4.3. Cobertura del suelo

Para determinar las coberturas del suelo, se empleó el método de intercepción de la línea de Canfield (Canfield, 1941; Mostacedo y Fredericksen, 2000). La línea de Canfield o de intercepción se basa en el principio de la reducción de un transecto a una línea (Figura 10). Se estableció una línea de Canfield de 25 m de longitud en cada uno de los sitios de muestreo, éstas se orientaron de forma aleatoria. En cada línea se procedió a medir todas las intercepciones con las variables a) roca, b) suelo desnudo, c) ramas secas, d) hojarasca, e) árboles, f) arbustos, g) herbáceas, h) magueyes, i) musgo y j) cuerpos de agua. Con el cálculo de las intercepciones de cada variable, se estimó el porcentaje de cada una de ellas.

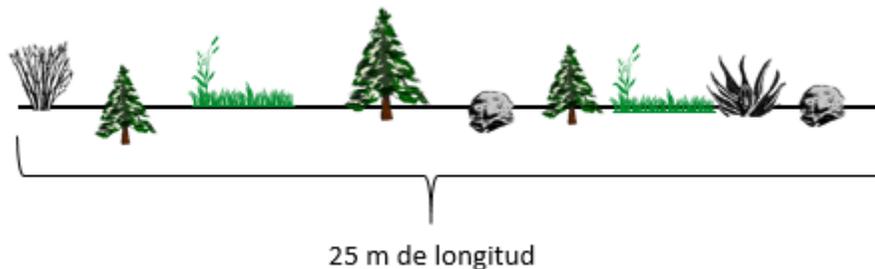


Figura 10. Métodos de intercepción por línea de Canfield para las variables de cobertura del suelo en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

5.4.4. Riqueza y abundancia de aves

La recolecta de datos sobre riqueza y abundancia de las aves presentes en el área de estudio se llevó a cabo durante seis meses (enero - junio 2015) utilizando dos métodos: búsqueda intensiva en puntos de radio fijo (Ralph *et al.*, 1996; Gallina y López, 2011) y captura mediante redes de niebla con esfuerzo constante (Ralph *et al.*, 1996; Gallina y López, 2011; Villareal *et al.*, 2004) los cuales se describen a continuación.

5.4.4.1. Búsqueda intensiva en puntos de radio fijo

Con este método se puede calcular la riqueza y abundancia y se pueden hacer pruebas de composición entre condiciones o diferencias en la abundancia de una especie de ave en particular entre sitios o años diferentes (Gallina y López, 2011). El registro de aves se realizó mediante recorridos mensuales en parcelas delimitadas con radio fijo de 25 m. Para el registro de las especies se hicieron observaciones dentro y fuera de la parcela (Figura 11). Para ello, el observador se colocó en el centro de cada una de ellas y esperó un minuto antes de la toma de datos para permitir que las aves se acostumbraran a su presencia, posteriormente recorrió lentamente su interior para contar e identificar las especies de manera visual, durante 10 min (DeSante, 1986). Los monitoreos se realizaron entre las 6:00 y las 12:00 horas, periodo en el que se tiene registro de la mayor actividad de las aves (Ralph *et al.*, 1996). Los registros se condujeron con la ayuda de unos binoculares 10x50 marca Bushnell y la identificación de las aves se realizó con guías de campo (National Geographic Society, 2011; Howell y Webb, 2012; Peterson y Chalif, 2000).

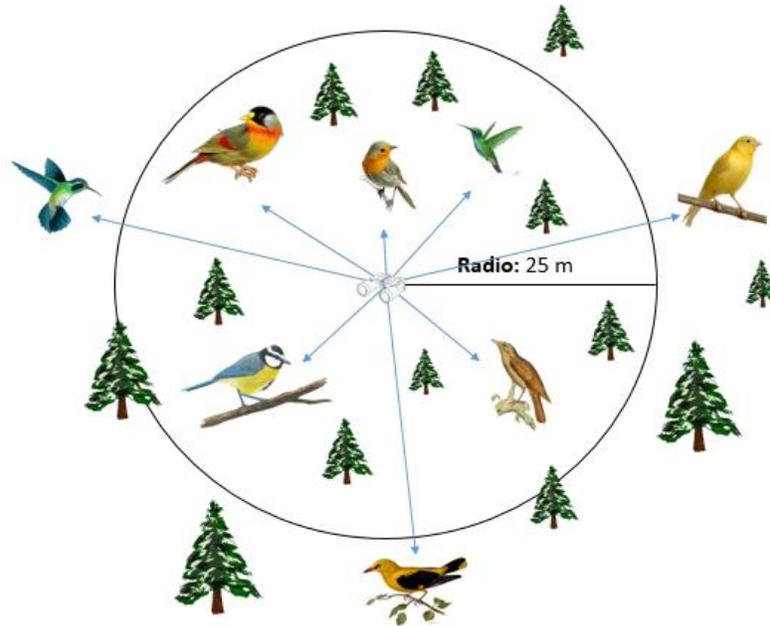


Figura 11. Método de búsqueda intensiva en puntos de radio fijo utilizado en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

5.4.4.2. Captura de aves mediante redes de niebla

Mensualmente se colocaron redes de niebla en cada una de las parcelas circulares de búsqueda intensiva, 19 redes en total (15 redes de 12 x 2.6 y 4 de 6 x 1 2.6 con luz de malla 36 mm). Estas se mantuvieron colocadas de las 6:00 a 14:00 horas, con revisiones periódicas cada 60 min (Figura 12). Los individuos colectados se identificaron con la ayuda de guías de campo (National Geographic Society, 2011; Howell y Webb, 2012; Peterson y Chalif, 2000). Se fotografiaron con una cámara NIKON (COOLPIX P520) y se registraron los datos de especie y abundancia (Ralph *et al.*, 1996).



Figura 12. Método de captura de aves mediante redes de niebla en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

5.4.5. Riqueza y abundancia de mamíferos medianos

La toma de datos de riqueza y abundancia de mamíferos medianos presentes en las reforestaciones y el sitio de referencia se llevó a cabo de enero a junio de 2015. Para ello, se utilizaron dos métodos: trampas cámara (Díaz y Payán, 2012) y registro de rastros en parcelas de monitoreo continuo (Gallina y López, 2011), los cuales se describen a continuación:

5.4.5.1. Trampas cámara

Las cámaras trampa se utilizan para detectar la presencia de especies y sus abundancias (Díaz y Payán, 2012; Karanth y Nichols, 1998). En este estudio, se utilizaron cámaras digitales activadas por sensores infrarrojos tipo Stealhcam®; Bushnell® y Moultrie® (Figura 13). Las cámaras se colocaron mensualmente en cada sitio de muestreo, durante un periodo de 6 meses. En cada condición, se colocó una cámara por sitio de muestreo

a una altura entre 40 y 50 cm del suelo. Las cámaras fueron cebadas con atún, sardina, mantequilla de cacahuate o una mezcla de frutas. El periodo de muestreo en cada fecha de evaluación fue de una noche por sitio de muestreo. Las fotografías fueron analizadas y clasificadas en una base de datos de acuerdo a la especie, localidad y fecha de captura. La identificación de los individuos se llevó a cabo mediante la ayuda de guías especializadas (Ceballos y Oliva, 2005; Reid, 2006 y Olin, 2000).



Figura 13. Trampas cámara para registro fotográfico de mamíferos medianos en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

5.4.5.2 Registros de rastros en parcelas de monitoreo continuo

El monitoreo de especies por medio de métodos indirectos se basa en los rastros que dejan los animales. Estos métodos son muy utilizados para el monitoreo de mamíferos medianos. Los rastros más comunes son las huellas, excretas, marcas en troncos, madrigueras, echaderos e incluso cadáveres de animales (Ruiz *et al.*, 2009).

Para la obtención de registros indirectos de las especies, se utilizaron las parcelas de 25 m de radio establecidas en cada sitio de muestreo (19 en total). Previo al muestreo, las huellas y excretas presentes en cada sitio fueron retiradas, pasado un mes se inició la cuantificación e identificación de los rastros. Después de cada evaluación las excretas y huellas se retiraban nuevamente (Figura 14).

A los rastros obtenidos se les midió su longitud, ancho y forma, además se anotó la fecha de colecta. La identificación de los rastros a nivel de especie se llevó a cabo mediante la ayuda de la guía de campo de Aranda (2012).

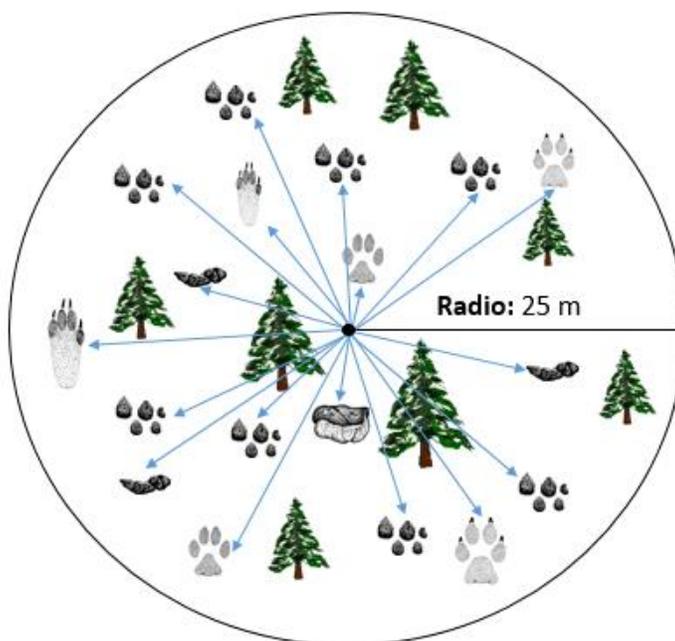


Figura 14. Registros de rastros en parcelas de monitoreo continuo en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

5.4.6. Riqueza y abundancia de mamíferos pequeños (roedores)

Para la toma de datos de riqueza y abundancia de roedores presentes en el área de estudio, en cada sitio de muestreo se colocaron 5 trampas tipo Sherman acomodadas en fila con una separación de 1 m entre ellas (Cimé *et al.*, 2010) (Figura 15). Los monitoreos se realizaron mensualmente de enero a junio de 2015, trampeando durante una noche en cada sitio. Como cebo se utilizó avena con vainilla. A cada individuo

capturado se le tomaron datos morfométricos como: longitud total, largo de cola total, largo de cola vertebral, largo de cuerpo sin cola, largo de las orejas y largo de pata trasera. Posteriormente fueron liberados en el lugar de captura. Para la identificación de los individuos se consultaron guías especializadas (Ceballos y Oliva, 2005; Reid, 2006 y Olin, 2000) y para corroborar la identificación de la especie, se consultaron y compararon sus datos morfométricos con ejemplares del Museo Nacional de Zoología de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) con apoyo de la Dra. Livia León Paniagua.



Figura 15. Trampas Sherman para captura de roedores en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

5.5. Análisis de datos

5.5.1 Estructura del componente arbóreo

Para analizar la estructura y composición del componente arbóreo se calculó la densidad de árboles y el área basal por hectárea en cada condición. Para ello se calculó el promedio de la distancia del punto central hacia el individuo más cercano en cada cuadrante por sitio de muestreo. Los cálculos se realizaron utilizando las siguientes ecuaciones (Mostacedo y Fredericksen, 2000):

$$Dh = \frac{1000}{(\bar{D})^2}$$

Donde:

Dh = Densidad por hectárea,
 \bar{D} = Distancia promedio.

$$AB_{ha} = \Pi \left(\frac{D^2}{4} \right) * Dh$$

Donde:

AB_{ha} = Área basal por hectárea,
 D = Diámetro promedio,
 Dh = Densidad de árboles por hectárea.

5.5.2. Riqueza, abundancia y diversidad del sotobosque, aves y mamíferos

5.5.2.1. Riqueza

La riqueza es la forma más sencilla de medir la diversidad, ya que se basa únicamente en el número de especies presentes, sin tomar en cuenta el valor de importancia de las mismas (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Esto es posible únicamente para ciertos taxa bien conocidos y de manera puntual en tiempo y en espacio (Moreno, 2001).

Para el cálculo del estimador de riqueza se utilizó el Software “EstimateS 9” (Colwell, 2013). Se eligió el índice de Jackknife de Primer Orden (Magurran, 2004). Este índice se

basa en el número de especies que ocurren solamente en una muestra (L), y minimiza el sesgo en la estimación, reduciendo el verdadero número de especies en una muestra a un orden $1/n$ (Prieto, 2001; Moreno, 2001). La ecuación que describe al estimador de Jacknife de Primer Orden es (Burnhan y Overton, 1978):

$$S_{jack1} = S_{obs} + L(n - 1/n)$$

Donde:

S_{obs}= Número total de especies observadas,

L= Número de especies que ocurren solamente en una muestra,

n = Número de muestras.

5.5.2.2. Abundancia

La abundancia es un atributo de la población que varía con el tiempo y en el espacio, esta es de gran importancia para los estudios de manejo y conservación de fauna silvestre, ya que permiten comparar poblaciones, dar seguimiento a variaciones temporales o a la dinámica poblacional y evaluar de forma indirecta la calidad de los hábitats (Walker *et al.*, 2000; Lira y Briones, 2012).

Abundancia relativa. Para el cálculo de la abundancia relativa de cada especie se cuantifico el número de registros para la especie *i* entre el número total de registros por 100 (Zelada *et al.*, 2010). La ecuación para el cálculo del índice es:

$$A_i = \frac{n}{N} \times 100$$

Donde:

A_i = Abundancia relativa de la especie *i*,

n = Número de individuos de la especie *A_i*,

N = Número total de individuos.

Distribución de abundancias. Para el cálculo de la distribución de la abundancia se utilizaron cuatro modelos de los cuales solo tres fueron los que mejor se ajustaron a los

datos obtenidos; la serie geométrica; la serie logarítmica y la serie normal logarítmica (Rocha *et al.*, 2011; Moreno, 2001; Magurran 1989).

En la serie geométrica, la especie dominante se apropia de una proporción k de algún recurso limitante por derecho de prioridad, la segunda especie más dominante se apropia de la misma proporción k del resto del recurso, y así sucesivamente hasta que todas las especies se hayan acomodado (Moreno, 2001). Los datos obtenidos en campo en muchos casos se ajustan a este patrón y se puede observar básicamente en estadios tempranos de sucesión o en ambientes pobres en cuanto a número de especies. Por lo tanto, en una distribución geométrica de especies ordenadas de mayor a menor abundancia, la ecuación (Magurran, 2004) que la describe es:

$$n_i = NC_k k(1 - k)^{i-1}$$

Donde:

n_i = Número de individuos de la especie que ocupa la i -ésima posición en abundancia,

N = Número total de individuos,

$C_k = [1 - (1 - k)^S]^{-1}$ es una constante que asegura que $\sum n_i = N$.

La serie logarítmica predice lo que ocurre en una situación en que las especies llegan a un hábitat insaturado a intervalos de tiempos regulares y ocupan las fracciones restantes del hiperespacio del nicho (Magurran, 1989). En valores pequeños de abundancias de especies y que contengan una gran proporción de especies raras, la clase (Anexo 7) que contiene un solo individuo es siempre la mayor (Rocha *et al.*, 2011). Es por ello que la serie logarítmica podrá ser mejor aplicada en aquellas situaciones en que uno o pocos factores dominan las relaciones ecológicas de una comunidad y la ecuación (Magurran, 2004) que la describe es:

$$\alpha x = \frac{\alpha x^2}{2}, \frac{\alpha x^3}{3}, \dots \dots \frac{\alpha x^n}{n}$$

Donde:

αx = Número de especies esperado que presenta un solo individuo,

$\frac{\alpha x^2}{2}$ = aquellas que tengan dos individuos; y así sucesivamente.

La serie normal logarítmica es una de las distribuciones más estudiadas por los ecólogos, ya que el modelo puede ser un buen indicador para una extensa, madura y variada comunidad natural (Magurran, 1989). La serie normal logarítmica. Preston (1948 citado por Rocha *et al.*, 2011) constituyó la distribución especie-abundancia agrupando los datos en “octavas” (Anexo 7) o grupos situados sobre una escala \log_2 de abundancia, de esta forma encontró que el número de especies en las “octavas” tienden a distribuirse normalmente. Por lo tanto, en una distribución normal logarítmica el número $S(R)$ de especies en una octava distante R octavas de la octava modal está dada por la siguiente ecuación (Magurran, 1989; Moreno, 2001).

$$S(R) = S_0 \exp(-a^2 R^2)$$

Donde:

$S(R)$ = número de especies en la R -ésima octava (= clase) a la derecha e izquierda de la curva simétrica,

S_0 = número de especies en la octava modal,

$a = (2\sigma^2)^{1/2}$ = amplitud inversa de la distribución.

Para verificar si el ajuste de los modelos (geométrico, logarítmico y normal logarítmico) con los datos fueron significativos, se utilizó una prueba de bondad de ajuste de X^2 , contrastando los valores observados y los esperados (Magurran, 1989). Los cálculos para el ajuste del modelo y para la prueba de X^2 se ejecutaron empleando el software Species Diversity and Richness 4 (Seaby y Henderson, 2006).

5.5.2.3. Diversidad

La diversidad de especies, considera tanto al número de especies, como también al número de individuos (abundancia) de cada especie existente en un determinado lugar (Magurran, 2004). Existen muchos índices de diversidad que miden la diversidad de

especies cada uno con sus ventajas y desventajas (Mostacedo y Fredericksen, 2000). El Índice de Shannon (H') es uno de los más utilizados para determinar la diversidad de especies de un determinado hábitat, es un índice no paramétrico que se basa en la abundancia proporcional de especies y considera tanto la uniformidad como la riqueza de especies (Mora, 2013; Moreno, 2001). El análisis del índice de diversidad se llevó a cabo empleando el software “EstimateS 9” (Colwell, 2013). La ecuación del índice de Shannon es (Magurran, 2004):

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Donde:

H' = Índice de diversidad de Shannon,

p_i = Proporción del número de individuos de la especie i (porcentaje de importancia para cada especie) respecto al número total = n_i/N ,

n_i = Número de individuos de la especie i ,

N = Número total de individuos,

\ln = Logaritmo natural.

5.5.3 Prueba de comparación de medias

Se realizó una prueba de Análisis de Varianzas (ANOVA) (Infante y Zarate, 2012) con los datos de riqueza, abundancia y diversidad para cada una de las condiciones bajo estudio con la finalidad de detectar diferencias significativas. Para identificar estas diferencias con la información que no presentó normalidad y homogeneidad de varianzas se realizó la prueba de Kruskal-Wallis (Herrera y García, 2014). El análisis se llevó a cabo empleando el software “JMP IN versión 4” (SAS Institute, 2015).

La prueba de Kruskal-Wallis es una prueba no paramétrica de comparación de dos o más medias independientes. La ecuación de la prueba es el siguiente:

$$T = \frac{12}{N(N+1)} \sum_{i=1}^k \frac{R_i^2}{n_i} - 3(N+1)$$

Donde:

k= Numero de muestras independientes,

n_i= Número de observaciones muestrales de la i-ésima población,

R_i= Suma de rangos de las n_i observaciones del grupo i,

N= $\sum_{i=1}^k n_i$ = número total de observaciones en las k muestras,

$\sum_{j_i}^{n_i} R(X_{ij})$ = suma de los k rangos de las muestras.

5.5.4. Diversidad beta

La diversidad entre hábitats o beta es el grado de reemplazamiento de especies a través de gradientes ambientales (Whittaker, 1972). La diversidad beta es una medida de cuán diferentes (o similares) son una serie de hábitats o muestras en términos de variación de las especies encontradas en ellos. Una aproximación común de la diversidad beta es comparar la composición de especies de distintas comunidades. La comunidad que contribuye con menos especies entre ambientes será la diversidad beta más elevada (Magurran, 1989; Luna *et al.*, 2015). Se realizó el análisis de la diversidad beta mediante el índice de similitud de Jaccard el cual expresa el grado en el que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas, por lo que son una medida inversa de la diversidad beta. Para el cálculo del índice de Jaccard se empleó el software “Past” (Hammer *et al.*, 2001), donde la ecuación (Moreno, 2001) de la prueba es la siguiente:

$$C_j = j / (a + b - j)$$

Donde:

j= Número de especies comunes en ambas localidades,

a= Número de especies de la localidad A,

b= Número de especies de la localidad B.

5.5.6. Variables que determinan la abundancia del sotobosque, aves y mamíferos

Para determinar que variables del hábitat tienen una mayor efecto sobre la abundancia del sotobosque, aves y mamíferos en las cuatro condiciones, se realizó un análisis de regresión Poisson (ARP) (González, 2003). El modelo se ajustó con tres componentes:

la abundancia (Y), las variables del hábitat y abundancias de especies vegetales del sotobosque (X), teniendo 57 variables en total. Los coeficientes estadísticamente significativos ($p < 0.05$) fueron ajustados como una regresión por pasos (Stepwise).

El Análisis se llevó a cabo empleando el software “R-versión 3.2.2.” (R Core Team, 2013).

La ecuación que describe al modelo es la siguiente:

$$\ln\lambda = \beta_0 + \beta_1\text{CP}_1 + \beta_2\text{CP}_{12} + \beta_3\text{CP}_2 + \beta_4\text{CP}_{22} + \beta_5\text{CP}_3 + \beta_6\text{CP}_{32}$$

Donde:

β_0 = Conteos (número de individuos por especie),

$\beta_1\text{CP}_1$ = Componente 1,

$\beta_2\text{CP}_{12}$ = Componente 1²,

$\beta_3\text{CP}_2$ = Componente 2,

$\beta_4\text{CP}_{22}$ = Componente 2²,

$\beta_5\text{CP}_3$ = Componente 3,

$\beta_6\text{CP}_{32}$ = Componente 3².

6. RESULTADOS

6.1. Estructura y composición arbórea

En el área de estudio, se registraron únicamente 3 especies arbóreas, *Pinus greggii*, *P. cembroides* y *Juniperus flaccida*. En las reforestaciones R5, R12 y R14 la especie dominante fue *P. greggii*, mientras que en SR se encontraron las otras dos especies, con mayor dominancia de *P. cembroides*, cuya área basal representa el 79.6%.

En la reforestación de 14 años fue donde se presentó la mayor densidad, área basal y altura de árbol. En la reforestación de 12 años fue la cobertura de copa y diámetro normal (DN); mientras que para la de 5 años fue la apertura del dosel. Por otra parte, los valores más bajos respecto a área basal, cobertura, altura y diámetro normal (DN) se presentaron en R5, esto se debe que es la condición estudiada más joven (Cuadro 3).

Cuadro 3. Valores estructurales para las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

Condición	Densidad (ind/ha)	Área basal (m ² /ha)	Cobertura de copa promedio (m ²)	Altura promedio (m)	Diámetro promedio (cm)	Apertura del dosel (%)
R5	1106	0.91	3.88	2.94	3.24	90.08
R12	563	8.67	25.65	7.87	14.01	54.82
R14	1462	21.24	15.65	9.95	13.6	36.4
SR	722	6.51	10.70	4.09	10.72	62.6

6.1.1. Estratificación vertical

Se observaron en el área de estudio dos estratos verticales, los límites superiores con rangos de 8.3-12.6 m, para el estrato inferior se presentan rangos de 1.5–7.9 m. Las mayores alturas se presentaron en R14 y R12 y las menores se registraron en R5 y SR. En el estrato inferior se encuentra la mayor proporción de árboles con el 59.2% mientras que en el estrato superior ocurre el restante 40.8% de los árboles (Figura 16).

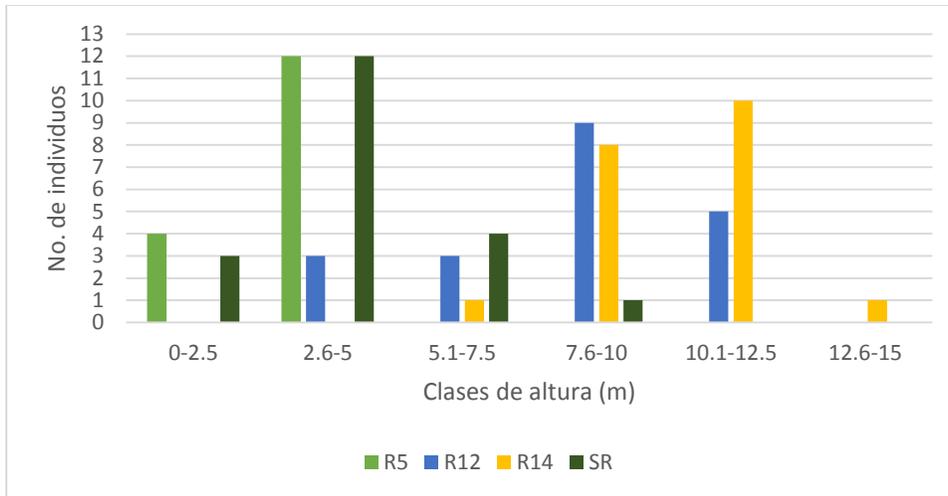


Figura 16. Rangos de altura arbórea en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

6.1.2. Distribución diamétrica

Los diámetros mayores se presentaron en las condiciones SR, R12 y R14, con individuos de 24.3, 21.5 y 19.9 cm, respectivamente. En contraste, R5 presentó los menores diámetros en rangos que van de 1.62 a 5 cm (Figura 17). La proporción de individuos por clase diamétrica para todas las condiciones fue mayor en la clase 2.6-7.5 con el 29%, seguido de la clase 12.6-17.5 con el 25%. Por otra parte la clase que presenta los mayores diámetros (22.6-27.5), también es la que presenta la menor proporción de individuos con el 5.3%.

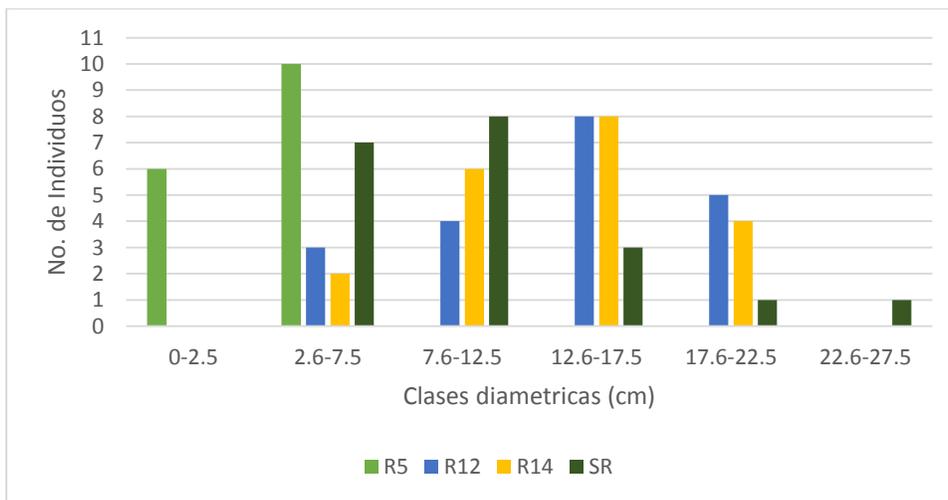


Figura 17. Clases diamétricas en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

6.2. Cobertura del suelo

Las variables de cobertura del suelo que se registraron variaron con la edad de las cuatro condiciones. En el caso de R5 el 39.1% de la cobertura del suelo fueron rocas, herbáceas el 22.2% y componente arbóreo con ramas sobre la superficie del suelo 15.4%. En R12 las variables con más cobertura fueron hojarasca (33.3%), roca (25.0%) y herbáceas (23.6%). El componente herbáceo fue el más representativo en R14, luego la hojarasca y el arbustivo, con 45.6%, 28.7% y 22.0%, respectivamente. En SR las variables más representadas fueron las arbustivas (30.6%), seguido de suelo desnudo (18.1%) y por último, hojarasca (14.0%) (Cuadro 4).

Cuadro 4. Porcentaje de las variables de cobertura de suelo en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

Componente	R5	R12	R14	SR
Agua	0.00	0.80	0.00	0.00
Árbol	15.45	5.44	0.00	2.24
Arbusto	11.86	9.48	22.00	30.60
Herbácea	22.23	23.63	45.64	12.30
Hojarasca	2.92	33.33	28.66	14.00
Maguey	0.00	0.25	0.10	0.08
Musgo	0.00	0.00	0.00	10.40
Rama seca	0.40	1.28	0.48	3.80
Rocas	39.07	25.03	3.12	8.52
Suelo Desnudo	8.07	0.76	0.00	18.06

6.3. Diversidad de las comunidades del sotobosque

6.3.1. Riqueza del sotobosque

Se registraron 45 especies vegetales en el sotobosque (Anexo 1). Estas pertenecen a 19 órdenes, 23 familias y 41 géneros. Los órdenes más representativos fueron Asterales con 10 especies, Lamiales con seis, Fabales con cinco y Caryophyllales con tres (Figura 18).

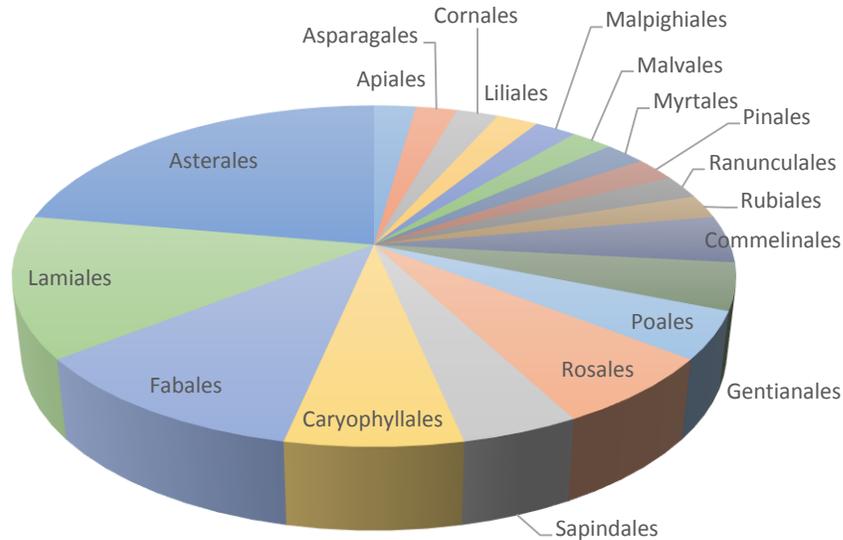


Figura 18. Órdenes de especies vegetales del sotobosque encontrados en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

Las familias mejor representadas son (Anexo 1): Asteraceae con 10 especies; Fabaceae y Verbenaceae, con cuatro especies cada una de ellas; Cactaceae, tres especies; Commelinaceae, Labiatae, Poaceae y Rubiaceae, cada una de ellas con dos especies y el resto de las familias representadas por una sola especie (Figura 19).

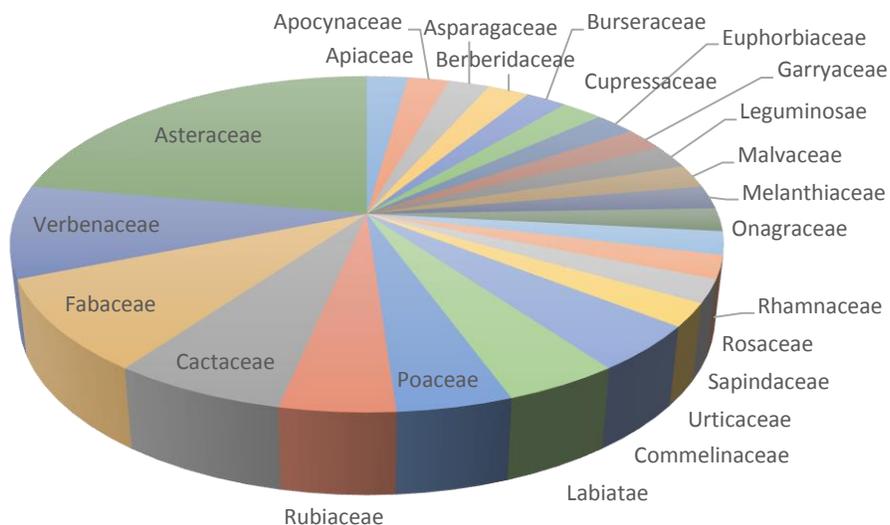


Figura 19. Familias de las especies vegetales en el sotobosque encontradas en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

De las 45 especies registradas, 19 se distribuyen en R14, 20 en R5, 24 en SR y con la mayor riqueza R12 con 27 especies (Figura 20). Sin embargo, las pruebas de Kruskal-Wallis no evidenciaron diferencias significativas entre condiciones (F-ratio= 6.8134; p-value=0.0781) Por lo tanto, no se rechaza H_0 a un nivel de significancia de $\alpha=0.05$.

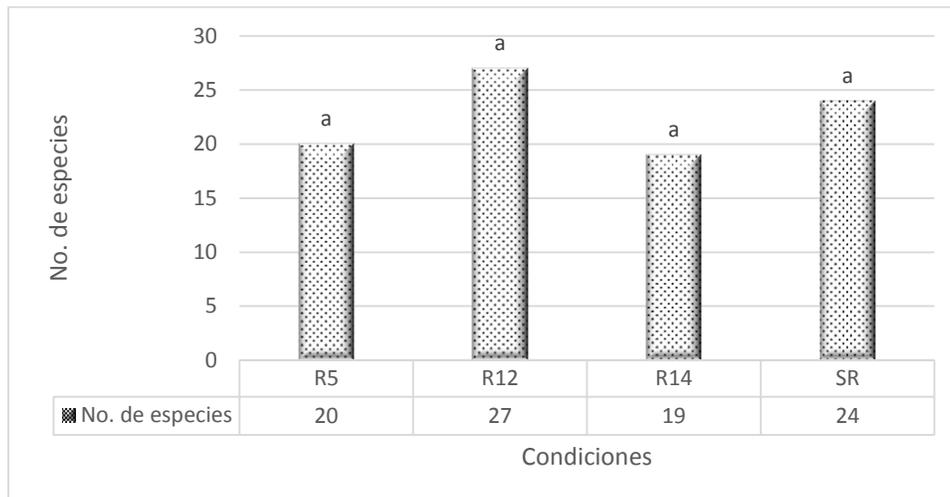


Figura 20. Número de especies vegetales en el sotobosque registradas en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo. Letras iguales indican que no existen diferencias significativas ($\alpha=0.05$).

De la riqueza total en el sotobosque, tres especies se distribuyen en las cuatro condiciones, nueve exclusivamente en tres condiciones, 13 especies en dos y otras 20 son exclusivas de alguna condición. La presencia de *Opuntia streptacantha*, *Salvia helianthemifolia* y *Verbena gracilis* se encuentran exclusivamente en las reforestaciones, otras especies como: *Berberis zimapanana*, *Bursera fagaroides*, *Lantana velutina*, *Mandevilla karwinskii*, *Salvia microphylla* y *Opuntia rastrera* se restringen al SR. Otras como: *Ageratina espinosarum*, *Bouteloua curtipendula* y *Mimosa aculeaticarpa* se encontraron en todas las condiciones.

La riqueza total estimada (en todas las condiciones) mediante el índice de Jackknife de primer orden fue de 57 especies. La tendencia de la curvas de acumulación de especies, permite señalar que faltó registrar el 21.5% (12 especies) de las potencialmente estimadas. Esto indica que durante el esfuerzo de muestreo, se logró registrar un número

adecuado de las especies que alberga la zona de estudio. El esfuerzo de muestreo por condición (Figura 21) indica que la menor proporción de especies registradas se presentó en R14, mientras que SR fue quien obtuvo la mayor proporción.

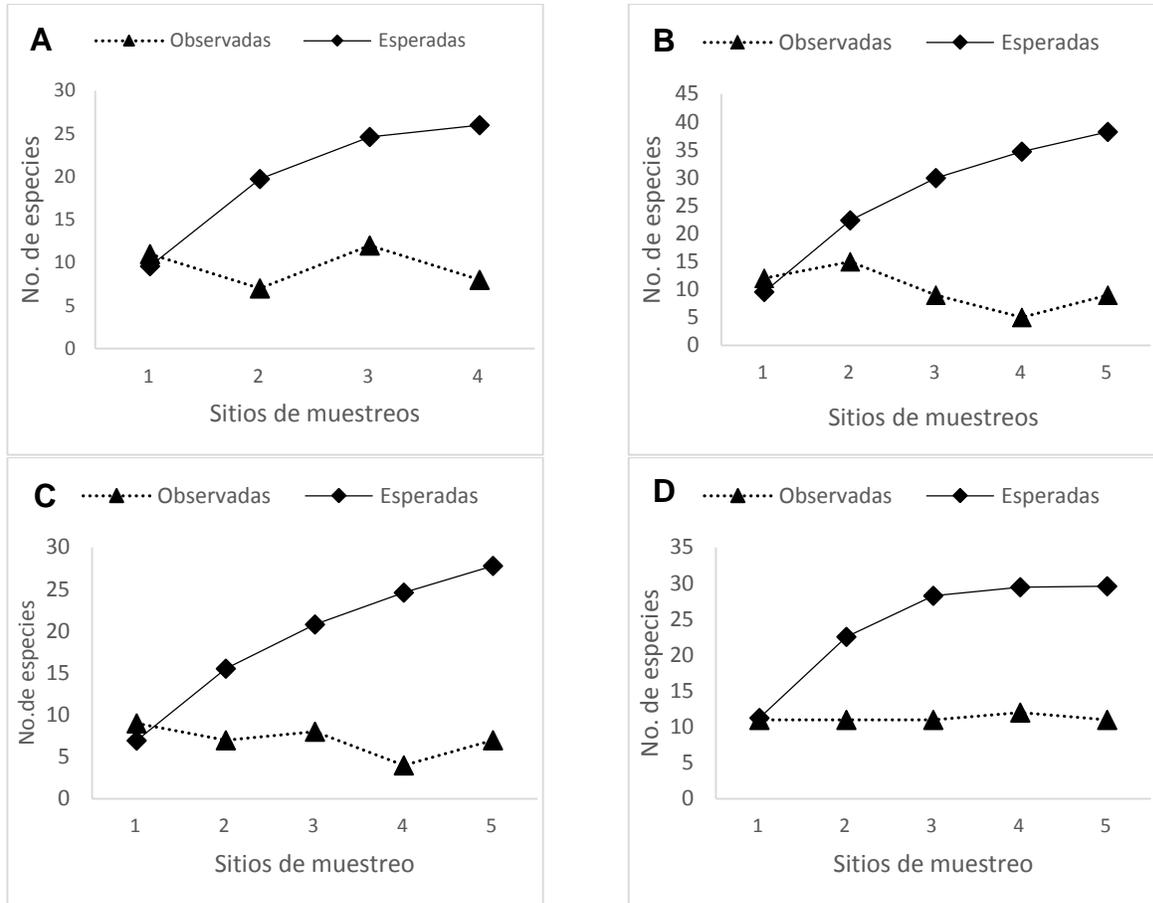


Figura 21. Curva de acumulación de especies del sotobosque observadas y estimadas (índice de Jacknife) por condición estudiada (A=R5, B=R12, C=R14 y D=SR) en El Porvenir, Hidalgo.

6.3.2. Abundancia del sotobosque

6.3.2.1. Índice de abundancia relativa (IAR)

Dalea bicolor (43.1%) y *Mimosa aculeaticarpa* (11.7%) en R5 son las especies con mayor IAR. En R12 las especies con mayor IAR fueron *Aristida adscensionis* con 38.1% y *Salvia helianthemifolia* con 24.4%. En R 14 *Pilea microphylla* y *Aristida adscensionis* fueron las más abundantes, 23.2% y 20.5%, respectivamente. Asimismo, para SR las especies con mayor IAR fueron con 16.3%, *Dodonaea viscosa*; con 16.3%, *Mimosa acaleaticarpa* y

Dalea bicolor con 11.9% (Anexo 2). Los promedios de abundancias se analizaron mediante un ANOVA (al presentar normalidad y homogeneidad) se evidencio que la abundancia promedio en cada uno de los sitios de muestreo en las condiciones estudiadas no difirió significativamente. (F-ratio= 0.1677; p-value=0.9165) Por lo tanto, se acepta Ho a un nivel de significancia de $\alpha=0.05$.

La condición R12 fue donde se presentó la mayor abundancia de todas las especies, mientras que R5 registró las menores (Figura 22).

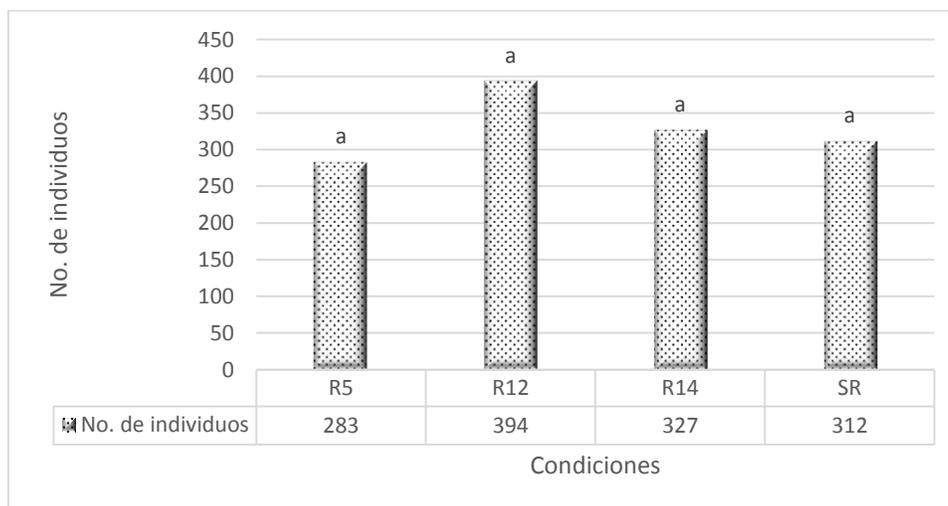


Figura 22. Abundancias de especies vegetales en el sotobosque registradas en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo. Letras iguales indican que no existen diferencias significativas ($\alpha=0.05$).

6.3.2.2. Distribución de abundancias

En cuanto a la distribución de abundancias de las especies en el sotobosque, en R5 se ajustó mejor al modelo normal logarítmico ($\chi^2=2.778 < \chi^2=9.488$; $g=4$), en R12 al modelo logarítmico ($\chi^2=6.101 < \chi^2=11.070$; $g=5$), y tanto R14 ($\chi^2=19.2018 < \chi^2=28.869$; $g=18$) y SR ($\chi^2=13.9827 < \chi^2=35.172$; $g=23$), al modelo geométrico. En todos los casos, el valor de tablas para χ^2 fue mayor al calculado por el modelo, indicando que no existen diferencias significativas entre las distribuciones de la abundancia observada y esperada ($\alpha=0.05$) (Figura 23 y 24).

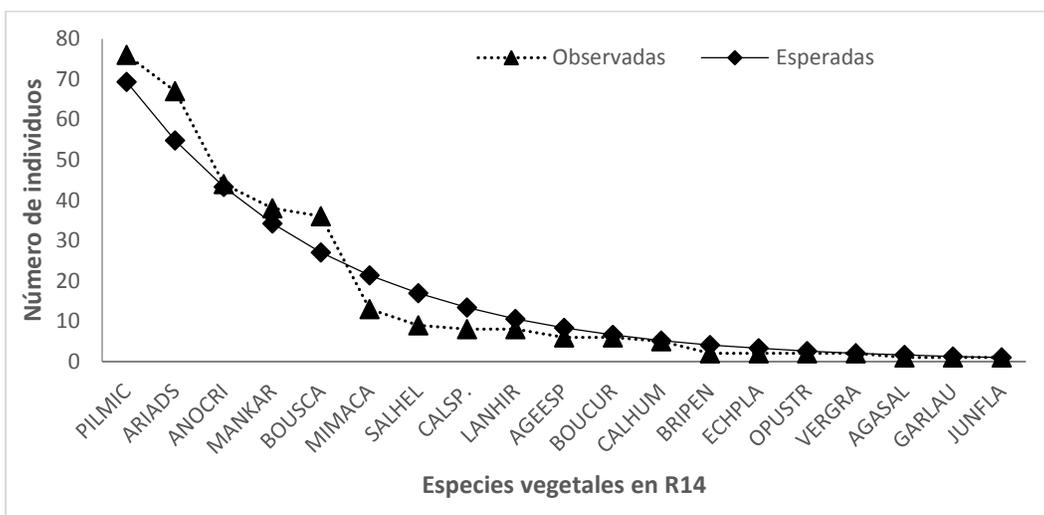
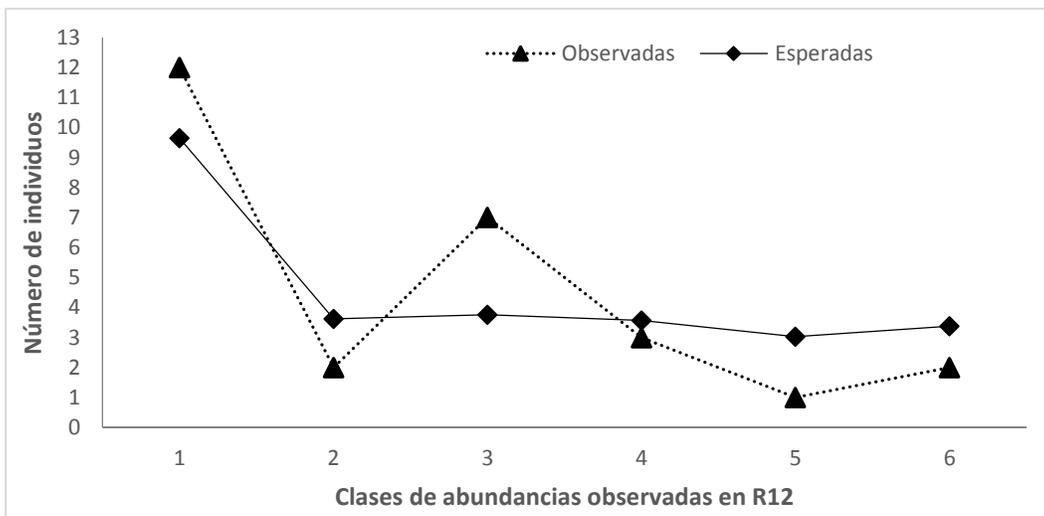
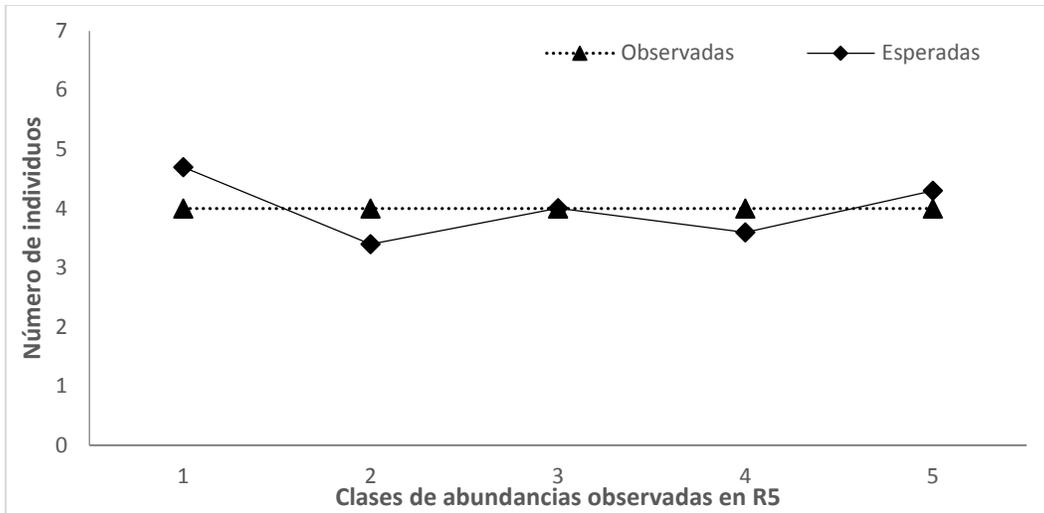


Figura 23. Abundancias de especies del sotobosque observadas vs esperadas para tres condiciones (R5=normal logarítmico, R12=logarítmico y R14= geométrico) en El Porvenir, Hidalgo

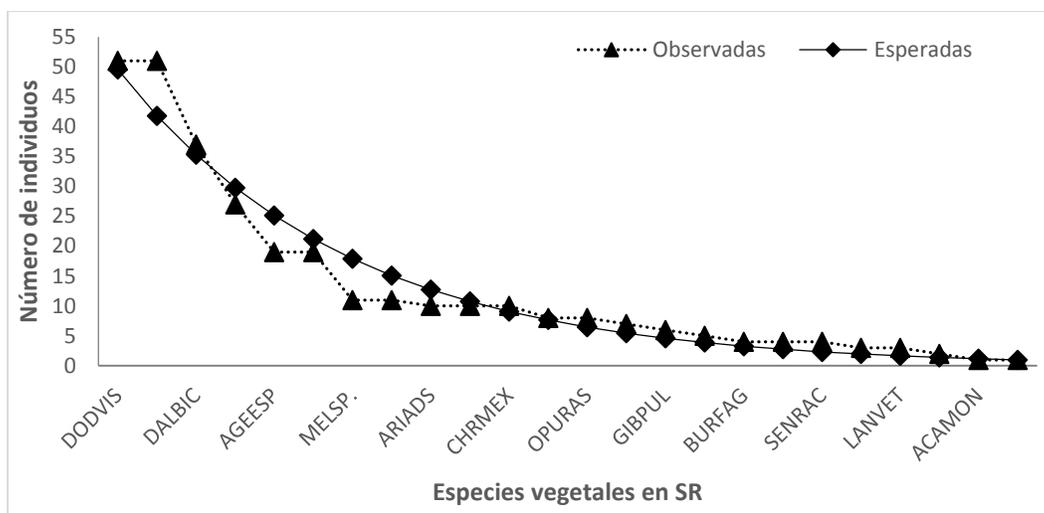


Figura 24. Abundancias de especies del sotobosque observadas vs esperadas en SR mediante el modelo geométrico, en El Porvenir, Hidalgo.

6.3.3. Diversidad del sotobosque

La mayor diversidad de especies estimada por el índice de Shannon (H') se presentó en el sitio de referencia, mientras que la menor se obtuvo en las reforestaciones de 12 y 14 años (Cuadro 5), estos valores indican una diversidad media, de acuerdo a Magurran (1989), el cual enuncia que para el Índice de Shannon (H'), los valores inferiores a 1.5 se consideran como diversidad baja, los valores entre 1.6 a 3.4 como diversidad media y el índice ≥ 3.5 como diversidad alta. La prueba de Kruskal-Wallis evidenció diferencias significativas de diversidad entre los sitios de muestreo (F-ratio= 8.3610; p-value=0.0391) Por lo tanto, se rechaza H_0 a un nivel de significancia de $\alpha=0.05$.

Cuadro 5. Valores obtenidos de Índice de Shannon (H') para la diversidad del sotobosque estimado para cada una de las cuatro condiciones en El Porvenir, Hidalgo.

Condición	Índice de Shannon (H')
R5	1.98 ^{ab}
R12	1.87 ^a
R14	1.87 ^a
SR	2.45 ^b

Nota: Letras distintas indican diferencias significativas ($\alpha=0.05$).

6.3.4. Diversidad beta

De acuerdo con el índice de similitud de Jaccard (presencia-ausencia de especies), la mayor similitud se encontró entre R14 y R5; ambas condiciones suman 28 especies y comparten 11 entre sí. La combinación R14 y SR obtuvo el menor número de especies compartidas, 8 de 35 especies. La comparación de pares entre condiciones se presenta en el Cuadro 6 y Figura 25.

Cuadro 6. Coeficientes de similitud de Jaccard para las especies vegetales en el sotobosque por condición estudiada en El Porvenir, Hidalgo.

Condición	R5	R12	R14	SR
R5	1	-----	-----	-----
R12	0.34286	1	-----	-----
R14	0.39286*	0.31429	1	-----
SR	0.33333	0.37838	0.22857**	1

* Mayor similitud, ** Menor similitud.

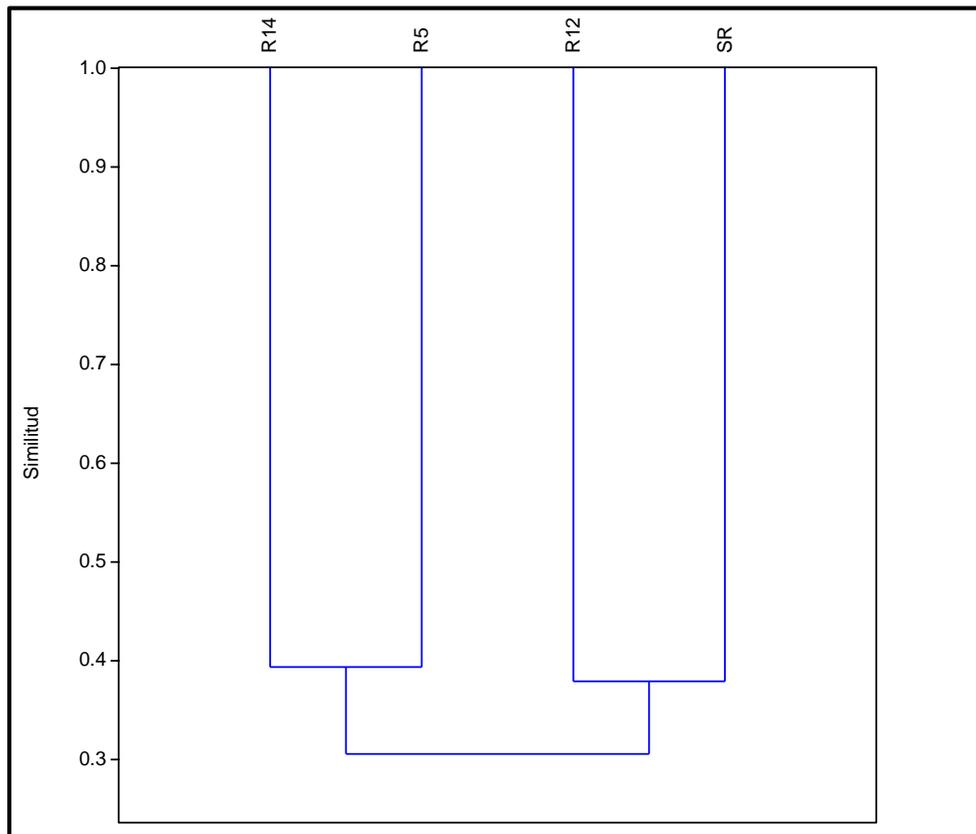


Figura 25. Similitud de la composición de especies vegetales del sotobosque entre condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

6.3.6. Variables que determinan la abundancia de especies del sotobosque

6.3.6.1. Variables determinantes en las reforestaciones

El análisis de regresión *Poisson* para las condiciones de reforestación R5, R12 y R14, obtuvo un valor de AIC= 1,748 el cual determinó el mejor ajuste del modelo. Con ello, se identificó que 12 variables del hábitat (X) tienen un grado de asociación significativo con la abundancia de especies vegetales del sotobosque (Y) (Cuadro 7).

Cuadro 7. Resultados del ARP para las abundancias de especies del sotobosque (Y) con las variables del hábitat (X) en R5, R12 y R14.

Coefficientes	Estimador	Error Estándar	Valor de Z	Pr(> z)	Significancia*
(Intercept)	6.807738	0.932593	7.3	2.88 ⁻¹³	***
Altura de árbol	0.690171	0.149379	4.62	3.83 ⁻⁰⁶	***
Cobertura de copa	-0.229658	0.032006	-7.175	7.21 ⁻¹³	***
Apertura del dosel	-0.204494	0.030146	-6.784	1.17 ⁻¹¹	***
Diámetro normal	0.971952	0.149641	6.495	8.29 ⁻¹¹	***
Densidad arbórea	-1.292474	0.254412	-5.08	3.77 ⁻⁰⁷	***
% de pendiente	-0.063883	0.011553	-5.53	3.21 ⁻⁰⁸	***
% de agua	-0.468605	0.087874	-5.333	9.68 ⁻⁰⁸	***
% de árboles	-0.038342	0.009514	-4.03	5.58 ⁻⁰⁵	***
% de arbustos	-0.028874	0.008038	-3.592	3.28 ⁻⁰⁴	***
% de herbáceas	-0.034992	0.010942	-3.198	1.38 ⁻⁰³	***
% de hojarasca	0.052746	0.012649	4.17	3.05 ⁻⁰⁵	***
% de ramas secas	-0.519603	0.067257	-7.726	1.11 ⁻¹⁴	***
*Códigos de significancia	0.001	***	0.01	**	0.05
					*

6.3.6.2. Variables determinantes en el sitio de referencia (SR)

El análisis de regresión *Poisson* para SR, mostró un valor de AIC= 466, el cual determinó el mejor ajuste del modelo. Los resultados obtenidos mediante el Modelo Lineal Generalizado (GML) se presenta en el Cuadro 8, estos resultados muestran que únicamente la variable “cobertura de copa” tiene un alto grado de asociación significativa con la abundancia de especies vegetales en el sotobosque para esta condición.

Cuadro 8. Resultados del ARP para las abundancias de especies del sotobosque (Y) con las variables del hábitat (X) en SR.

Coeficientes	Estimador	Error Estándar	Valor de Z	Pr(> z)	Significancia*
(Intercept)	2.65049	0.20391	12.999	$< 2^{-16}$	***
Cobertura de copa	-0.06404	0.01399	-4.579	4.67^{-06}	***
*Códigos de significancia	0.001	***	0.01	**	0.05

6.4. Diversidad de las comunidades de aves

6.4.1. Riqueza de aves

En el área de estudio, incluyendo las cuatro condiciones y los dos métodos de monitoreo empleados, se registraron 39 especies de aves (Anexo 3). Estas especies pertenecen a seis órdenes (Figura 26), 21 familias y 32 géneros. Donde el orden Passeriforme fue el más representativo con 33 especies.

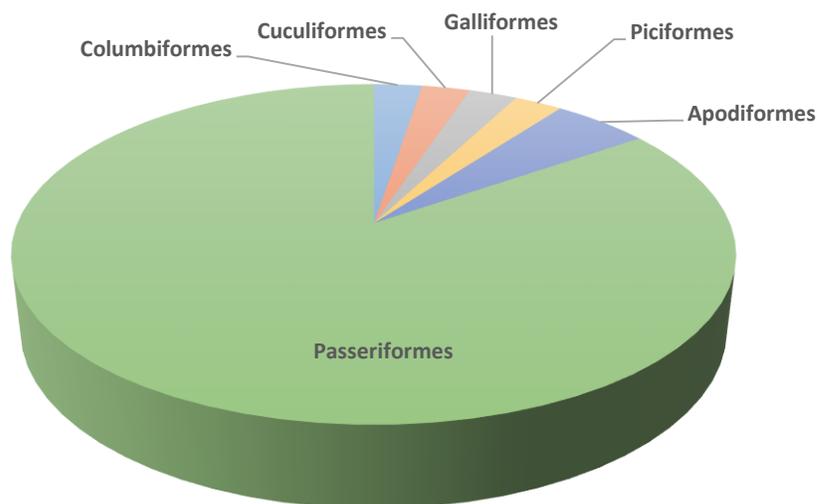


Figura 26. Órdenes de aves encontrados en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

Las familias mejor representadas fueron (Anexo 3): Emberizidae con cinco especies; Parulidae y Tyrannidae con cuatro cada una de ellas; Cardinalidae, Corvidae, Fringillidae, Icteridae, Thraupidae, Trochilidae, Troglodytidae y Turdidae con dos cada una; y las familias restantes representadas por una sola especie (Figura 27).

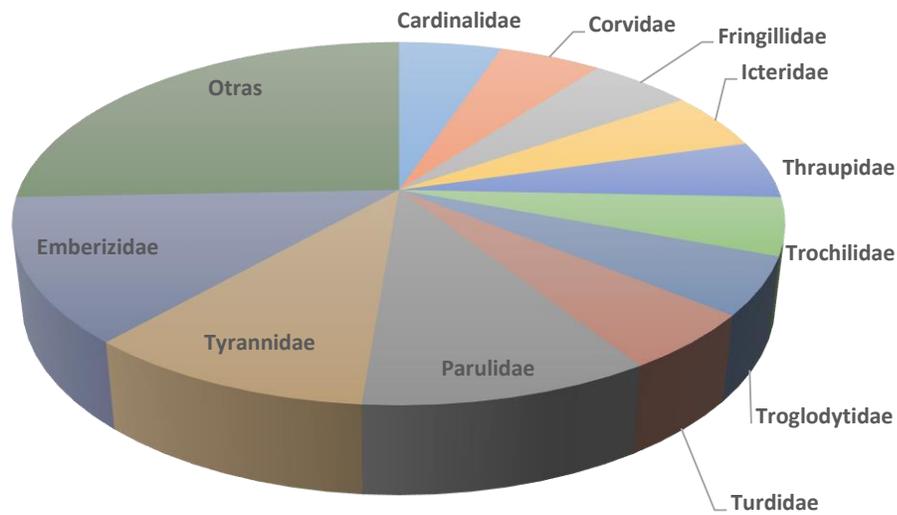


Figura 27. Familias de aves encontradas en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

El número de especies de aves registradas en R5 fue de 20, 23 en R12, 25 en R14 y la mayor riqueza con 34 especies, se presentó en SR (Figura 28). La prueba de Kruskal-Wallis evidenció que la riqueza promedio de especies de aves difirió significativamente entre las condiciones estudiadas (F-ratio = 13.9504; p-value=0.0030). Por lo tanto, se rechaza H_0 a un nivel de significancia de $\alpha=0.05$.

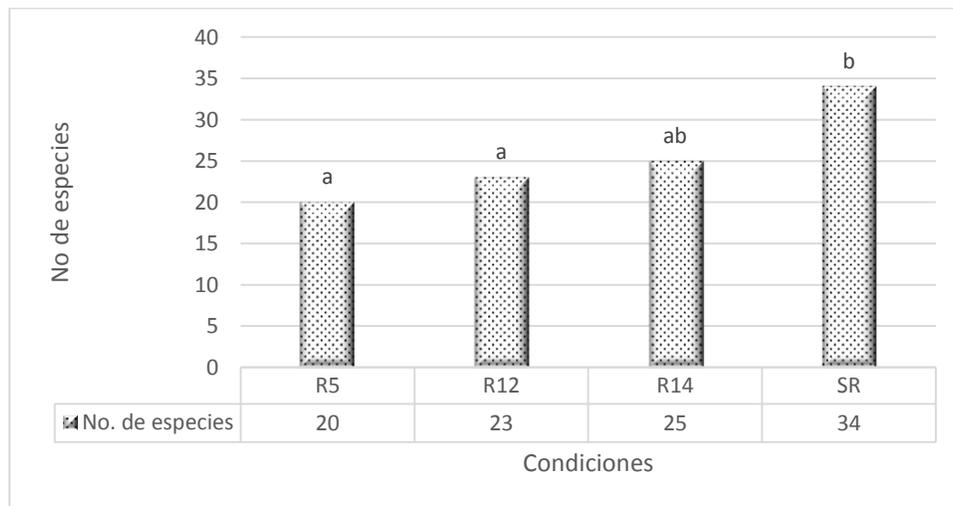


Figura 28. Número de especies de aves registradas en cada una de las condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo. Letras distintas indican diferencias significativas ($\alpha=0.05$).

Considerando las especies de aves registradas en las reforestaciones y en el sitio de referencia, a 11 especies que corresponden al 28.2%, se les encuentra en las cuatro condiciones; 10 (25.6%) de ellas se distribuyen en tres condiciones; 10 más se registran solo en dos condiciones y otras ocho son exclusivas de alguna de las condiciones, es decir, un 20.5% de las especies. Algunas especies como: *Lanius ludovicianus* se encuentran exclusivamente en R5, *Geococcyx californianus* y *Dendroica townsendi* únicamente en R14, otras especies como: *Eremophila alpestris*, *Piranga rubra*, *Dendroica occidentalis*, *Toxostoma curvirostre* y *Tyrannus verticalis* se restringen al sitio de referencia, y *Aimophila ruficeps*, *Carduelis psaltria*, *Carpodacus mexicanus*, *Icterus parisorum*, *Picoides scalaris*, *Piranga flava*, *Regulus calendula*, *Dendroica coronata*, *Spizella atrogularis*, *Empidonax* spp. y *Thryomanes bewickii*, fueron encontradas en todas las condiciones.

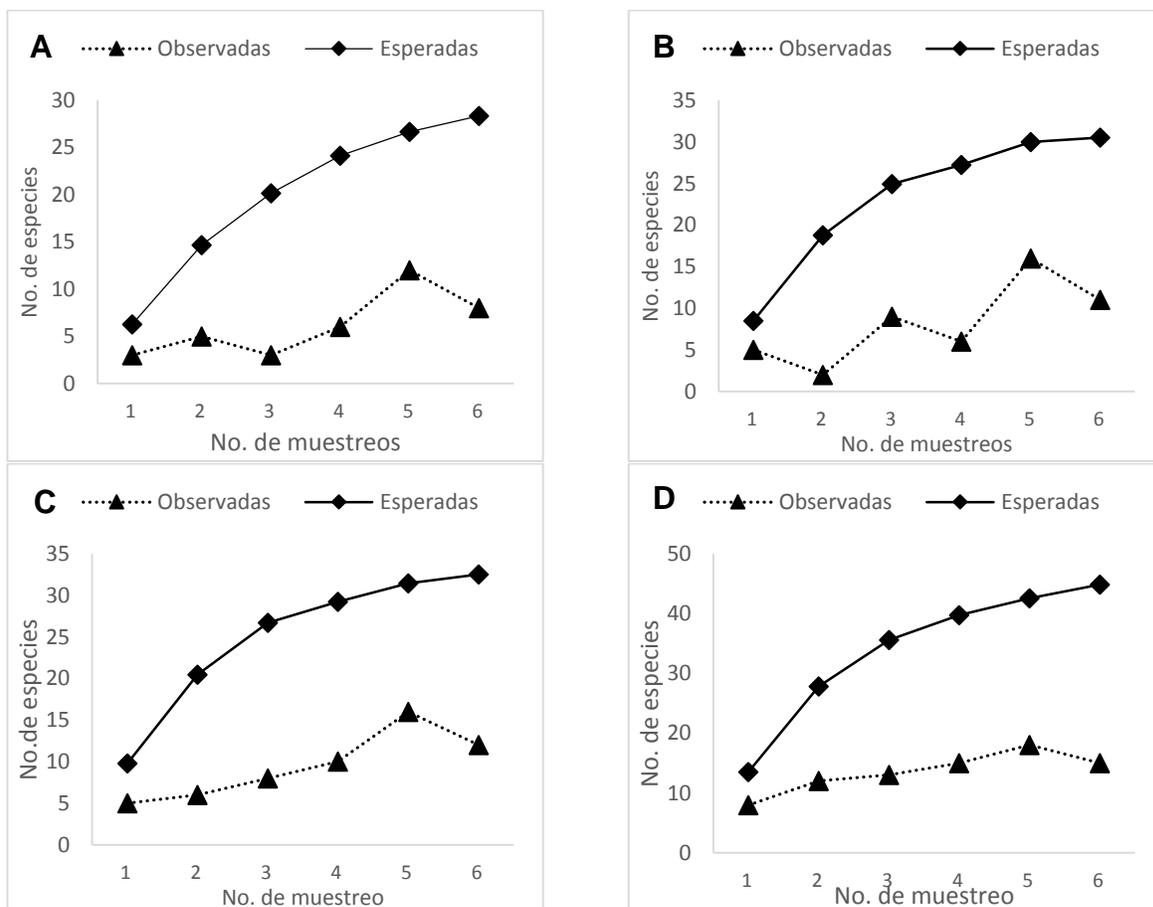


Figura 29. Curva de acumulación de especies de aves observadas y estimadas (índice de Jackknife) por condición estudiada (A=R5, B=R12, C=R14 y D=SR) en El Porvenir, Hidalgo.

El estimador de Jackknife para la zona de estudio y utilizando ambos métodos de monitoreo, mostró 47 especies esperadas, por lo que con el esfuerzo de muestreo realizado se encontró el 82 % de las especies potenciales, lo que infiere una buena representatividad del total muestreado. El esfuerzo de muestreo para cada una de las condiciones indicó que la mayor proporción de especies registradas fue en R14, mientras que la menor ocurrió en R5 (Figura 29).

6.4.2. Abundancia de aves

6.4.2.1. Índice de abundancia relativa (IAR)

El índice de abundancia relativa (IAR) para R5 indicó que *Dendroica coronata* (18.6%) y *Salpinctes obsoletus* (17.4%) fueron las especies más abundantes, para R12 las especies con mayor IAR fueron *Regulus calendula* (18.3%) y *Dendroica coronata* (18.3%). En R14 *Aphelocoma ultramarina* (19.8%) y *Spizella atrogularis* (12.5%) presentaron los valores más altos de IAR y en SR las especies con mayor IAR fueron *Aphelocoma ultramarina* (30.5%) y *Psaltiriparus minimus* (9.1%) (Anexo 4). Sin embargo, la prueba de Kruskal-Wallis identificó diferencias de las abundancias entre condiciones estudiadas (F-ratio = 11.4185; p-value=0.0097). Por lo tanto, se rechaza H_0 a un nivel de significancia de $\alpha=0.05$

La condición SR fue la que presentó las mayores abundancias de especies, mientras que R5 registró las menores (Figura 30).

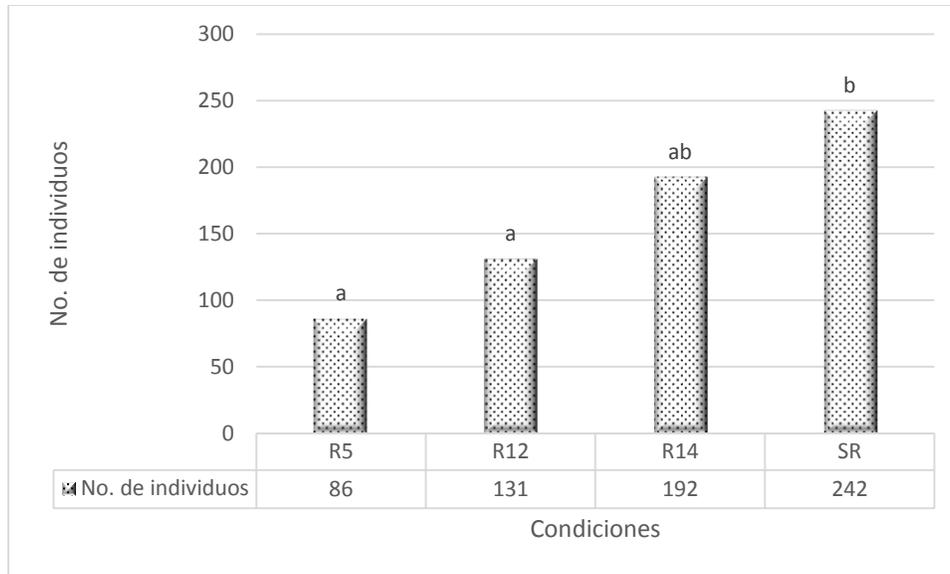


Figura 30. Abundancias de especies de aves registradas en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo. Letras distintas indican diferencias significativas ($\alpha=0.05$).

6.4.2.2. Distribución de abundancias

El modelo que más se ajustó para la distribución de abundancias en las condiciones estudiadas, fue el moldeado geométrico para R5 ($\chi^2=13.44 < \chi^2_{\text{crit}}=30.114$; $g/1=19$) y R14 ($\chi^2=9.944 < \chi^2_{\text{crit}}=36.415$; $g/1=24$), para R12 ($\chi^2=0.431 < \chi^2_{\text{crit}}=7.815$; $g/1=3$) el logarítmico y para SR ($\chi^2=1.254 < \chi^2_{\text{crit}}=9.488$; $g/1=4$) el normal logarítmico. En todos los casos, el valor de tablas obtenido para χ^2 fue mayor al calculado por el modelo, lo que determina que no existen diferencias significativas entre las distribuciones de la abundancia observada y esperada a un nivel de significancia de $\alpha=0.05$ (Figura 31 y 32).

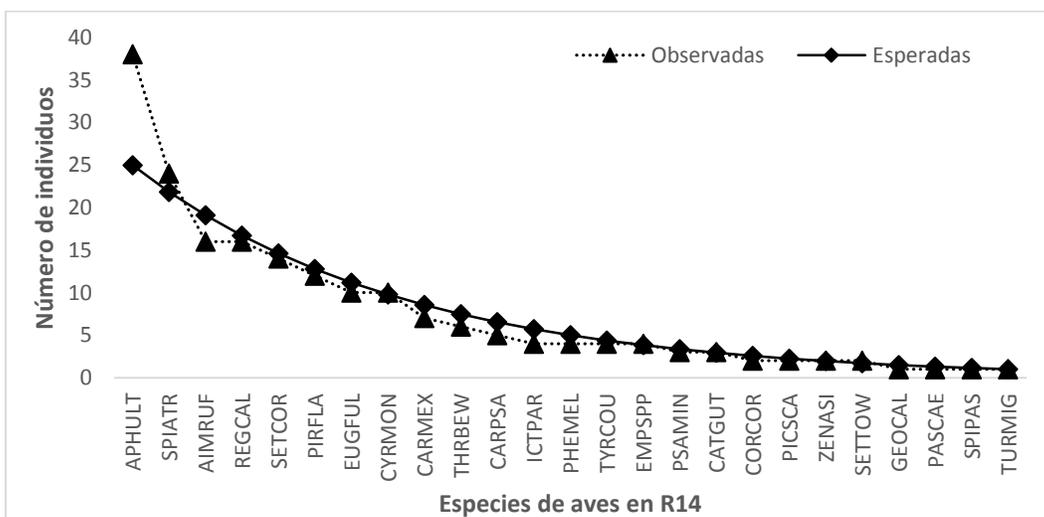
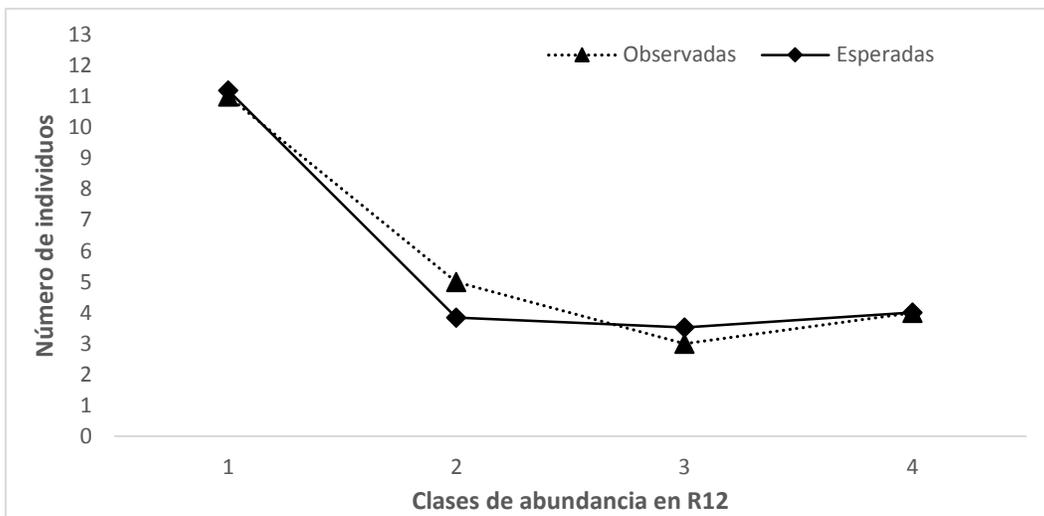
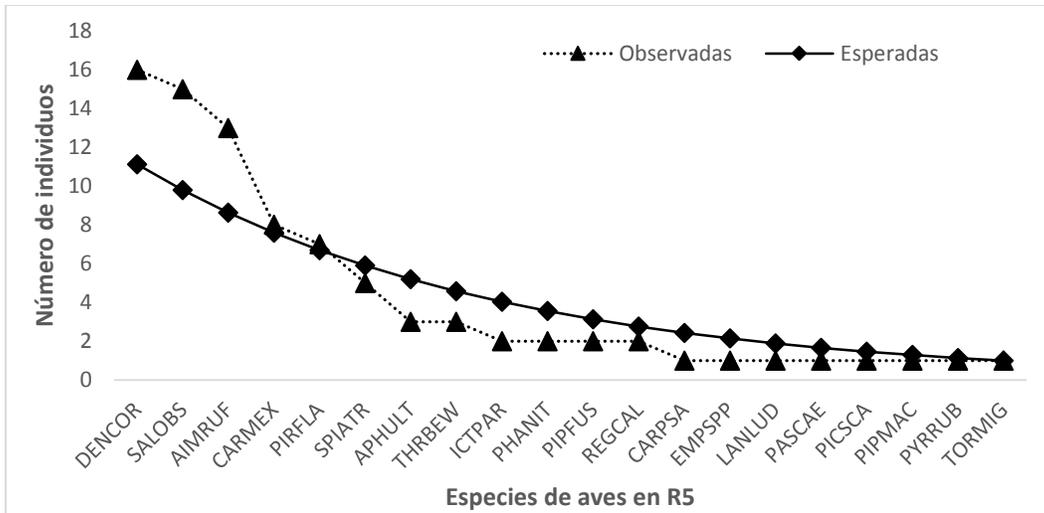


Figura 31. Abundancias de especies de aves observadas vs esperadas para tres condiciones (R5 y R14= geométrico y R12=logarítmico) en El Porvenir, Hidalgo.

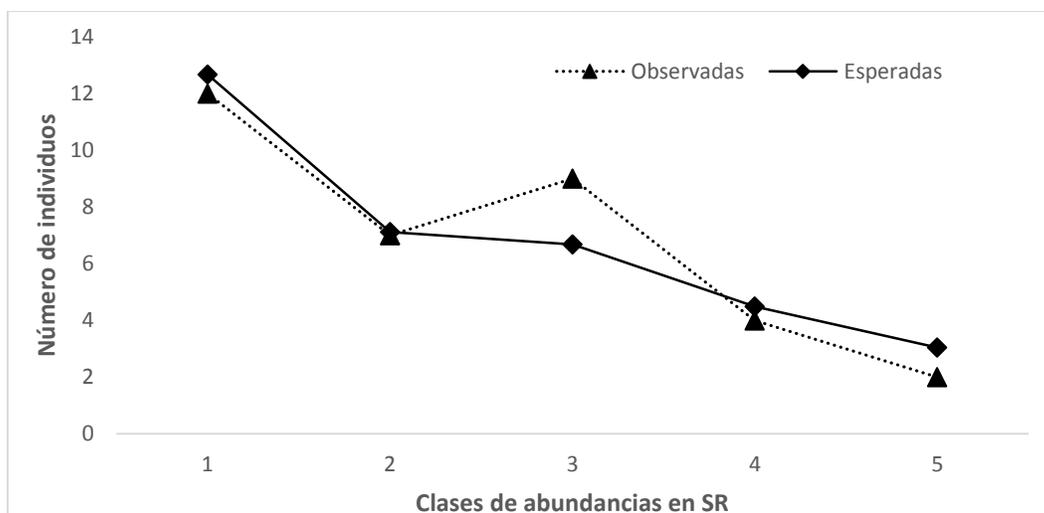


Figura 32. Abundancias de especies de aves observadas vs esperadas en SR mediante el modelo normal logarítmico, en El Porvenir, Hidalgo.

6.4.3. Diversidad de aves

La diversidad de especies de aves aumentó con la edad de las reforestaciones, aunque se observa poca variabilidad entre las mismas. SR presentó el mayor valor de diversidad (H') y R5 el menor (Cuadro 9). Los valores del índice de Shannon (entre $H'= 1.6$ y $H'= 3.4$) en todas las condiciones se consideran como una diversidad media (Magurran, 1989). Los promedios de diversidad se analizaron mediante un ANOVA (al presentar normalidad y homogeneidad) con lo que se evidenció que la diversidad en cada uno de los sitios de muestreo en las condiciones estudiadas no difirió significativamente. (F-ratio= 2.9892; p-value=0.0644) Por lo tanto, se acepta H_0 a un nivel de significancia de $\alpha=0.05$.

Cuadro 9. Valores obtenidos de Índice de Shannon (H') para la diversidad de aves estimado para cada una de las cuatro condiciones en El Porvenir, Hidalgo.

Condición	Índice de Shannon (H')
R5	2.33 ^a
R12	2.39 ^a
R14	2.57 ^a
SR	2.67 ^a

Nota: Letras distintas indican diferencias significativas ($\alpha=0.05$).

6.4.4. Diversidad beta

El índice de similitud de Jaccard para la presencia-ausencia de especies de aves en las cuatro condiciones bajo estudio, indicó que la mayor similitud se presentó en R14 y SR; estas dos condiciones suman 37 especies de las cuales comparten 22 de ellas. La combinación de R5 y R12 obtuvo el menor número de especies compartidas, 14 de 29 especies. Los resultados por comparación de pares entre condiciones se presentan en el Cuadro 10 y Figura 33.

Cuadro 10. Coeficientes de similitud de Jaccard para la presencia-ausencia de aves para las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

Condición	R5	R12	R14	SR
R5	1	-----	-----	-----
R12	0.48276**	1	-----	-----
R14	0.45161	0.54839	1	-----
SR	0.5	0.58333	0.59459*	1

* Mayor similitud, ** Menor similitud.

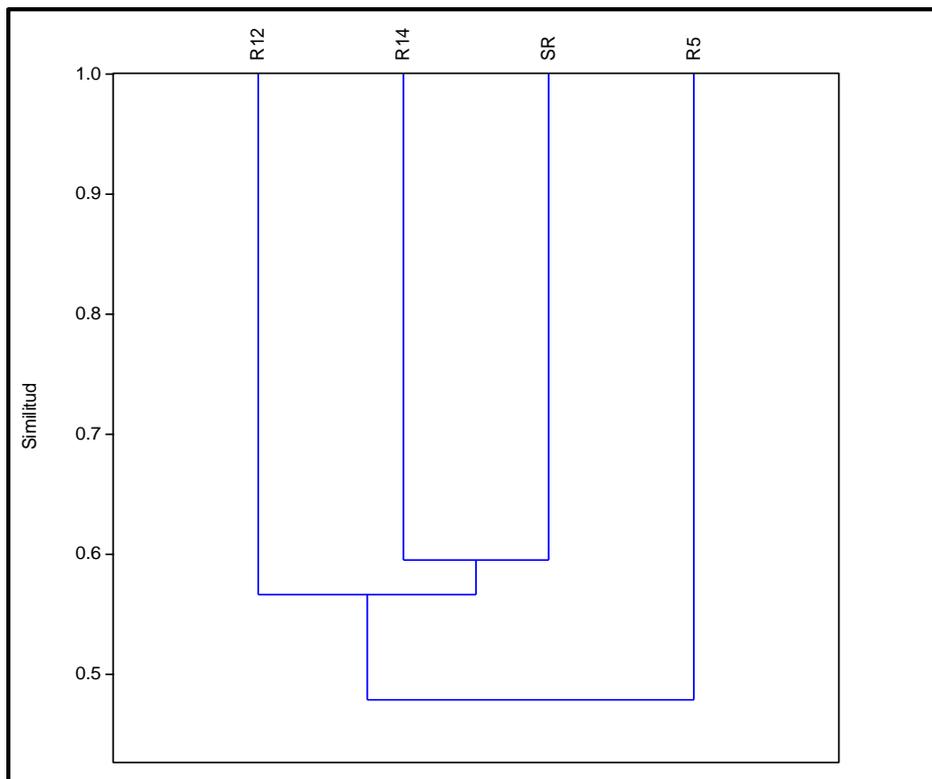


Figura 33. Similitud de la composición de especies de aves entre condiciones en El Porvenir, Hidalgo.

6.4.6. Variables que determinan la abundancia de aves

6.4.6.1. Variables determinantes en las reforestaciones

Los resultados del análisis de regresión *Poisson* para R5, R12 y R14, muestran un valor de AIC= 659 el cual determinó el mejor ajuste del modelo, evidenciando que 3 variables del hábitat (X) tienen un grado de asociación significativo con la abundancia de especies de aves (Y) (Cuadro 11).

Cuadro 11. Resultados del ARP para las abundancias de especies de aves (Y) con las variables del hábitat y especies del sotobosque (X) en R5, R12 y R14.

Coeficientes	Estimador	Error Estándar	Valor de Z	Pr(> z)	Significancia*
(Intercept)	0.387440	0.151949	2.550	0.0108	**
Apertura del dosel	-0.006816	0.002850	-2.392	0.0168	**
% de Pendiente	0.018626	0.003458	5.386	7.21 ⁻⁰⁸	***
% de agua	-0.157981	0.071274	-2.217	0.0267	**
*Códigos de significancia		0.001 ***	0.01 **		0.05 *

6.4.6.2. Variables determinantes en el sitio de referencia

Los resultados del análisis de regresión *Poisson* obtenido para SR, muestran un valor de AIC= 465.53 el cual determinó el mejor ajuste del modelo. El Modelo Lineal Generalizado mostró que únicamente la “altura de árbol” y “apertura del dosel” tienen un grado de significancia con la abundancia de aves presentes para esta condición (Cuadro 12).

Cuadro 12. Resultados del ARP para las abundancias de especies de aves (Y) con las variables del hábitat y especies del sotobosque (X) en SR.

Coeficientes	Estimador	Error Estándar	Valor de Z	Pr(> z)	Significancia*
(Intercept)	1.330746	0.430901	3.088	0.00201	***
Altura de árbol	-0.247716	0.139518	-1.776	0.07581	*
Apertura del dosel	0.017545	0.008288	2.117	0.03427	**
*Códigos de significancia		0.001 ***	0.01 **		0.05 *

6.5. Diversidad de las comunidades de mamíferos

6.5.1 Riqueza de mamíferos

Considerando los métodos de monitoreo empleados, se registraron 11 especies de mamíferos en las cuatro condiciones estudiadas (Anexo 5). Las 11 especies pertenecen a cuatro órdenes, siete familias y nueve géneros. Los órdenes más representativos son: Carnivora y Rodentia, con cuatro especies cada uno; dos especies del orden Lagomorpha y el orden Didelphimorphia, representado por una especie (Figura 34).

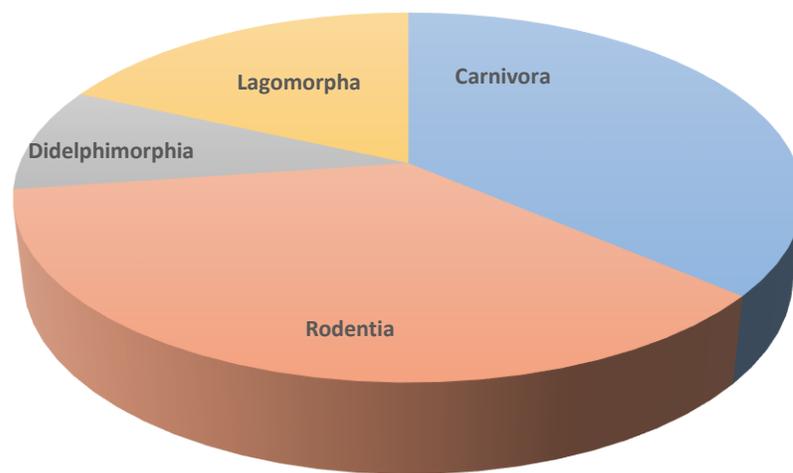


Figura 34. Órdenes de mamíferos encontrados en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

Las familias mejor representadas son (Anexo 5): Cricetidae que presenta tres especies, Leporidae y Canidae con dos especies cada una y Procyonidae, Didelphidae, Heteromyidae y Mephitidae representadas únicamente por una especie (Figura 35).

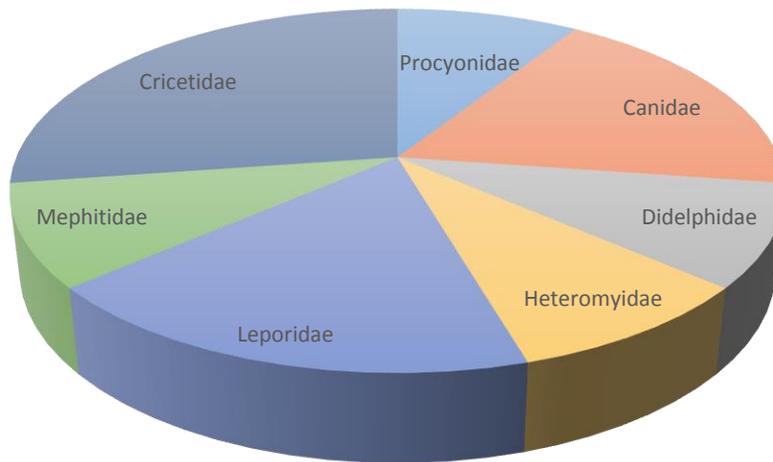


Figura 35. Familias de mamíferos encontradas en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

La riqueza de especies de mamíferos fue muy similar entre las condiciones estudiadas (Figura 36). El análisis de Kruskal-Wallis evidenció que la riqueza promedio no difirió significativamente entre las condiciones estudiadas (F-ratio = 1.9363; p-value=0.5857). Por lo tanto, se acepta H_0 a un nivel de significancia de $\alpha=0.05$

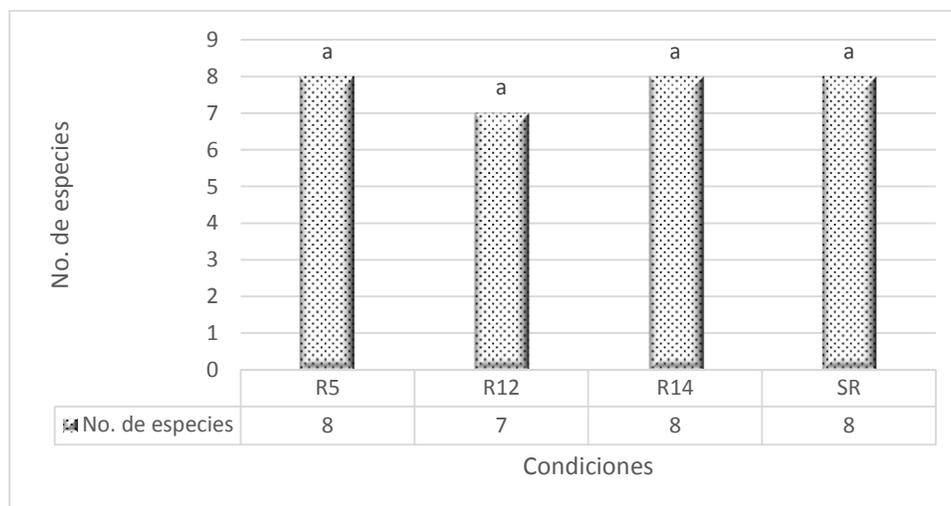


Figura 36. Número de especies de mamíferos registradas en cada una de las condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo. Letras iguales indican que no existen diferencias significativas ($\alpha=0.05$).

El 36.4% de las especies de mamíferos se registró en las cuatro condiciones estudiadas. Un mismo porcentaje fue exclusivo de tres condiciones y el 27.3% de alguna condición. Las especies *Heteromys irroratus* y *Peromyscus levipes* se encontraron solo en R5, *Didelphis virginiana* únicamente en R12, mientras que *Bassariscus astutus*, *Peromyscus gratus*, *Sylvilagus floridanus* y *Urocyon cinereoargenteus*, fueron encontradas en todas las condiciones.

El estimador de Jackknife, utilizando los métodos de monitoreo empleados calculó para el área de estudio, 13 especies esperadas y con el esfuerzo de muestreo realizado, se encontró el 84.6% de las especies potenciales, un porcentaje de muestreo representativo del área de estudio. El menor esfuerzo de muestreo se presentó en R5 (Figura 37).

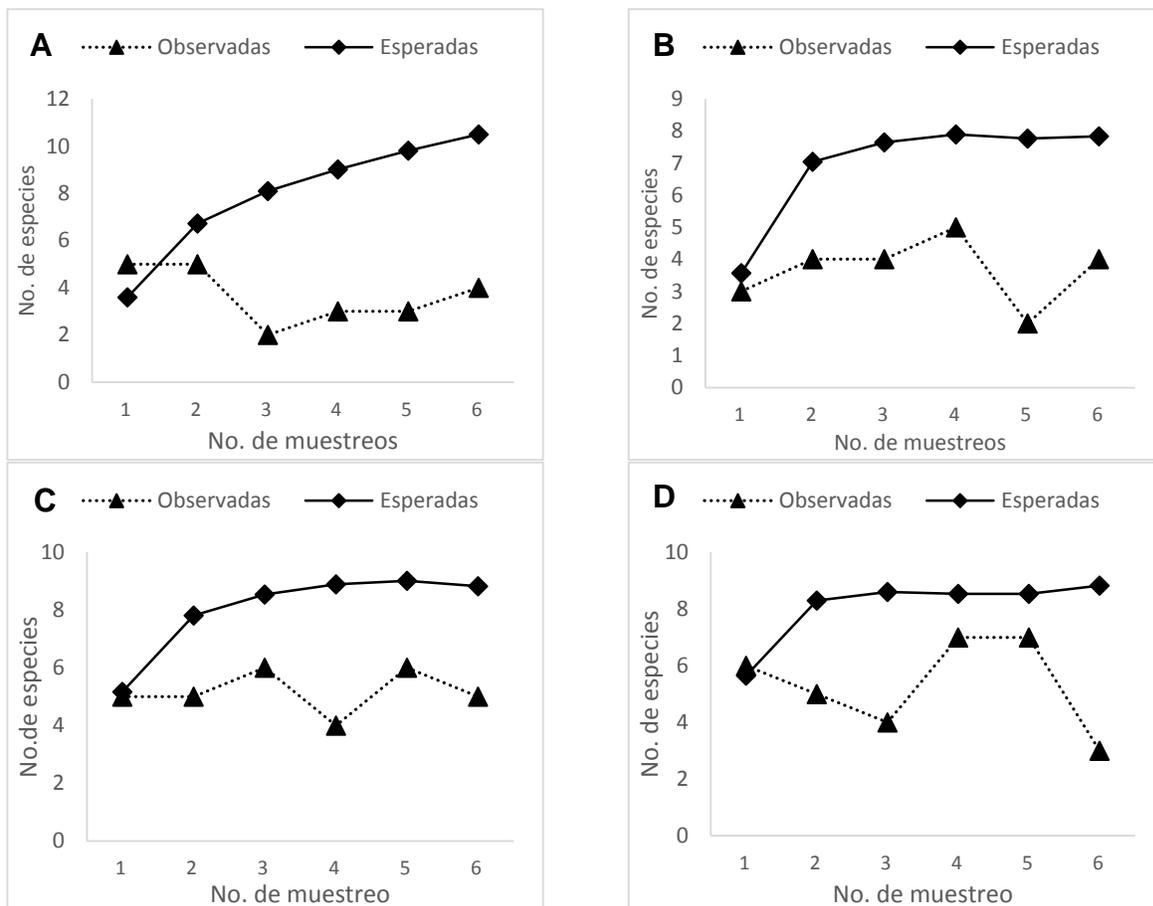


Figura 37. Curva de acumulación de especies de mamíferos observados y estimados (índice de Jackknife) por condición (A=R5, B=R12, C=R14 y D=SR) en El Porvenir, Hidalgo.

6.5.2. Abundancia de mamíferos

6.5.2.1. Índice de abundancia relativa (IAR)

En R5 *Sylvilagus floridanus* (56.9%) y *Urocyon cinereoargenteus* (20.7%) fueron las especies con mayor IAR. Para R12 lo fueron *Lepus californicus* (44.0%) y *Sylvilagus floridanus* (25.0%), mientras que para R14 *Lepus californicus* (73.9%) y *Sylvilagus floridanus* (11.4%). En SR las especies con mayor IAR fueron *Bassariscus astutus* (29.5%) y *Sylvilagus floridanus* (26.5%) (Anexo 6). La prueba de Kruskal-Wallis identificó diferencias significativas respecto a la abundancia de mamíferos en las condiciones estudiadas (F-ratio= 14.1024; p-value=0.0028). Por lo tanto, se rechaza H_0 a un nivel de significancia de $\alpha=0.05$. La condición R14 fue en donde se presentó las mayores abundancias de todas las especies, mientras que R5 registró las menores (Figura 38).

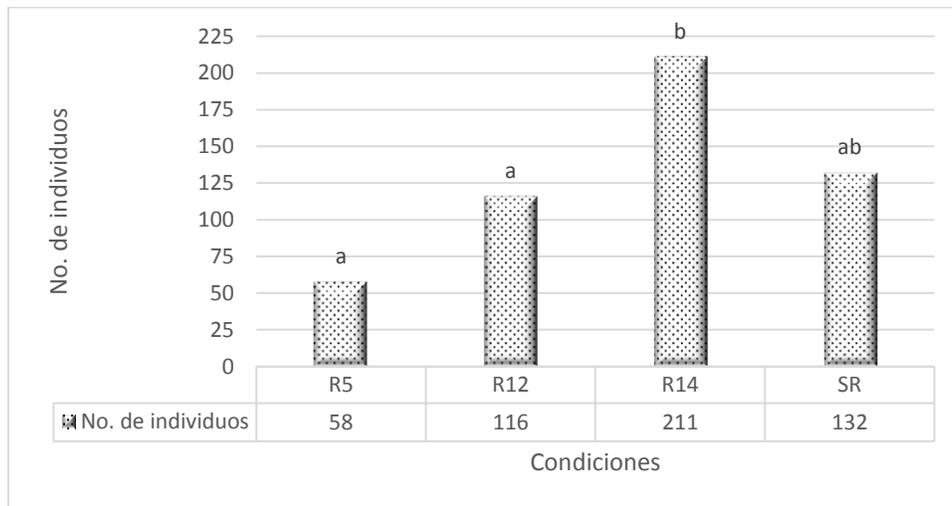


Figura 38. Abundancias de especies de mamíferos registradas en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo. Letras distintas indican diferencias significativas ($\alpha=0.05$).

6.5.2.2. Distribución de abundancias

El modelo que mejor se ajustó a la distribución de abundancias de mamíferos para R5 ($\chi^2=11.6197 < \chi=14.067$; $g/7$) y R12 ($\chi^2=2.1143 < \chi=12.592$; $g/6$) fue el geométrico, y para R14 ($\chi^2=0.023 < \chi=3.841$; $g/1$) y SR ($\chi^2=0.00004 < \chi=3.841$; $g/1$) el modelo normal logarítmico. En todos los casos, el valor de tablas para χ^2 fue mayor al calculado por el

modelo, lo que indica que no existen diferencias significativas entre las distribuciones de la abundancia observada y esperada ($\alpha=0.05$) (Figura 39 y 40).

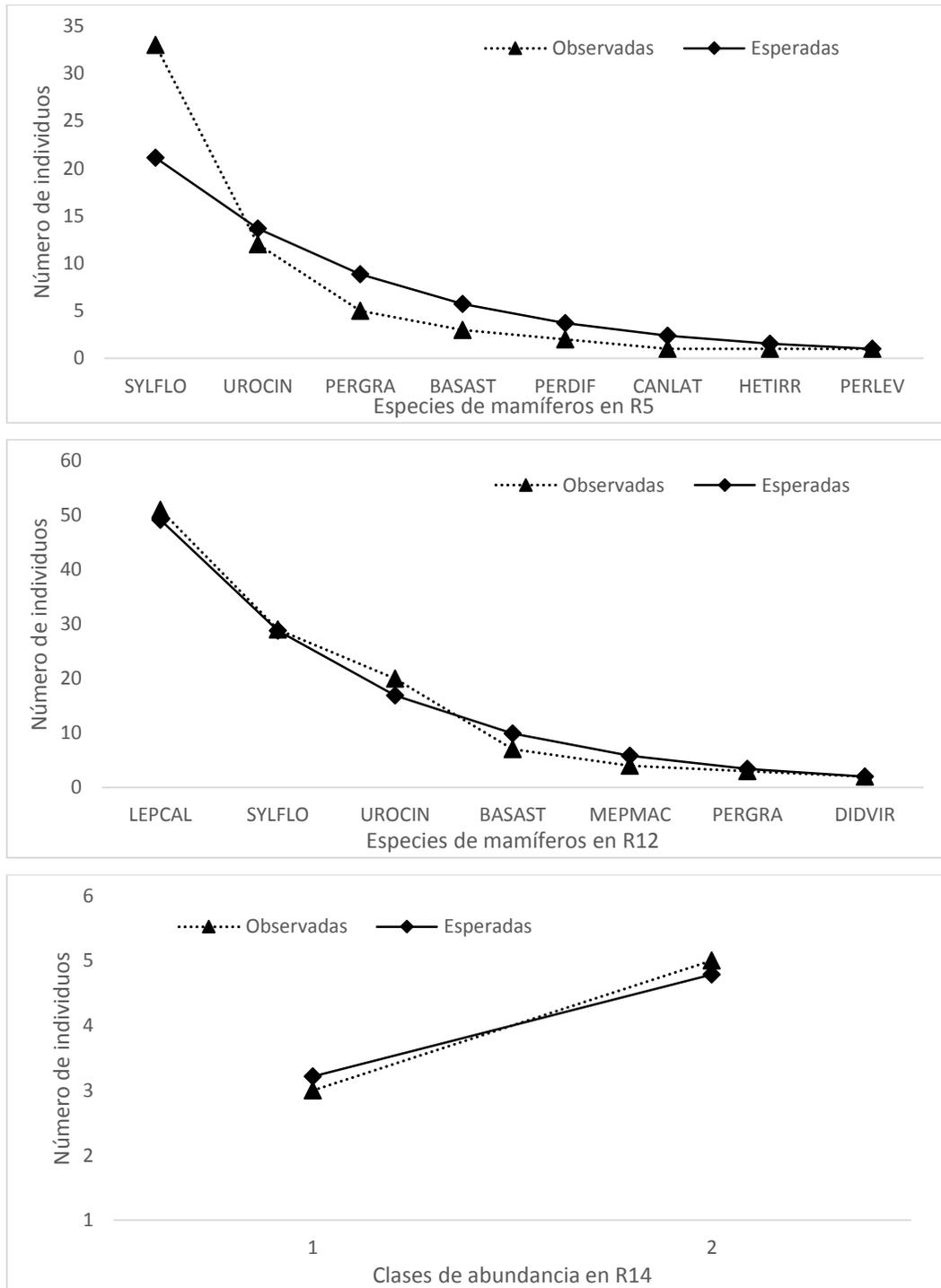


Figura 39. Abundancias de especies de mamíferos observadas vs esperadas para tres condiciones (R5 y R12 = geométrico y R14= normal logarítmico) en El Porvenir, Hidalgo.

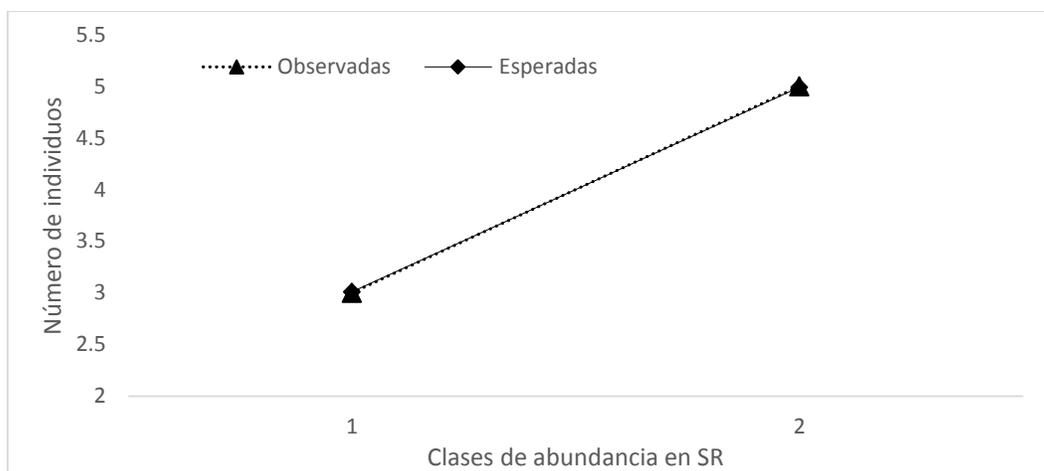


Figura 40. Abundancias de especies de mamíferos observadas vs esperadas en SR mediante el modelo normal logarítmico, en El Porvenir, Hidalgo.

6.5.3. Diversidad de mamíferos

La mayor diversidad de especies de mamíferos estimada por el índice de Shannon (H') se presentó en R12 y el valor más bajo, en R14. En general, en las reforestaciones estudiadas, la diversidad de mamíferos se observó con poca variabilidad del índice de Shannon y se considera como pobre. SR mantiene la mayor diversidad de especies entre las cuatro condiciones bajo estudio (Cuadro 13). El análisis de Kruskal-Wallis identificó diferencias significativas de la diversidad entre los sitios de muestreo estudiados (F -ratio= 15.4737; p -value=0.0015), por lo que, se rechaza H_0 a un nivel de significancia de $\alpha=0.05$.

Cuadro 13. Valores obtenidos de Índice de Shannon (H') para la diversidad de mamíferos estimado para cada una de las cuatro condiciones en El Porvenir, Hidalgo.

Condición	Índice de Shannon (H')
R5	1.28 ^{ab}
R12	1.4 ^{bc}
R14	0.94 ^a
SR	1.65 ^c

Nota: Letras distintas indican diferencias significativas ($\alpha=0.05$).

6.5.4. Diversidad beta

De acuerdo al índice de similitud de Jaccard para la presencia-ausencia de especies de mamíferos en las cuatro condiciones bajo estudio, la mayor similitud ocurrió entre R14 y SR; en cada condición se encontraron 8 especies, mismas que comparten ambas condiciones, por lo que la composición de especies en R14 y SR es idéntica. Las condiciones R5 y R12 comparten el menor número de especies, 4 de las 11 especies (Cuadro 14 y Figura 41).

Cuadro 14. Coeficientes de similitud de Jaccard para la presencia-ausencia de mamíferos para las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

Condición	R5	R12	R14	SR
R5	1	-----	-----	-----
R12	0.36364**	1	-----	-----
R14	0.6	0.66667	1	-----
SR	0.6	0.66667	1*	1

* Mayor similitud, ** Menor similitud.

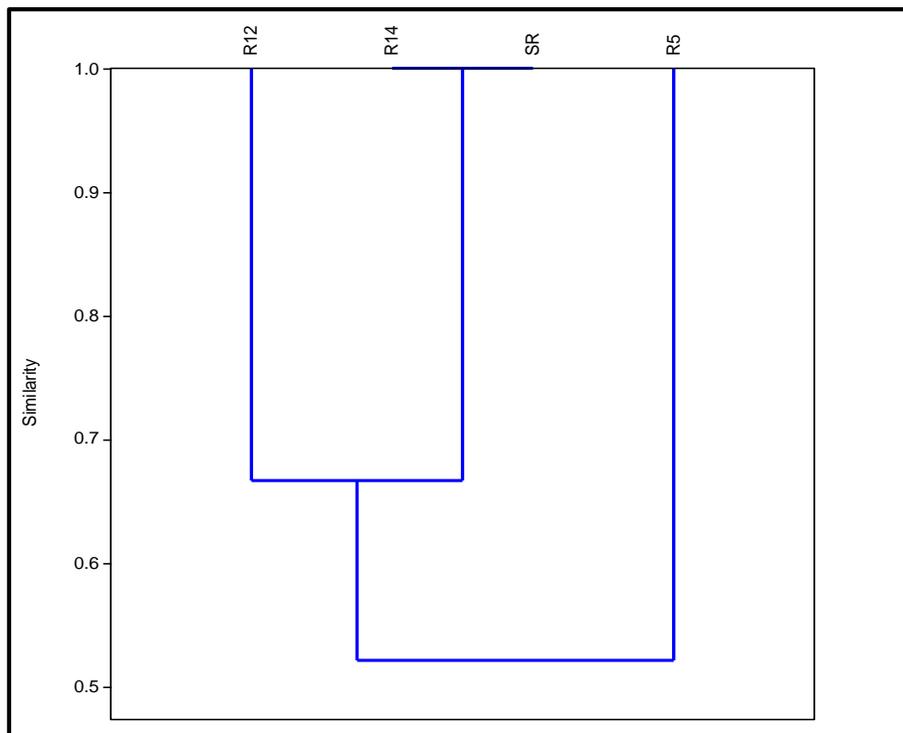


Figura 41. Similitud de la composición de especies de mamíferos entre condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

6.5.6. Variables que determinan la abundancia de mamíferos

6.5.6.1 Variables determinantes en las reforestaciones

Los resultados del análisis de regresión *Poisson* para R5, R12 y R14, muestran un valor de AIC= 698.7, el cual determinó el mejor ajuste del modelo, evidenciando que tres variables del hábitat (X) tienen un grado de asociación significativo con la abundancia de mamíferos (Y) (Cuadro 15).

Cuadro 15. Resultados del ARP para las abundancias de mamíferos (Y) con las variables del hábitat y especies del sotobosque (X) en R5, R12 y R14.

Coeficientes	Estimador	Error Estándar	Valor de Z	Pr(> z)	Significancia*
(Intercept)	0.516643	0.188438	2.742	0.00611	***
Altura de árbol	0.048966	0.023089	2.121	0.03395	**
% de agua	0.134933	0.058917	2.29	0.02201	**
% de herbáceas	0.021563	0.003716	5.803	6.53 ⁻⁰⁹	***
*Códigos de significancia	0.001	****	0.01	***	0.05

6.5.6.2. Variables determinantes en el sitio de referencia (SR)

El análisis de regresión *Poisson* para SR, mostró un valor de AIC= 151.63 el cual determinó el mejor ajuste del modelo. El modelo identificó que únicamente dos variables, “altura de árbol” y “cobertura de copa” tuvieron un grado de significancia con la abundancia de mamíferos presentes en SR (Cuadro 16).

Cuadro 16. Resultados del ARP para las abundancias de mamíferos (Y) con las variables del hábitat y especies del sotobosque (X) en SR.

Coeficientes	Estimador	Error Estándar	Valor de Z	Pr(> z)	Significancia*
(Intercept)	0.17774	0.74506	0.239	0.8114	
Altura de árbol	0.69175	0.29992	2.306	0.0211	**
Cobertura de copa	-0.09333	0.04081	-2.287	0.0222	**
*Códigos de significancia	0.001	****	0.01	***	0.05

7. DISCUSIÓN

7.1. Comunidades del sotobosque

La composición de especies arbóreas es un atributo principal de los ecosistemas forestales, la cual muchas veces se manipula por las actividades silvícolas y de restauración. Para llevar a cabo una restauración forestal es importante tener en cuenta que la estructura y composición de especies arbóreas utilizadas influyen directamente en la composición y forma de vida de las comunidades que se encuentran en el sotobosque (Giorgis *et al.*, 2005), esto principalmente por modificarse la disponibilidad de recursos. Sin embargo, estos factores también modifican el hábitat y la diversidad faunística (Lawton *et al.*, 1998). Es por ello que se espera que la restauración forestal provea en cantidad y calidad, los recursos requeridos por los animales y vegetales, obteniendo el mejor escenario natural (Holl y Aide, 2011). En el presente estudio fue posible comparar la riqueza, abundancia y diversidad de las comunidades del sotobosque, presente en reforestaciones con *P. greggii* de diferentes edades (5, 12 y 14 años). Asimismo, estas se compararon con un sitio de referencia (bosque natural remanente) con presencia de *P. cembroides* y *J. flaccida* en El Porvenir, Hidalgo.

La riqueza de especies del sotobosque no presentó diferencias significativas. Estos resultados pueden estar estrechamente relacionados con la disponibilidad de recursos (luz, agua y nutrientes del suelo) tal como lo menciona Barbier *et al.* (2008). El SR y R12 presentaron la mayor riqueza, en estas condiciones la apertura del dosel se encontró entre el 50 y 65 % respectivamente, lo que indica una entrada de luz suficiente para el desarrollo de especies menos tolerantes a la sombra en el sotobosque (Campanello *et al.*, 2011), lo que repercute en la riqueza de especies. Lo contrario puede estar sucediendo en la condición R14, la cual presentó el valor más bajo en apertura del dosel (36.4%) y la menor riqueza de especies. La menor entrada de luz ha beneficiado a las gramíneas, las cuales colonizan distintos sitios a diferentes intensidades de luz (Alonso *et al.*, 2006). Para la reforestación de 5 años, un factor limitante es la ausencia de suelo, ya que en esta condición la cobertura de suelo está compuesta por rocas en un 40%. Además la alta entrada de luz repercuten directamente en la disponibilidad de humedad

y nutrientes en los espacios restantes. Este conjunto de factores puede estar definiendo la baja riqueza de especies (Barbier *et al.*, 2008; Candan *et al.*, 2006).

La abundancia de individuos por especie entre condiciones no presentó diferencias significativas, sin embargo, la diversidad de especies estimada por índice de Shannon (H') sí fue estadísticamente diferente. Al comparar la diversidad beta se presentó un índice de similitud menor del 40% entre las condiciones, SR fue quien obtuvo los valores más bajos de similitud, y son similares a lo obtenido por Luna *et al.* (2015), quienes encontraron que un bosque sin manejo se tuvo la menor similitud comparado con bosques manejados. Estos resultados sugieren cambios en las características de la comunidad del sotobosque que pueden estar asociados a la estructura y a la presencia de *P. greggii*. Resultados similares los reportan Giogis *et al.* (2005), quienes encontraron que una reforestación con *Pinus taeda*, tenía una diversidad menor comparada con un sitio de referencia. Además la reforestación redujo la producción de la biomasa, riqueza y la regeneración con especies nativas, por la presencia de gramíneas.

Se cree que en el área donde actualmente se desarrollan las reforestaciones, estuvieron presente *P. cembroides* y *Juniperus* spp., ya que estas son las especies que dominan los remanentes de la vegetación de aspecto similar al analizado en el presente trabajo (menos de 2.5 km de las reforestaciones). Los cambios en las abundancias de las distintas formas de vida, pueden indicar cambios en las características funcionales de las plantas dominantes (Díaz y Cabido, 1997). Los resultados para las reforestaciones indican que el índice de abundancia relativa y la cobertura del suelo están dominados por gramíneas, específicamente por *Aristida adscensionis*, y es concordante con lo que indica Rzedowski (2006), que en los pinares hay una fuerte preponderancia de los elementos herbáceos sobre los leñosos por lo tanto la familia Poaceae está muy bien representada. A consecuencia de esto, es probable que esta disminución en la diversidad vegetal modifique la estructura a corto y largo plazo, lo cual tiene un efecto sobre los procesos de descomposición, ciclo de nutrientes y productividad (Lavorel y Garnier, 2002; Díaz *et al.*, 2004). Un aspecto importante a considerar en este estudio, es la dinámica de las comunidades según el régimen de precipitación en el que se realizó el

muestreo (abril de 2015), pues la disponibilidad de agua fue baja y muchas especies emergen con la temporada de lluvias.

7.2. Comunidades avifaunísticas

La riqueza de especies fue diferente entre condiciones, la mayor riqueza se registró en SR, sin embargo, ésta fue similar entre reforestaciones. Estos resultados concuerdan con los de Flores y Galindo (2004), quienes encontraron una mayor riqueza de aves en bosques naturales contrastando con las de las áreas perturbadas, aunque, es importante notar que la composición de especies entre sitios fue diferente, de las 39 especies registradas solo 11 están presentes en todas las condiciones *Aimophila ruficeps*, *Carduelis psaltria*, *Carpodacus mexicanus*, *Icterus parisorum*, *Picooides scalaris*, *Piranga flava*, *Regulus calendula*, *Dendroica coronata*, *Spizella atrogularis*, *Empidonax* spp. y *Thryomanes bewickii*. Estas especies pueden clasificarse como generalistas ya que utilizan distintos ecosistemas para cubrir sus necesidades de alimentación, refugio y/o descanso (Gil, 2010).

El índice de diversidad de Shannon (H') encontrado para la avifauna no presentó diferencias significativas entre las condiciones estudiadas, sus valores fluctuaron entre $H'=2.33$ y 2.67 . Los valores reportados en otros estudios en bosques templados son más altos entre $H'= 3.04$ y 3.22 (Almazám *et al.*, 2009; Ramírez, 2013). Sin embargo esta diversidad está muy por debajo a la encontrada en ecosistemas estructuralmente más complejos como los bosques tropicales, en los que se reportan valores de diversidad de $H'= 3.76$ a 4.37 (Rangel *et al.*, 1993; Rangel *et al.*, 2009). La baja diversidad encontrada las condiciones bajo estudio se deben a la baja riqueza y composición florística comparada con ecosistemas maduros y estructuralmente más complejos (Terborgh, 1985). Las condiciones topográficas, climáticas y la época del año, son otras características que están influyendo en la diversidad de aves, por ejemplo Ramírez (2013), encontró mayor diversidad de aves en época de secas que en lluvias. También los factores antrópicos también son determinantes en la composición y diversidad de aves en ambientes templados (Johns 1991). Por otra parte la diversidad de aves tiende

a incrementarse con la edad de rodal, aunque estadísticamente no presenten diferencias, se observan ligeros incrementos, por lo que se puede establecer que las acciones de rehabilitación forestal recuperan parte de la diversidad de especies. Al comparar la diversidad beta entre condiciones, se encontró una similitud menor al 60% donde R14 y SR son los que más especies comparten (Flores y Galindo, 2004; Ramírez, 2013).

7.3. Comunidades de mamíferos

La riqueza de mamíferos en todas las condiciones fue similar. Estos resultados pueden estar influenciados por el comportamiento de las especies registradas, las cuales tienen una alta capacidad de desplazamiento y adaptabilidad a espacios degradados o en recuperación (Rodríguez *et al.*, 2014). El esfuerzo de muestreo en este estudio, de 124 trampas/noche, permitió registrar un buen número de especies potenciales. Este esfuerzo fue similar al utilizado por Del Rio *et al.*, (2014), en un bosque de pino y un bosque tropical el cual fue de 144 trampas/noche. Sin embargo, para el registro de especies raras o evasivas se necesita incrementar el esfuerzo a 1000 trampas/noche para obtener una probabilidad de captura del 95% (Díaz y Payán, 2012). Las especies registradas más comunes fueron *Bassariscus astutus*, *Peromyscus gratus*, *Sylvilagus floridanus* y *Urocyon cinereoargenteus*, las cuales se encontraron en todas las condiciones. Dichas especies tienen una gran capacidad de adaptación, es por ello que colonizan distintos hábitats sin importar su grado de conservación (Ceballos, 1995).

La abundancia de individuos y la diversidad de especies estimada con el índice de Shannon (H') entre los rodales presentaron diferencias significativas, teniendo la mayor diversidad SR ($H'= 1.65$) y R14 ($H'= 0.92$). De acuerdo a este índice, se refleja una diversidad de mamíferos para las reforestaciones es baja y, para SR media, en todas las condiciones, se encuentran muchas especies comunes, por lo que se podría asumir que la diversidad de mamíferos en general en el área de estudio es baja comparada con los resultados obtenidos por Del Rio *et al.* (2014), quienes obtuvieron una diversidad de mamíferos medianos de $H'= 2.01$ para un bosque de pino. Sin embargo, existen factores que pueden influir en este resultado, como puede ser el grado de alteración antrópica

(Aranda *et al.*, 2012). La diversidad beta está representada en un 100% de similitud de especies entre las condiciones R14 y SR, y por más del 60% entre las demás condiciones. Esto se puede explicar dado que las condiciones se encuentran muy cercanas entre sí, como lo constataron Rodríguez *et al.* (2003), quienes encontraron una alta similitud de la diversidad beta respecto a latitudes similares para mamíferos terrestres, usando un análisis de bandas latitudinales.

7.4. Distribución de abundancias

El ajuste de datos de las comunidades ecológicas bajo estudio a alguno de los modelos de distribución de abundancias, permitió conocer la organización de la comunidad, potencialmente también debería producir información fundamental sobre el nicho de las especies (Uribe y Orrego, 2001). En cuanto a la distribución de la abundancia analizada con los modelos logarítmico, normal logarítmico y geométrico permitieron aseverar que el número de individuos por especie observada en campo, está relacionada directamente con la disponibilidad de recursos (Seoane y Bustamante, 2001).

Las comunidades de mamíferos en las condiciones R14 y SR, y la de aves para SR, presentaron una distribución normal logarítmica. Para las comunidades del sotobosque la única condición que se ajustó a este modelo fue R5. Este modelo permitió señalar que las comunidades están conformadas por pocas especies abundantes, especies más o menos abundantes y especies raras; por lo cual, no existe dominancia de alguna especie sobre la utilización de recursos, sino más bien es una subdivisión jerárquica del nicho en la cual la probabilidad de dividirlo es independiente de la disponibilidad del recurso por lo que la comunidad puede considerarse estable y en equilibrio (Moreno, 2001). Para las comunidades que se ajustaron al modelo logarítmico, Magurran (1989) señala que es la distribución más común del estrato herbáceo en plantaciones de coníferas y se consideran comunidades bajo estrés o pioneras con interacciones débiles, las cuales simplifican a los ecosistemas (Jaksic y Marone, 2007). Esto se puede definir como cuando la abundancia de una presa es baja, la de otra es alta, esta condición estabiliza las poblaciones al complementarse (McCann, 2000), de manera similar a lo que ocurre

cuando las especies llegan a un hábitat insaturado a intervalos de tiempo regulares y ocupan fracciones del restante hiperespacio del nicho como en la condición R12 para las comunidades del sotobosque y aves. Es importante notar, que un ajuste de este tipo puede resultar por efecto del muestreo o puede simplemente estar describiendo pequeñas muestras de una comunidad más grande (Hughes, 1986). Las comunidades que se ajustaron a una distribución geométrica como R14 y SR para el sotobosque, R5 y R14 para la avifauna y finalmente R5 y R12 para los mamíferos, indican comunidades inestables en las cuales, existe una alta dominancia de algunas especies sobre los recursos disponibles y es ejemplo de eventos estocásticos. Siendo el resultado de la competencia directa entre un número limitado de especies dependientes de algunos recursos comunes. Este tipo de distribución es característico de comunidades sujetas a perturbación, de ambientes adversos o de estados tempranos de recuperación (Rocha *et al.*, 2011).

En El Porvenir, las comunidades del sotobosque en R5, la comunidades de aves en SR y de mamíferos en R14 y SR, se encuentran en equilibrio, ya que los recursos disponibles se reparten de manera equitativa. En las comunidades del sotobosque y de aves en R12, la disponibilidad del recurso está en función de la llegada de las especies pioneras, por lo que se considera una etapa temprana de la sucesión ecológica (Uribe y Orrego, 2001). Para el sotobosque en R14 y SR, aves en R5 y R14 y para mamíferos en R5 y R12, se considera que estas comunidades están sujetas a perturbación constante, por actividades como la extracción de leña, pastoreo, casería y ruido, lo que influye en la presencia de especies dominantes que ocupan o utilizan la mayor parte de los recursos disponibles (Hill y Hamer, 1998). Por lo anterior, se puede decir que en El Porvenir, las condiciones con mayor edad y complejidad en su estructura arbórea pueden ser un indicador del estado de conservación en aves y mamíferos, mas no así en las especies vegetales presentes en el sotobosque, por lo que se debe investigar más para identificar las variables que puedan explicar estas distribuciones.

7.5. Efecto de la rehabilitación sobre las comunidades

Para determinar el efecto de la estructura arbórea sobre las comunidades estudiadas, se realizó un análisis de regresión en las reforestaciones y el sitio de referencia. En la abundancia de especies del sotobosque en las reforestaciones, de las 57 variables o características analizadas, se obtuvo que las que mayor peso contribuyen al mejor ajuste del modelo, fueron: altura de los árboles, cobertura de copa, % de sombreado, diámetro normal, densidad arbórea, % de pendiente, % de agua, % de árboles, % de arbustos, % de herbáceas, % de hojarasca y % de ramas. En este sentido no se puede decir que una sola variable determina su relación con las especies del sotobosque, sino que es una interacción de todas ellas. Esto puede estar determinado por la heterogeneidad de las reforestaciones como lo indican algunos autores, la distribución y abundancia de algunas especies se relaciona estrechamente con la heterogeneidad de hábitats y los distintos factores que lo componen (Rotenberry y Wiens, 1980; Nosedal, 1985). En SR la variable que tuvo una fuerte significancia fue la cobertura de copa, la cual está estrechamente relacionada con la luz que logra entrar por el dosel, tal y como lo cita Quinteros *et al.* (2010) y Harmand, *et al.* (2002), quienes encontraron que en bosques abiertos existe una relación estrecha entre la cobertura y la presencia de especies en el sotobosque.

Las variables que resultaron tener una significancia estadística sobre las abundancias de aves en R5, R12 y R14, fueron la apertura del dosel, la pendiente y la presencia de agua. La apertura del dosel tiene un efecto lineal con la cantidad de luz que entra al sotobosque, por lo tanto una mayor apertura de dosel propicia el crecimiento de especies del sotobosque (Campanello *et al.*, 2011), esto a su vez brindará una mayor disponibilidad de recursos y refugio para las aves, principalmente para aquellas con un comportamiento rastrero (Rangel *et al.*, 2009) entre las que destacan *Aimphila ruficeps*, *Dendroica coronata*, *Salpinctes obsoletus* y *Spizella passerina*, las cuales tienen una buena representatividad en las reforestaciones y que fueron observadas y/o capturadas utilizando el estrato inferior. En los sitios de muestreo que registraron pendientes entre el 15 y 35%, las frecuencias de observación de especies fueron las más bajas, esto indica que las comunidades de aves, prefieren sitios con pendientes medias. La reforestación de 12 años fue la única condición con bebederos, y tomando en cuenta que cada vez

que se realizaron las observaciones estos depósitos estuvieron llenos, se asume que las especies son atraídas a esta condición por la disponibilidad de agua. En SR las variables que tuvieron mayor significancia fueron apertura del dosel y altura de árbol, la apertura del dosel brinda mayor entrada de luz lo que repercute en el crecimiento de especies vegetales en el sotobosque (Campanello *et al.*, 2011). En esta condición se registraron especies de aves con un uso mayor del estrato vertical alto como: *Aphelocoma ultramarina*, *Icterus parisorum*, *Icterus wagleri*, *Picooides scalaris*, *Piranga flava*, *Tyrannus verticalis.*, entre otras, las cuales generalmente se observaron perchando en la copa de los árboles o en busca de alimentos en la corteza de los mismos (Altamirano González y Morales, 1998). Otros estudios indican que la estructura vertical es un componente fundamental para la presencia de ciertas comunidades de aves (Lentijo y Kattan, 2005; MacGregor, 2008; Zhang *et al.*, 2011).

En las reforestaciones, las variables predictoras de las abundancias de mamíferos con un alto valor de significancia fueron, la altura árbol, la presencia de agua y el % de cobertura de herbáceas en el suelo. En estas se destaca que las especies con mayores abundancias fueron *Lepus californicus* y *Sylvilagus floridanus*, las cuales se asocian a estratos con presencia de pastos amacollados, estas mantienen una relación directa con los pastizales, pues los pastos constituyen su alimento principal y principalmente los de la familia Poaceae (Carrillo *et al.*, 2012). Es de destacar, que todas las reforestaciones presentaron valores muy altos de cobertura de suelo con herbáceas (principalmente pastos) esto explica la alta significancia de esta variable en estas condiciones ($p\text{-value}=6.53^{-9}$). La disponibilidad de agua también es un factor importante y como se explicó para las comunidades de aves en R12, en donde se encontraron depósitos de agua artificiales, con disponibilidad de agua durante todo el periodo de muestreo, por lo que las especies pudieron ser atraídas por esta característica (Gastelum *et al.*, 2014). En SR, las variables predictoras fueron altura de árbol y cobertura de copa, éstas brindan protección y refugio principalmente a especies de porte medio como *Bassariscus astutus* y *Urocyon cinereoargenteus*, además de utilizar el estrato arbóreo como refugio. Estas especies omnívoras, ante baja disponibilidad de presas se alimentan principalmente de semillas de táscate, como se pudo corroborar en las excretas encontradas en la zona.

Esto demuestra la relevancia del porte y la altura de las especies arbóreas presentes en SR con alturas medias y fustes bifurcados (*P. cembroides*) o con muchas ramificaciones (*J. flaccida*). Lo anterior es reforzado por Gallina (1996), quien señala la relación que hay entre la estructura de la vegetación con los mamíferos medianos y recomienda la conservación del estrato arbóreo ya que proporciona, alimento y protección a muchas especies. También menciona que si se reduce la complejidad arbórea, puede existir una reducción hasta del 43% en la riqueza y diversidad ecológica.

8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En este estudio se generó información sobre el estado de riqueza, abundancia y diversidad que guardan las especies del sotobosque, aves y mamíferos, en áreas bajo rehabilitación forestal, además de la relación que tienen la estructura y composición de la vegetación por efecto de las acciones de rehabilitación. Esto representa una oportunidad para la adecuada toma de decisiones y planeación de acciones de manejo para recuperar la diversidad de especies del sotobosque, aves y mamíferos silvestres en sitios rehabilitados utilizando como estrategia las reforestaciones

El sitio de referencia presentó los mayores atributos de riqueza, abundancia y diversidad de especies, asociados a la mayor complejidad en la composición y estructura de la vegetación, lo que propicia una mayor disponibilidad de recursos para las especies generalistas y especialistas. En general, en las reforestaciones evaluadas se observó una tendencia a incrementar la riqueza y diversidad de especies conforme se incrementa la edad de la condición. Sin embargo la diversidad beta está aún muy alejada de ser similar al sitio de referencia exceptuando a las comunidades de mamíferos. Por lo tanto, aunque la diversidad alfa es similar entre las condiciones y comunidades estudiadas, las acciones de rehabilitación forestal están beneficiando a especies pioneras y generalistas, contrario a lo que ocurre en el sitio de referencia, donde se registró la mayor presencia de especies especialistas que dependen ampliamente del grado de conservación del bosque, y las más sensibles a los cambios estructurales en la vegetación.

Las variables estructurales de la vegetación arbórea como la altura de los árboles, la apertura del dosel y la cobertura de copa, son las que tienen un mayor efecto sobre la abundancia de las especies en las comunidades estudiadas. Por lo anterior, se puede concluir que la manipulación del componente arbóreo en las reforestaciones, tiene un efecto directo sobre la estructura, composición de las comunidades del sotobosque, aves y mamíferos.

Finalmente se recomienda incrementar el esfuerzo de muestreo contemplando la temporada de lluvia para identificar aquellas especies vegetales que emergen bajo esta condición y en todas las estaciones del año para detectar las especies raras o evasivas de aves y mamíferos, además de continuar con más estudios en la zona que contribuyan al entendimiento y análisis integral sobre la trayectoria que están siguiendo las reforestaciones. Esto proporcionará más elementos para evaluar y determinar el estatus en el que se encuentra un ecosistema que ha sido rehabilitado como es El Porvenir, Hidalgo.

9. LITERATURA CITADA

- Aguirre S., C. A., J. R. Valdez L., G. Ángeles P., H. de los Santos P. y A. I. Aguirre S. 2011. Mapeo del índice de área foliar y cobertura arbórea mediante fotografía hemisférica y datos Spot 5 HRG: regresión y k-nn. *Agrociencia*. 45(1): 105-119.
- Aide, T. M. and J. Cavellier. 1994. Barriers to Lowland Tropical Forest Restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology*. 2(4): 219-229.
- Aide, T. M., J. K. Zimmerman, L. Herrera, M. Rosario and M. Serrano. 1995. Forest recovery in abandoned tropical pasture in Puerto Rico. *For. Ecol. Manag.* 77: 77-86.
- Alanís R., E., J. Jiménez P., M. Pando M., O. A. Aguirre C., E. J. Treviño G. y P. C. García G. 2010. Efecto de la restauración ecológica post-incendio en la diversidad arbórea del Parque Ecológico Chipinque, México. *Madera y Bosques*. 16(4): 39-54.
- Almazán N., R. C., F. Puebla O. y A. Almazán J. 2009. Diversidad de aves en bosques de pino-encino del centro de Guerrero, México. *Acta Zool. Mex.* 25(1): 123-142.
- Alonso, J., G. Febles, T. E. Ruiz y G. Achang. 2006. Efecto de la sombra en la gramínea asociada en un sistema silvopastoril de leucaena-guinea durante sus diferentes etapas. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*. 40(4): 503-511.
- Altamirano González, M. A. y J. E. Morales P. 1998. Distribución vertical de la avifauna en un bosque templado de Zinacantan, Chiapas, México. *Acta Zool. Mex.* 75: 125-142.
- Aranda S., J. M. 2012. Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México, D.F. 255 p.
- Aranda, M., F. Botello y L. López de B. 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: 778-784.

- August, P.V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology*. 64(6):1495-1507.
- Ávila S., P., A. Sánchez G. y C. Catalán E. 2010. Estructura y composición de la vegetación del Cañón del Zopilote, Guerrero, México. *RCHSCFA*. 16(2): 119-138.
- Balmer, O. 2001. Species Lists in Ecology and Conservation: Abundances Matter. *Conservation Biology*. 16(4): 1160-1161.
- Barbier, S., F. Gosselin and P. Balandier. 2008. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved—A critical review for temperate and boreal forests. *For. Ecol. Manag.* 254(1): 1-15.
- Bennett, V. J., M. Beard , P. A. Zollner, E. Fernández J., L. Westphal and C. L. LeBlanc. 2009. Understanding wildlife responses to human disturbance through simulation modelling: A management tool. *Ecological complexity*. 9(2): 113-134.
- Bojorges, B. J. y M. L. López. 2001. Abundancia y distribución temporal de aves en una selva mediana subperennifolia en el centro de Veracruz, México. *Anales del Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología*. 72(2): 259–283.
- Bradshaw, A. D. 1987. Restoration: An acid test for ecology. En: Jordan, W. R., Gilpin, M. E. and Aber J. D. (eds). *Restoration ecology: A synthetic approach to ecological*. Cambridge University Press. New York, N. Y. 433 p.
- Briones S., M., M. Cortés M. y M. Lavariega C. 2015. Diversidad y distribución geográfica de los mamíferos terrestres del estado de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 86(3): 685-710.
- Burnham, K. P. and W. S. Overton. 1978. Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. *Biometrika*, 65(3): 625-633.
- Campanello, P. I., M. G. Gatti, L. Montti, M. Villagra and G. Goldstein. 2011. Ser o no ser tolerante a la sombra: economía de agua y carbono en especies arbóreas del Bosque Atlántico (Misiones, Argentina). *Ecología Austral*. 21(3): 285-300.
- Candan, F., P. Broquen y V. Pellegrini. 2006. Cambios en el sotobosque asociados al reemplazo de la vegetación natural por *Pinus ponderosa* Dougl. con diferentes

- manejos (SO de Neuquén, Argentina). *Invest. Agrar: Sist. Recur. For.* 15(1): 50-65.
- Canfield, R. H. 1941. Application of the Line Interception Method in Sampling Range Vegetation. *Journal of Forestry.* 39(4): 388-349.
- Cano S., Z. y J. Meave. 1996. Sucesión primaria en derrames volcánicos: el caso del Xilte. *Ciencias* 41: 41-68.
- Carrillo R., A., C. Lorenzo, T. Rioja P., E. Naranjo and M. Pando. 2012. Uso de hábitat de la liebre en peligro de extinción, *Lepus flavigularis*: implicaciones para su conservación. *THERYA.* 3(2): 113-125.
- Castro L., A. A., V. J. Sosa and G. Castillo C. 2007. Bat diversity and abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest mosaic in Southeastern Mexico. *Animal Conservation.* 10(2): 219-228.
- Ceballos, G. and A. Garcia. 1995. Conserving Neotropical Biodiversity: The Role of Dry Forests in Western Mexico. *Conservation Biology.* 9(6): 1349-1356.
- Ceballos, G. y G. Oliva. 2005. Los mamíferos silvestres de México. Fondo de Cultura Económica y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México. 986 p.
- Ceballos, G., R. List, G. Garduño, R. López C., M. J. Muñozcano Q., E. Collano y J. E. San R. 2009. La diversidad biológica del Estado de México. Gobierno del Estado de México y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México. 531 p.
- Chávez, V. and S. E. Macdonald. 2012. Partitioning vascular understory diversity in mixedwood boreal forests: The importance of mixed canopies for diversity conservation. *For. Ecol. Manag.* 271: 19-26.
- Cimé P., J. A., S. F. Hernández B., R. C. Barrientos y A. A. Castro L. 2010. Diversidad de Pequeños Roedores en una selva baja caducifolia espinosa del noreste de Yucatán, México. *THERYA.* 1(1): 23-39.
- Clavel, J., R. Julliard and V. Devictor. 2010. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Front. Ecol. Environ.* 9:222-228.
- Coates E., R. y A. Estrada. 1985. Lista de las aves de la Estación de Biología Los Tuxtlas. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 41 p.

- Colwell, R. K. 2013. EstimateS: Statical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 9. [En línea] Disponible en <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/> (Revisado el 16 de noviembre de 2015)
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) Gerencia Estatal Hidalgo. 2012. Localidad “El Porvenir” del Ejido el Encino, Modelo de restauración de ecosistemas forestales y de participación social. Boletín CONAFOR.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2009. Restauración de ecosistemas forestales. Guía básica para comunicadores. Comisión Nacional Forestal. Jalisco. México. 69 p.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 1998. La diversidad biológica de México: Estudio de país. México. 293 p.
- CONAGUA, 2007. Regiones Hidrológicas, escala 1:250,000. República Mexicana. Comisión Nacional del Agua. México.
- Cottam, G. and J. T. Curtis. 1956. The use of Distance Measures in Phytosociological Sampling. *Ecology*. 37(3): 451-460.
- Cruz L., L. E., C. Lorenzo, L. Soto, E. Naranjo y N. Ramírez M. 2004. Diversidad de mamíferos en cafetales y selva mediana de las cañadas de la Selva Lacandona, Chiapas, México. *Acta Zool. Mex.* 20(1): 63-81.
- Cueto, V. R. and J. Lopez de C. 1999. Determinants of bird species richness: role of climate and vegetation structure at a regional scale. *Journal of Biogeography*. 26(3): 487-492.
- Daily, G. C., G. Ceballos, J. Pacheco, G. Suzán and A. Sánchez A. 2003. Countryside Biogeography of Neotropical Mammals: Conservation Opportunities in Agricultural Land-scapes of Costa Rica. *Conservation Biology*. 17(6): 1-11.
- Del Rio G., I. N., M. K. Espinoza R., M. D. Luna K. y N. U. López H. 2014. Diversidad, distribución y abundancia de mamíferos en Santiago Comaltepec, Oaxaca, México. *Agroproductividad*. 7(5): 17-23.
- DeSante, D. F. 1986. A field test of the variable circular-plot censusing method in a sierran subalpine forest habitat. *The Condor*. 88(2): 129-142.
- Díaz P., A. y E. Payán G. 2012. Manual de fototrampeo: Una herramienta de investigación para la conservación de la biodiversidad en Colombia. Instituto de

Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia. 32 p.

- Díaz, S. and M. Cabido. 1997. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *Journal of Vegetation Science*. 8: 463-474.
- Díaz, S., J. G. Hodgson, K. Thompson, M. Cabido, J. H. C. Cornelissen, A. Jalili, G. Montserrat M., J. P. Grime, F. Zarrinkamar, Y. Asri, S. R. Band, S. Basconcelo, P. Castro D., G. Funes, B. Hamzehee, M. Khoshnevi, N. Pérez H., M. C. Pérez R., F. A. Shirvany, F. Vendramini, S. Yazdani, R. Abbas A., A. Bogaard, S. Boustani, M. Charles, M. Dehghan, L. de Torres E., V. Falczuk, J. Guerrero C., A. Hynd, G. Jones, E. Kowsary, F. Kazemi S., M. Maestro M., A. Romo D., S. Shaw, B. Siavash, P. Villar S. and M. R. Zak. 2004. The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. *Journal of Vegetation Science*. 15(3): 295-304.
- Dostálek, J., M. Weber, S. Matula, and T. Frantik. 2007. Forest stand restoration in the agricultural landscape: The effect of different methods of planting establishment. *Ecological Engineering*. 29(1): 77-86.
- Emlen, J. T. 1974. An urban bird community in Tucson, Arizona: derivation, structure, regulation. *The condor*. 76(2): 184-197.
- Environmental Systems Research Institute (ESRI). 2011. ArcGIS for Desktop: Release 10. Redlands, California, U.S.A.
- Estrada, A., P. Cammarano and R. Coates E. 2000. Bird species richness in vegetation fences and in strips of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, México. *Biodiversity and Conservation*. 9(10): 1399-1416.
- Fahrig, L. and W. K. Nuttle. 2005. Population Ecology in Spatially Heterogeneous Environments. In: *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes*. Lovett, G.M., C.J. Jones, M.G. Tuner and K.C. Weathers (eds). Springer, New York. 95-118.
- Falk, D. A., M. A. Palmer and J. B. Zedler. 2006. *Foundations of Restoration Ecology*. Society for Ecological Restoration International. Island Press. Washington. U. S. A. 379 p.

- Fang, W. and S. L. Peng. 1997. Development of species diversity in the restoration process of establishing a tropical man-made forest ecosystem in China. *For. Ecol. Manag.* 99: 185-196.
- Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL). 2016. Hemisfer: software designed to estimate the leaf area index (LAI) and the light regime from hemispherical photographs. Swiss. [En línea] Disponible en http://www.wsl.ch/dienstleistungen/produkte/software/hemisfer/download_EN.
- Fernandes, D. N. and R. L. Sanford Jr. 1995. Effects of recent land-use practices on soil nutrients and succession under tropical wet forest in Costa Rica. *Conservation Biology.* 9(4): 915-92.
- Fimbel, R. A. and C. C. Fimbel. 1996. The role of exotic conifer plantations in rehabilitating degraded tropical forest lands: A case study from the Kibale Forest in Uganda. *For. Ecol. Manag.* 81: 215-226.
- Flores P., F. y J. Galindo G. 2004. Abundancia y diversidad de aves depredadoras de semillas de *Pinus teocote* Schl. et Cham. En hábitats contrastantes de Veracruz, México. *Foresta Veracruzana.* 6(2): 47-53.
- Fontaine, J. B., D. C. Donato, W. D. Robinson, B. E. Law and J. B. Kauffman. 2009. Bird communities following high-severity fire: Response to single and repeat fires in a mixed-evergreen forest, Oregon, USA. *For. Ecol. Manag.* 257(6): 1496-1504.
- Gallina T., S. y C. López G. 2011. Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Volumen I. Universidad Autónoma de Querétaro-Instituto de Ecología. Querétaro, México. 337 p.
- Gallina, S., S. Mandujano and A. González R. 1996. Conservation of mammalian biodiversity in coffee plantations of Central Veracruz, Mexico. *Agroforestry Systems.* 33(1): 13-27.
- García E., C., Y. A. Peña S. y H. Colín M. 2015. Diversidad de mamíferos pequeños en dos sitios con diferente grado de alteración en la Sierra Sur, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad.* 86(4): 1014-1023.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema Clasificación Climática de Köppen, para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. México. 98 p.

- Gastelum M., F. I., J. P. Arroyo O. y L. I. León L. 2014. Estimación de la abundancia poblacional de fauna silvestre, mediante el uso de cámaras-trampa. *Agroproductividad*. 7(5): 32-36.
- Gil T., A. 2010. Factores determinantes de la riqueza, distribución y dinámica de las aves forestales a escala de paisaje en Cataluña: Implicaciones para la gestión forestal sostenible. *Ecosistemas*. 19(2): 150-154.
- Giorgis, M. A., A. M. Cingolani, D. E. Gurvich, N. Reynero y S. Rufini. 2005. Diferencias en la estructura de la vegetación del sotobosque entre una plantación de *Pinus taeda* L. (Pinaceae) y un matorral serrano (Cuesta Blanca, Córdoba). *Kurtziana*. 31(1-2): 39-49.
- González, O. J. A. 2003. Aplicación de análisis multivariantes al estudio de las relaciones entre las aves y sus hábitats: un ejemplo con passeriformes montanos no forestales. *Ardeola*. 50(1):47-58.
- Gould, S. F. and B. G. Mackey. 2015. Site vegetation characteristics are more important than landscape context in determining bird assemblages in revegetation. *Restoration Ecology*. 23(5): 670-680.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper and P. D. Ryan. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*. 4(1): 1-9 (Disponible en línea en http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm) (Revisado el 20 de noviembre de 2015).
- Harmand, J. M., P. Ndonfack y C. Forkong N. 2002. Efectos de varias especies de árboles sobre el estrato herbáceo y la dinámica del nitrógeno del suelo en la zona Sudanesa de Camerún. *Agroforestería en las Américas*. 9: 33-34.
- Hartley, M. J. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *For. Ecol. Manag.* 155: 81-95.
- Herrera H., J. G. y A. C. García, 2014. *Bioestadística en ciencias veterinarias, procedimientos de análisis con SAS*. Universidad Complutense de Madrid. Madrid, España. 231 p.
- Hill, J. K. and K. C. Hamer. 1998. Using species abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forests. *Journal of Applied Ecology*. 35(3): 458-460.

- Hobbs, R. J., and J. A. Harris. 2001. Restoration ecology: repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*. 9(2): 239–246.
- Holl, K. D. and T. M. Aide. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *For. Ecol. Manag.* 261(10): 1558–1563.
- Holl, K. D., M. E. Loik, E. H. V. Lin and I. A. Samuels. 2000. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. *Restoration Ecology*. 8(4): 339-349.
- Howell, S. N. G. and S. Webb. 2012. A guide to the birds of Mexico and northern Central America. Oxford University Press. China. 851 p.
- Hughes, R. G. 1986. Theories and Models of Species Abundance. *The American Naturalist*. 128 (6): 879-899.
- Hüttl, R. F. and B. Uwe S. 1998. Forest ecosystem degradation and rehabilitation. *Ecological Engineering*. 10(1): 19-31.
- Infante, G. S. y D. G. Zarate. 2012. Métodos estadísticos, un enfoque interdisciplinario. Tercera edición. Colegio de Postgraduados. Texcoco, Edo. de México, México. 610 p.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 1999. Santiago de Anaya, estado de Hidalgo. Cuaderno estadístico municipal. Edición 1999. México. 30 p.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2013. Conjunto de datos vectorial edafológico escala 1:250,000 serie I. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes. México.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2015. Guía para la interpretación de cartografía Uso del suelo y vegetación Escala 1:250,000 Serie V. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática Aguascalientes. México.
- IUSS-ISRIC-FAO. 2007. Base referencial mundial del recurso suelo: marco conceptual para clasificación, correlación y comunicación internacional. Primera actualización. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma. 103 p. [En línea] Disponible en <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/011/a0510s/a0510s00.pdf> (Revisado el 10 de septiembre de 2015).
- Jaksic A, F. M. y L. Marone B. 2007. Ecología de comunidades. Segunda edición. Ediciones Universidad Católica de Chile. 336 p.

- Johns, A. D. 1991. Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. *Journal of Tropical Ecology*. 7(4): 417-437.
- Karant, K. U. and J. D. Nichols. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*. 79(8): 2852-2862.
- Lamb, D. 1998. Large-scale Ecological Restoration of Degraded Tropical Forest Lands: The Potential Role of Timber Plantations. *Restoration Ecology*. 6(3): 271-279.
- Lamb, D. and M. Tomlinson. 1994. Forest rehabilitation in the Asia-Pacific region: past lessons and present uncertainties. *Journal of Tropical Forest Science*. 7(1): 157–170.
- Lavorel, S. and E. Garnier. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*. 16(5): 545-556.
- Lawton, J. H., D. E. Bignell, B. Bolton, G. F. Bloemers, P. Eggleton, P. M. Hammond, M. Hodda, R. D. Holts, T. B. Larsen, N. A. Mawdsley, N. E. Stork, D. S. Srivastava and A. D. Watt. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitats modification in tropical forest. *Nature*. 391: 72-76.
- Lentijo, G. M. y G. H. Kattan. 2005. Estratificación vertical de las aves en una plantación monoespecífica y en bosque nativo en la Cordillera Central de Colombia. *Ornitología Colombiana*. 3: 51-61.
- Lira T., I. y M. Briones S. 2012. Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zool. Mex.* 28(3): 566-585.
- Luna B., L., P. Hernández de la R., A. Velázquez M., A. Gómez G. and M. Acosta M. 2015. Understory in the composition and diversity of managed forest areas in Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca. *RCHSCFA*. 1(21): 109-121.
- MacGregor F., I. 2008. Relation between habitat attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landscape and Urban Planning*. 84(1): 92-98.
- MacGregor F., I., A. Blanco G. and R. Lindig C. 2010. Bird community shifts related to different forest restoration efforts: A case study from a managed habitat matrix in Mexico. *Ecological Engineering*, 36(10): 1492–1496.
- Magurran, A. E. 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Ediciones Vedra. Barcelona, España. 200 p.

- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing company. U. S. A. 256 p.
- Majer, J. D. 2009. Animals in the Restoration Process—Progressing the Trends. *Restoration Ecology*. 17(4):315-319.
- McCann, K. S. 2000. The diversity–stability debate. *Nature*. 405: 228-233.
- Mora D., C. A., E. Alanís R., J. Jiménez P., M. A. González T., J. I. Yerena Y. y L. G. Cuellar R. 2013. Estructura, composición florística y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Ecología Aplicada*. 12(1): 29-34.
- Moreno, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T–Manuales y Tesis SEA. Zaragoza, España. 84 p.
- Morrison, L. M. 2009. *Restoring wildlife, ecological concepts and practical applications*. Society ecological restoration international. Ed. Island Press. Washington, U.S.A. 368 p.
- Mostacedo, B. y T. S. Fredericksen. 2000. *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal*. Proyecto de Manejo Forestal (BOLFOR). Santa Cruz. Bolivia. 87 p.
- National Geographic Society. 2011. *Field guide to the birds of North America*. Sixth edition. National Geographic Society. Washington, D.C. 574 p.
- Nepstad, D. C., C. Uhl., C. A. Pereira, and J. M. Cardoso da S. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos*. 76(1): 25-39.
- Nocedal, J. 1984. Estructura y utilización del follaje de las comunidades de pájaros en bosques templados del Valle de México. *Acta Zool. Mex.* 6: 1-45.
- Olin, G. 2000. *50 Common mammals of the Southwest*. Western National Parks Association. Arizona, U. S. A. 64 p.
- Oosting, H. J. 1956. *The study of plant communities: an introduction to plant ecology*. Freeman. San Francisco, California, U. S. A. 386 p.
- Ortega A., R., R. Lindig C., I. MacGregor F., K. Renton and J. E. Schondube. 2013. Avian community responses to restoration efforts in a complex volcanic landscape. *Ecological Engineering*. 53: 275-283.

- Parker, V. T. and S. T. A. Pickett. 1997. Restoration as an ecosystem process: implications of the modern ecological paradigm. In: Restoration Ecology and Sustainable Development. Urbanska, K.M., N.R. Webb and P.J. Edwards (eds). Cambridge University Press. Cambridge, U.K.
- Parrota, J. A., O. H. Knowles and J. M. Wunderle Jr. 1997. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. *For. Ecol. Manag.* 99: 21-42.
- Peterson, R. T. y E. D. Chalif. 2000. Aves de México: Guía de campo. Editorial Diana. 473 p.
- Pineda P., F. E., S. Ugalde L., L. A. Tarango A., A. Lozano O. y Y. Cruz M. 2014. Ecología trófica de aves insectívoras en un área natural protegida de San Luis Potosí, México. *Agroproductividad.* 7(5): 9-16.
- Pineda, E., C. Moreno, F. Escobar and G. Halffter. 2005. Frog, bat and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico. *Conservation Biology,* 19(2): 400–410.
- Prieto M., J. J. 2001. Estimación del número de especies en un ecosistema de tamaño desconocido. *Anales de Biología.* 23: 147-158.
- Primack, R., R. Rozzi, P. Feinsiger, R. Dirzo y R. Massardo. 2001. Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica. México. 797 p.
- Quinteros, P., N. Hansen y A. Kutschker. 2010. Composición y diversidad del sotobosque de ñire (*Nothofagus antarctica*) en función de la estructura del bosque. *Ecología Austral.* 20(3): 225-234.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [En línea] Disponible en <http://www.R-project.org/>.
- Ralph, C. J., G. R. Geupel, P. Pyle, T. E. Martin, D. F. DeSante y B. Milá. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. Albany, California. 46 p.

- Ramesh, T. and C. T. Downs. 2015. Impact of land use on occupancy and abundance of terrestrial mammals in the Drakensberg Midlands, South Africa. *Journal for Nature Conservation*. 23: 9-18.
- Ramírez A., J. E. 2013. Riqueza y diversidad de aves de un área de la Faja Volcánica Transmexicana, Tlaxcala, México. *Acta Zool. Mex.* 29(3): 486-512.
- Ramírez A., J. E. y M. G. Ramírez C. 2002. Avifauna de la región oriente de la sierra de Huautla Morelos, México. *Anales del Instituto de Biología. Serie Zoología. Universidad Nacional Autónoma de México.* 73(1): 91-111.
- Rangel S., J. L., P. L. Enríquez R. y J. H. Vega R. 1993. Riqueza de especies de aves de sotobosque en la Selva Lacandona, Chiapas, México. *Rev. Biol. Trop.* 41(2): 273-279.
- Rangel S., J. L., P. L. Enríquez y E. C. Sántiz L. 2009. Variación de la diversidad de aves de sotobosque en el Parque Nacional Lagos de Montebello, Chiapas, México. *Acta Zool. Mex.* 25(3): 479-495.
- Reid, F. A. 2006. A field guide to mammals of North America. Peterson Field Guide Series. Fourth Edition. Houghton Mifflin Company, New York, U. S. A. 579 p.
- Remsen Jr., J. V. 1994. Use and misuse of bird lists in community ecology and conservation. *The Auk* 111(1): 225-227.
- Rocha R., A., R. Chávez L., A. Ramírez R. y S. Cházaro O. 2011. Comunidades. Métodos de estudio. Facultad de Estudios Superiores Iztacala de la Universidad Nacional Autónoma de México. 248 p.
- Rodríguez M., M., A. González C. y L. S. León P. 2014. Diversidad de los mamíferos silvestres de Misantla, Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad.* 85(1): 262-275.
- Rodríguez, P., J. Soberón y H. T. Arita. 2003. El componente beta de la diversidad de mamíferos de México. *Acta Zool. Mex.* 89: 241-259.
- Rotenberry, J. T. and J. A. Wiensa. 1980. Synthetic approach to principal component analysis of bird/habitat relationships. *In* The use of multivariate statistics in studies of wildlife habitat, D. E. Capen (ed.). USADA Forest Service, General Technical Report RM-87, Vermont. P. 197-208.

- Ruiz C., G., R. Martínez, G., J. Alaníz G., S. González G., M. Rodríguez, M., J. Delgadillo R., A. Guevara C., J. Escobar F., J. I. Hernández V., F. O. León A. y J. H. Valdez V. 2009. Manual de procedimientos para la evaluación de poblaciones de fauna silvestre de interés cinegético en Baja California. Facultad de ciencias de la Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, Baja California, México. 306 p.
- Rzedowski, J., 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 504 p. (Disponible en línea en http://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf) (Revisado el 25 de noviembre de 2015).
- Sarukhán, J., P. Koleff, J. Carabias, J. Soberón, R. Dirzo, J. Llorente B., G. Halffter, R. González, I. March, A. Mohar, S. Anta y J. De la Maza. 2009. Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México. 104 p.
- SAS Institute Inc. 2015. JMP® 12 Statistical and Discovery. Cary, NC: SAS Institute Inc. [En línea] Disponible en <http://www.jmp.com>.
- Seaby, R. M. and P. A. Henderson. 2006. Species Diversity and Richness Version 4. Pisces Conservation Ltd., Lymington, England. [En línea] Disponible en <http://www.pisces-conservation.com/indexsoftdiversity.html>
- Seoane, J. y J. Bustamante. 2001. Modelos predictivos de la distribución de especies. Una revisión de sus limitaciones. *Ecología*. 15: 9-21.
- Shanahan, S. A., S. M. Nelson, D. M. Van Dooremolen and J. R. Eckberg. 2011. Restoring habitat for riparian birds in the lower Colorado River watershed: An example from the Las Vegas Wash, Nevada. *Journal of Arid Environments*. 75(11): 1182-1190.
- Sieber, A., N. V. Uvarov, L. M. Baskin, V. C. Radeloff, B. L. Bateman, A. B. Pankov and T. Kuemmerle. 2015. Post-Soviet land-use change effects on large mammals' habitat in European Russia. *Biological Conservation*. 191: 567-576.

- Soulé, M. E. 1986. Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, MA. 584 p.
- Strahan, R. T., M. T. Stoddard, J. D. Springer and D. W. Huffman. 2015. Increasing weight of evidence that thinning and burning treatments help restore understory plant communities in ponderosa pine forests. *For. Ecol. Manag.* 353: 208-220.
- Terborgh, J. 1985. The role of ecotones in the distribution of Andean birds. *Ecology*. 66(4):1237-1246.
- The American Ornithologists' Union (A.O.U.). 2009. Checklist of North American Birds. 7th edition. The American Ornithologists Union Washington, D.C. 131 p. [En línea] Disponible en <http://checklist.aou.org/taxa/> (Revisado el 11 de noviembre de 2015)
- Torres R., J. M. 2004. Estudio de tendencias y perspectivas del Sector Forestal en América Latina Documento de Trabajo. Informe Nacional México. FAO. ROMA. 104 p.
- Uribe M., J. y O. Orrego. 2001. Modelos de distribución de abundancias en comunidades de briófitos. *Caldasia*. 23(1): 261-267.
- Ventura R., A. 2016. Reforestación: una estrategia empleada para rehabilitar zonas degradadas en El Porvenir, Hgo. Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo de México. 121 p.
- Villareal, H., M. Álvarez, S. Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast, H. Mendoza, M. Ospina y A. M. Umaña. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de inventario de biodiversidad. Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander Von Humboldt. Bogotá, Colombia. 236 pp.
- Walker, R. S., A. J. Novaro y J. D. Nichols. 2000. Consideraciones para la estimación de abundancia de poblaciones de mamíferos. *Mastozoología Neotropical*. 7(2): 73-80.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*. 21: 213-251.
- Wilcox, B. A. and D. D. Murphy. 1985. Conservation strategy: The effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist*. 125(6): 879-87.

- Young, T. P., 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*. 92(1): 73-83.
- Zelada E., W., F. Mejía C. y H. Castillo B. 2010. Abundancia relativa y diversidad de la ornitofauna de la quebrada Escalón, Parque Nacional Huascarán, época seca, 2010. *Rev. Aporte Santiaguino*. 3(2): 231-239.
- Zhang, Q., R. Han and F. Zou. 2011. Effects of artificial afforestation and successional stage on a lowland forest bird community in southern China. *For. Ecol. Manag.* 261(11): 1738-1749.
- Zhuang, X. 1997. Rehabilitation and development of forest on degraded hills of Hong Kong. *For. Ecol. Manag.* 99: 197-201.

10. ANEXOS

Anexo 1. Especies vegetales del sotobosque registradas en el área de estudio.

No	Especie	CLAVE	Familia	R5	R12	R14	SR
1	<i>Acalypha monostachya</i>	ACAMON	Euphorbiaceae	1	1	0	1
2	<i>Acourtia thurberi</i>	ACOTHU	Asteraceae	0	1	0	0
3	<i>Agave salmiana</i>	AGASAL	Asparagaceae	1	1	0	0
4	<i>Ageratina adenophora</i>	AGEADE	Asteraceae	1	0	0	0
5	<i>Ageratina espinosarum</i>	AGEESP	Asteraceae	1	1	1	1
6	<i>Amelanchier denticulata</i>	AMEDEN	Rosaceae	0	1	0	1
7	<i>Anoda cristata</i>	ANOCRI	Malvaceae	1	0	1	0
8	<i>Aristida adscensionis</i>	ARIADS	Poaceae	1	1	0	1
9	<i>Astragalus micranthus</i>	ASTMIC	Fabaceae	0	1	0	0
10	<i>Berberis zimapana</i>	BERZIM	Berberidaceae	0	0	0	1
11	<i>Bidens odorata</i>	BIDODO	Asteraceae	0	1	0	1
12	<i>Bouteloua curtipendula</i>	BOUCUR	Poaceae	1	1	1	1
13	<i>Bouvardia scabrada</i>	BOUSCA	Rubiaceae	0	1	1	1
14	<i>Brickellia pendula</i>	BRIPEN	Asteraceae	0	1	1	0
15	<i>Bursera fagaroides</i>	BURFAG	Burseraceae	0	0	0	1
16	<i>Calea sp.</i>	CALSP	Asteraceae	0	0	1	0
17	<i>Calliandra humilis</i>	CALHUM	Fabaceae	0	0	1	0
18	<i>Calylophus hartwegii</i>	CALHAR	Onagraceae	0	1	0	0
19	<i>Chrysactinia mexicana</i>	CHRMEX	Asteraceae	0	1	0	1
20	<i>Citharexylum tetramerium</i>	CITTET	Verbenaceae	0	1	0	1
21	<i>Commelina diffusa</i> (**)	COMDIF	Commelinaceae	1	0	0	0
22	<i>Dalea bicolor</i> (**)	DALBIC	Fabaceae	1	1	0	1
23	<i>Dodonaea viscosa</i>	DODVIS	Sapindaceae	1	1	0	1
24	<i>Echinocactus platyacanthus</i> (*)(**)(****)	ECHPLA	Cactaceae	1	0	1	1
25	<i>Eryngium serratum</i>	ERYSER	Apiaceae	0	1	0	0
26	<i>Galium aschenbornii</i>	GALASC	Rubiaceae	0	1	0	0
27	<i>Garrya laurifolia</i>	GARLAU	Garryaceae	0	0	1	0
28	<i>Gibasis pulchella</i>	GIBPUL	Commelinaceae	1	0	0	1
29	<i>Hieracium abscissum</i>	HIEABS	Asteraceae	0	1	0	0
30	<i>Juniperus flaccida</i> (**)	JUNFLA	Cupressaceae	0	0	1	1
31	<i>Karwinskia humboldtiana</i>	KARHUM	Rhamnaceae	1	0	0	1
32	<i>Lantana hirta</i>	LANHIR	Verbenaceae	0	0	1	0
33	<i>Lantana velutina</i>	LANVEL	Verbenaceae	0	0	0	1

No	Especie	CLAVE	Familia	R5	R12	R14	SR
34	<i>Mandevilla karwinskii</i>	MANKAR	Apocynaceae	0	0	0	1
35	<i>Melampodium</i> sp.	MELSP.	Asteraceae	0	1	0	1
36	<i>Mimosa aculeaticarpa</i>	MIMACU	Fabaceae	1	1	1	1
37	<i>Opuntia rastrera</i> (*)	OPURAS	Cactaceae	0	0	0	1
38	<i>Opuntia streptacantha</i> (*)(**)	OPUSTR	Cactaceae	1	1	1	0
39	<i>Pilea microphylla</i>	PILMIC	Urticaceae	1	0	1	0
40	<i>Salvia helianthemifolia</i>	SALHEL	Labiatae	1	1	1	0
41	<i>Salvia microphylla</i>	SALMIC	Labiatae	0	0	0	1
42	<i>Schoenocaulon officinale</i>	SCHOFF	Melanthiaceae	0	1	0	0
43	<i>Sclerocarpus divaricatus</i>	SCLDIV	Asteraceae	1	0	0	0
44	<i>Senna racemosa</i>	SENRAC	Leguminosae	0	1	0	1
45	<i>Verbena gracilis</i>	VERGRA	Verbenaceae	1	1	1	0

Nota: 1=Presencia, 0= Ausencia; *Apéndice II (CITES); **Preocupación menor, *** Casi amenazada (IUCN);****Sujeta a protección especial (NOM-059-SEMARNAT-2010)

Anexo 2. Índice de Abundancia relativa (IAR) de las especies vegetales del sotobosque, para las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

No.	Especie	R5		R12		R14		SR	
		ABU	IAR	ABU	IAR	ABU	IAR	ABU	IAR
1	<i>Acalypha monostachya</i>	6	2.12	5	1.27	0	0.00	1	0.32
2	<i>Acourtia thurberi</i>	0	0.00	1	0.25	0	0.00	0	0.00
3	<i>Agave salmiana</i>	1	0.35	7	1.78	1	0.31	0	0.00
4	<i>Ageratina adenophora</i>	5	1.77	0	0.00	0	0.00	0	0.00
5	<i>Ageratina espinosarum</i>	2	0.71	9	2.28	6	1.83	19	6.09
6	<i>Amelanchier denticulata</i>	0	0.00	2	0.51	0	0.00	19	6.09
7	<i>Anoda cristata</i>	11	3.89	2	0.51	44	13.46	0	0.00
8	<i>Aristida adscensionis</i>	9	3.18	150	38.07	67	20.49	10	3.21
9	<i>Astragalus micranthus</i>	0	0.00	7	1.78	0	0.00	0	0.00
10	<i>Berberis zimapana</i>	1	0.35	0	0.00	0	0.00	10	3.21
11	<i>Bidens odorata</i>	0	0.00	10	2.54	0	0.00	7	2.24
12	<i>Bouteloua curtipendula</i>	23	8.13	24	6.09	6	1.83	4	1.28
13	<i>Bouvardia scabrida</i>	0	0.00	4	1.02	36	11.01	3	0.96
14	<i>Brickellia pendula</i>	0	0.00	7	1.78	2	0.61	0	0.00
15	<i>Bursera fagaroides</i>	0	0.00	0	0.00	0	0.00	4	1.28
16	<i>Calea sp.</i>	0	0.00	0	0.00	8	2.45	0	0.00
17	<i>Calliandra humilis</i>	0	0.00	0	0.00	5	1.53	0	0.00
18	<i>Calylophus hartwegii</i>	0	0.00	15	3.81	0	0.00	0	0.00
19	<i>Chrysactinia mexicana</i>	0	0.00	4	1.02	0	0.00	10	3.21
20	<i>Citharexylum tetramerum</i>	0	0.00	2	0.51	0	0.00	5	1.60
21	<i>Commelina diffusa</i>	4	1.41	0	0.00	0	0.00	0	0.00
22	<i>Dalea bicolor</i>	122	43.11	1	0.25	0	0.00	37	11.86
23	<i>Dodonaea viscosa</i>	4	1.41	2	0.51	0	0.00	51	16.35
24	<i>Echinocactus platyacanthus</i>	11	3.89	0	0.00	2	0.61	8	2.56
25	<i>Eryngium serratum</i>	0	0.00	1	0.25	0	0.00	0	0.00
26	<i>Galium aschenbornii</i>	0	0.00	1	0.25	0	0.00	0	0.00
27	<i>Garrya laurifolia</i>	0	0.00	0	0.00	1	0.31	0	0.00
28	<i>Gibasis pulchella</i>	7	2.47	0	0.00	0	0.00	6	1.92
29	<i>Hieracium abscissum</i>	0	0.00	1	0.25	0	0.00	0	0.00
30	<i>Juniperus flaccida</i>	0	0.00	0	0.00	1	0.31	2	0.64
31	<i>Karwinskia humboldtiana</i>	4	1.41	0	0.00	0	0.00	1	0.32
32	<i>Lantana hirta</i>	0	0.00	0	0.00	8	2.45	0	0.00
33	<i>Lantana vetulina</i>	0	0.00	0	0.00	0	0.00	3	0.96

No.	Especie	R5		R12		R14		SR	
		ABU	IAR	ABU	IAR	ABU	IAR	ABU	IAR
34	<i>Mandevilla karwinskii</i>	0	0.00	0	0.00	38	11.62	11	3.53
35	<i>Melampodium sp.</i>	0	0.00	2	0.51	0	0.00	11	3.53
36	<i>Mimosa acaleaticarpa</i>	33	11.66	1	0.25	13	3.98	51	16.35
37	<i>Opuntia rastrera</i>	0	0.00	0	0.00	0	0.00	8	2.56
38	<i>Opuntia streptacantha</i>	2	0.71	2	0.51	2	0.61	0	0.00
39	<i>Pilea microphylla</i>	9	3.18	0	0.00	76	23.24	0	0.00
40	<i>Salvia helianthemifolia</i>	19	6.71	116	29.44	9	2.75	0	0.00
41	<i>Salvia microphylla</i>	0	0.00	0	0.00	0	0.00	27	8.65
42	<i>Schoenocaulon officinale</i>	0	0.00	7	1.78	0	0.00	0	0.00
43	<i>sclerocarpus divaricatus</i>	4	1.41	0	0.00	0	0.00	0	0.00
44	<i>Senna racemosa</i>	0	0.00	6	1.52	0	0.00	4	1.28
45	<i>Verbena gracilis</i>	6	2.12	5	1.27	2	0.61	0	0.00

Nota: ABU= Abundancia, IAR= Índice de abundancia relativa

Anexo 3. Especies de aves registradas en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

No	Especie	Clave	Familia	R5	R12	R14	SR
1	<i>Aimophila ruficeps</i> (**)	AIMRUF	Emberizidae	1	1	1	1
2	<i>Aphelocoma ultramarina</i> (**)(EN)	APHULT	Corvidae	1	0	1	1
3	<i>Calothorax lucifer</i> (*)(**)(SE)	CALLUC	Trochilidae	0	1	0	1
4	<i>Carduelis psaltria</i> (**)	CARPSA	Fringillidae	1	1	1	1
5	<i>Carpodacus mexicanus</i> (**)	CARMEX	Fringillidae	1	1	1	1
6	<i>Catharus guttatus</i> (**)	CATGUT	Turdidae	0	0	1	1
7	<i>Corvus corax</i> (**)	CORCOR	Corvidae	0	0	1	1
8	<i>Cyrtonyx montezumae</i> (**)(***)	CYRMON	Odontophoridae	0	1	1	0
9	<i>Empidonax sp.</i>	EMPSPP	Tyrannidae	1	1	1	1
10	<i>Eremophila alpestris</i> (**)	EREALP	Alaudidae	0	0	0	1
11	<i>Eugenes fulgens</i> (*)(**)	EUGFUL	Trochilidae	0	1	1	1
12	<i>Geococcyx californianus</i> (**)	GEOCAL	Cuculidae	0	0	1	0
13	<i>Icterus parisorum</i> (**)(SE)	ICTPAR	Icteridae	1	1	1	1
14	<i>Icterus wagleri</i> (**)	ICTWAG	Icteridae	0	1	0	1
15	<i>Lanius ludovicianus</i> (**)	LANLUD	Laniidae	1	0	0	0
16	<i>Mniotilta varia</i> (**)	MNIVAR	Parulidae	0	1	0	1
17	<i>Passerina caerulea</i> (**)	PASCAE	Cardinalidae	1	0	1	1
18	<i>Phainopepla nitens</i> (**)	PHANIT	Ptilonotidae	1	1	0	0
19	<i>Pheucticus melanocephalus</i> (**)(SE)	PHEMEL	Cardinalidae	0	1	1	1
20	<i>Picoides scalaris</i> (**)	PICSCA	Picidae	1	1	1	1
21	<i>Pipilo fuscus</i> (**)	PIPFUS	Emberizidae	1	1	0	1
22	<i>Pipilo maculatus</i> (**)	PIPMAC	Emberizidae	1	0	0	1
23	<i>Piranga flava</i> (**)	PIRFLA	Thraupidae	1	1	1	1
24	<i>Piranga rubra</i> (**)	PIRRUB	Thraupidae	0	0	0	1
25	<i>Psaltriparus minimus</i> (**)	PSAMIN	Aegithalidae	0	1	1	1
26	<i>Pyrocephalus rubinus</i> (**)	PYRRUB	Tyrannidae	1	1	0	1
27	<i>Regulus calendula</i> (**)	REGCAL	Regulidae	1	1	1	1
28	<i>Salpinctes obsoletus</i> (**)	SALOBS	Troglodytidae	1	0	0	1
29	<i>Dendroica coronata</i> (**)	SETCOR	Parulidae	1	1	1	1
30	<i>Dendroica occidentalis</i> (**)	SETOCC	Parulidae	0	0	0	1
31	<i>Dendroica townsendi</i> (**)	SETTOW	Parulidae	0	0	1	0
32	<i>Spizella atrogularis</i> (**)	SPIATR	Emberizidae	1	1	1	1
33	<i>Spizella passerina</i> (**)	SPIPAS	Emberizidae	0	1	1	1
34	<i>Thryomanes bewickii</i> (**)	THRBEW	Troglodytidae	1	1	1	1
35	<i>Toxostoma curvirostre</i> (**)	TAXCUR	Mimidae	0	0	0	1
36	<i>Turdus migratorius</i> (**)	TURMIG	Turdidae	1	0	1	1
37	<i>Tyrannus couchii</i> (**)	TYRCOU	Tyrannidae	0	0	1	1
38	<i>Tyrannus verticalis</i> (**)	TYRVER	Tyrannidae	0	0	0	1
39	<i>Zenaida asiatica</i> (**)	ZENASI	Columbidae	0	1	1	1

Nota: 1=Presencia, 0= Ausencia. *Apéndice II (CITES); **Preocupación menor (IUCN);***Sujeta a protección especial (NOM-059-SEMARNAT-2010); EN=Endémica; SE=Semiendémica

Anexo 4. Índice de Abundancia relativa (IAR) de las especies de aves registradas para las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

No.	Especie	R5		R12		R14		SR	
		ABU	IAR	ABU	IAR	ABU	IAR	ABU	IAR
1	<i>Aimophila ruficeps</i>	13	15.12	14	10.69	16	8.33	7	2.89
2	<i>Aphelocoma ultramarina</i>	3	3.49	0	0.00	38	19.79	74	30.58
3	<i>Calothorax lucifer</i>	0	0.00	1	0.76	0	0.00	1	0.41
4	<i>Carduelis psaltria</i>	1	1.16	4	3.05	4	2.08	5	2.07
5	<i>Carpodacus mexicanus</i>	8	9.30	16	12.21	12	6.25	8	3.31
6	<i>Catharus guttatus</i>	0	0.00	0	0.00	2	1.04	3	1.24
7	<i>Corvus corax</i>	0	0.00	0	0.00	2	1.04	2	0.83
8	<i>Cyrtonyx montezumae</i>	0	0.00	2	1.53	6	3.13	0	0.00
9	<i>Dendroica coronata</i>	16	18.60	24	18.32	3	1.56	8	3.31
10	<i>Dendroica occidentalis</i>	0	0.00	0	0.00	0	0.00	6	2.48
11	<i>Dendroica townsendi</i>	0	0.00	0	0.00	10	5.21	0	0.00
12	<i>Empidonax sp.</i>	1	1.16	2	1.53	1	0.52	1	0.41
13	<i>Eremophila alpestris</i>	0	0.00	0	0.00	4	2.08	5	2.07
14	<i>Eugenes fulgens</i>	0	0.00	3	2.29	0	0.00	1	0.41
15	<i>Geococcyx californianus</i>	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
16	<i>Icterus parisorum</i>	2	2.33	5	3.82	0	0.00	9	3.72
17	<i>Icterus wagleri</i>	0	0.00	1	0.76	4	2.08	4	1.65
18	<i>Lanius ludovicianus</i>	1	1.16	0	0.00	0	0.00	0	0.00
19	<i>Mniotilta varia</i>	0	0.00	1	0.76	7	3.65	1	0.41
20	<i>Passerina caerulea</i>	1	1.16	0	0.00	2	1.04	3	1.24
21	<i>Phainopepla nitens</i>	2	2.33	1	0.76	0	0.00	0	0.00
22	<i>Pheoticus melanocephalus</i>	0	0.00	2	1.53	0	0.00	4	1.65
23	<i>Picodes scalaris</i>	1	1.16	2	1.53	10	5.21	8	3.31
24	<i>Pipilo fuscus</i>	2	2.33	3	2.29	0	0.00	2	0.83
25	<i>Pipilo maculatus</i>	1	1.16	0	0.00	3	1.56	1	0.41
26	<i>Piranga flava</i>	7	8.14	6	4.58	0	0.00	7	2.89
27	<i>Piranga rubra</i>	0	0.00	0	0.00	14	7.29	2	0.83
28	<i>Psaltriparus minimus</i>	0	0.00	4	3.05	0	0.00	22	9.09
29	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	1	1.16	1	0.76	16	8.33	2	0.83
30	<i>Regulus calendula</i>	2	2.33	24	18.32	0	0.00	10	4.13
31	<i>Salpinctes obsoletus</i>	15	17.44	0	0.00	1	0.52	4	1.65
32	<i>Spizella atrogularis</i>	5	5.81	8	6.11	24	12.50	14	5.79
33	<i>Spizella passerina</i>	0	0.00	2	1.53	1	0.52	1	0.41
34	<i>Taxostoma curvirostre</i>	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.41
35	<i>Thryomanes bewickii</i>	3	3.49	3	2.29	5	2.60	13	5.37
36	<i>Turdus migratorius</i>	1	1.16	0	0.00	1	0.52	6	2.48
37	<i>Tyrannus couchii</i>	0	0.00	0	0.00	4	2.08	1	0.41
38	<i>Tyrannus verticalis</i>	0	0.00	0	0.00	0	0.00	3	1.24

39	<i>Zenaida asiatica</i>	0	0.00	2	1.53	2	1.04	3	1.24
----	-------------------------	---	------	---	------	---	------	---	------

Nota: ABU= Abundancia, IAR= Índice de abundancia relativa.

Anexo 5. Especies de mamíferos registradas en las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

No	Especie	CLAVE	Familia	R5	R12	R14	SR
1	<i>Bassariscus astutus</i> (*)	BASAST	Procyonidae	1	1	1	1
2	<i>Canis latrans</i> (*)	CANLAT	Canidae	1	0	1	1
3	<i>Didelphis virginiana</i> (*)	DIDVIR	Didelphidae	0	1	0	0
4	<i>Heteromys irroratus</i> (*)	HETIRR	Heteromyidae	1	0	0	0
5	<i>Lepus californicus</i> (*)	LEPCAL	Leporidae	0	1	1	1
6	<i>Mephitis macroura</i> (*)	MEPMAC	Mephitidae	0	1	1	1
7	<i>Peromyscus difficilis</i> (*)	PERDIF	Cricetidae	1	0	1	1
8	<i>Peromyscus gratus</i> (*)	PERGRA	Cricetidae	1	1	1	1
9	<i>Peromyscus levipes</i> (*)	PERLEV	Cricetidae	1	0	0	0
10	<i>Sylvilagus floridanus</i> (*)	SYLFLO	Leporidae	1	1	1	1
11	<i>Urocyon cinereoargenteus</i> (*)	UROCIN	Canidae	1	1	1	1

Nota: 1=Presencia, 0= Ausencia. *Preocupación menor (IUCN).

Anexo 6. Índice de Abundancia relativa (IAR) de las especies de mamíferos registrados para las cuatro condiciones estudiadas en El Porvenir, Hidalgo.

No.	Especie	R5		R12		R14		SR	
		ABU	IAR	ABU	IAR	ABU	IAR	ABU	IAR
1	<i>Bassariscus astutus</i>	3	5.17	7	6.03	10	4.74	39	29.55
2	<i>Canis latrans</i>	1	1.72	0	0.00	1	0.47	4	3.03
3	<i>Didelphis virginiana</i>	0	0.00	2	1.72	0	0.00	0	0.00
4	<i>Heteromys irroratus</i>	1	1.72	0	0.00	0	0.00	0	0.00
5	<i>Lepus californicus</i>	0	0.00	51	43.97	156	73.93	23	17.42
6	<i>Mephitis macroura</i>	0	0.00	4	3.45	3	1.42	3	2.27
7	<i>Peromyscus difficilis</i>	2	3.45	0	0.00	2	0.95	11	8.33
8	<i>Peromyscus gratus</i>	5	8.62	3	2.59	5	2.37	8	6.06
9	<i>Peromyscus levipes</i>	1	1.72	0	0.00	0	0.00	0	0.00
10	<i>Sylvilagus floridanus</i>	33	56.90	29	25.00	24	11.37	35	26.52
11	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	12	20.69	20	17.24	10	4.74	9	6.82

Nota: ABU= Abundancia, IAR= Índice de abundancia relativa.

Anexo 7. Agrupación en clases de abundancia (octavas), en función de las abundancias de especies para los modelos logarítmico y normal logarítmico.

Clases (Octavas)	Número máximo de individuos
1	2.5
2	4.5
3	8.5
4	16.5
5	32.5
6	64.5
7	128.5
8	256.5
9	512.5
10	1,024.5
11	>1,024.5

Fuente: Magurran (2004).

Anexo 8. Anexo fotográfico de las especies de aves capturadas mediante red de niebla.



Nombre científico: *Pipilo maculatus*
Nombre común: Rascador pinto oscuro



Nombre científico: *Salapinctes obsoletus*
Nombre común: Troglodita saltaroca



Nombre científico: *Piranga flava*
Nombre común: Taranga roja piquioscura



Nombre científico: *Passerina caerulea*
Nombre común: Picogrueso azul



Nombre científico: *Zenaida asiatica*
Nombre común: Paloma aliblanca



Nombre científico: *Spizella atrogularis*
Nombre común: Gorrión barbinegro



Nombre científico: *Empidonax sp.*
Nombre común: Mosquerito



Nombre científico: *Pheucticus melanocephalus*
Nombre común: Picogruaso pechicafé



Nombre científico: *Aimophila ruficeps*
Nombre común: Gorrión bigotudo coronirufa



Nombre científico: *Regulus calendula*
Nombre común: Rayezuelo sencillo



Nombre científico: *Thryomanes bewickii*
Nombre común: Troglodita colinegro



Nombre científico: *Tyrannus verticalis*
Nombre común: Tirano pálido



Nombre científico: *Picodes scalaris*
Nombre común: Carpinterillo mexicano



Nombre científico: *Dendroica occidentalis*
Nombre común: Chipec negriamarillo occidental



Nombre científico: *Eugenes fulgens*
Nombre común: Chupaflor coronimorado



Nombre científico: *Dendroica coronata*
Nombre común: Chipec grupidorado gorjiblanco



Nombre científico: *Spizella passerina*
Nombre común: Gorrión coronirufocajiblanco



Nombre científico: *Carpodacus mexicanus*
Nombre común: Carpodaco domestico



Nombre científico: *Icterus parisorum*
Nombre común: Bolsero parisino



Nombre científico: *Icterus wagleri*
Nombre común: Bolsero de wagler



Nombre científico: *Turdus migratorius*
Nombre común: Zorzal del cabo

Nota: Nombre científico y común de acuerdo a Peterson y Chalif, (2000)

Anexo 9. Anexo fotográfico de las especies de mamíferos capturadas mediante fototrampeo y trampas Sherman.



Nombre científico: *Urocyon cinereoargenteus*
Nombre común: Zorra gris



Nombre científico: *Bassariscus astutus*
Nombre común: Cacomixtle



Nombre científico: *Lepus californicus*
Nombre común: Liebre cola negra



Nombre científico: *Didelphis virginiana*
Nombre común: Tlacuache



Nombre científico: *Mephitis macroura*
Nombre común: Zorrillo listado



Nombre científico: *Sylvilagus floridanus*
Nombre común: Conejo

Nota: Nombre científico y común de acuerdo Ceballos y Oliva, (2005).