



Polibotánica

ISSN electrónico: 2395-9525

polibotanica@gmail.com

Instituto Politécnico Nacional

México

<http://www.polibotanica.mx>

DIVERSIDAD DEL SOTOBOSQUE: UN ATRIBUTO DE EVALUACIÓN EN LAS ESTRATEGIAS DE RESTAURACIÓN FORESTAL

UNDERSTORY DIVERSITY: AN ASSESSMENT ATTRIBUTE IN FOREST RESTORATION STRATEGIES

**Herrera Ávila, I., F.O. Plascencia Escalante, M. Pérez Suárez, P. Hernández de la Rosa,
G. Ángeles Pérez**

DIVERSIDAD DEL SOTOBOSQUE: UN ATRIBUTO DE EVALUACIÓN EN LAS
ESTRATEGIAS DE RESTAURACIÓN FORESTAL

UNDERSTORY DIVERSITY: AN ASSESSMENT ATTRIBUTE IN FOREST
RESTORATION STRATEGIES

POLIBOTÁNICA

Instituto Politécnico Nacional

Núm. 60: 123-139 México. Julio 2025

DOI: 10.18387/polibotanica.60.8



Este es un artículo de acceso abierto bajo la licencia Creative Commons 4.0
Atribución-No Comercial ([CC BY-NC 4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/)).

Diversidad del sotobosque: un atributo de evaluación en las estrategias de restauración forestal

Understory diversity: an assessment attribute in forest restoration strategies

Herrera Ávila, I.,
F.O. Plascencia Escalante,
M. Pérez Suárez,
P. Hernández de la Rosa,
G. Ángeles Pérez

DIVERSIDAD DEL
SOTOBOSQUE: UN
ATRIBUTO DE
EVALUACIÓN EN LAS
ESTRATEGIAS DE
RESTAURACIÓN
FORESTAL

UNDERSTORY DIVERSITY:
AN ASSESSMENT
ATTRIBUTE IN FOREST
RESTORATION
STRATEGIES

POLIBOTÁNICA

Instituto Politécnico Nacional

Núm. 60: 123-139. Julio 2025

DOI:
10.18387/polibotanica.60.8

Isidoro Herrera-Ávila <https://orcid.org/0009-0007-0746-5053>

Posgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados.
Carretera México-Texcoco, Montecillo, Texcoco, Edo. de México 56234

Francisca Ofelia Plascencia-Escalante / fplascen@colpos.mx 

<https://orcid.org/0000-0002-9475-5716>

Posgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados
Carretera México-Texcoco, Montecillo, Texcoco, Edo. de México 56234

Marlín Pérez-Suárez <https://orcid.org/0000-0002-7969-0061>

Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales (ICAR), Universidad Autónoma del
Estado de México. Carretera Toluca-Ixtlahuaca km 15.5, El Cerrillo Piedras
Blancas, Toluca, Estado de México, 50295

Patricia Hernández-de la Rosa <https://orcid.org/0000-0001-8577-1127>

Gregorio Ángeles Pérez <https://orcid.org/0000-0002-9550-2825>

Posgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados
Carretera México-Texcoco, Montecillo, Texcoco, Edo. de México 56234

RESUMEN La diversidad y abundancia de las especies presentes en el sotobosque son atributos de un ecosistema que ayudan a conocer la integridad, y por tanto la eficiencia de las reforestaciones que son empleadas como estrategia de restauración ecológica. El objetivo fue evaluar la diversidad vegetal del sotobosque en una zona degradada (ZD), dos zonas reforestadas con *Pinus montezumae* Lamb. de 5 y 9 años de edad (ZR5, ZR9) y un bosque de referencia (BR, remanente de bosque natural con cierto grado de perturbación). En sitios circulares, de 100 m² y 1 m² dentro de cada zona, se recolectaron e identificaron las especies presentes en el sotobosque y se estimó la diversidad alfa (índices de diversidad de Margalef, Simpson y equidad) y beta (índice de similitud de Jacard), y se calculó el índice de valor de importancia relativa (IVIR). El mayor índice de riqueza y diversidad alfa se registró en ZR5 (4.26 y 0.90 respectivamente) y, esta presentó un 64% de especies compartidas con ZR9. El BR presentó un valor máximo de IVIR de 14.40, representado por *Piptochaetium virescens* (Kunth) Parod) y en las ZD, ZR5 y ZR9 por *Muhlenbergia macroura* (Kunth) Hitchc. obtuvo los valores mayores (13.34, 7.68 y 21.39, respectivamente). El estudio mostró que la composición y riqueza de especies del sotobosque está influenciado por la edad de las reforestaciones. Se evidenciaron algunas diferencias entre las zonas bajo estudio, que reestablecen la cubierta vegetal del sotobosque e inician la recuperación de las zonas degradadas.

Palabras clave: *Pinus montezumae* Lamb., riqueza, diversidad alfa y beta, sotobosque.

ABSTRACT: The species diversity and abundance present in the understory are ecosystem attributes that allow to understand its integrity and, therefore, the efficiency of reforestation strategies used as an ecological restoration strategy. The objective was to evaluate the plant diversity of the understory in a degraded area (ZD), two areas reforested with *Pinus montezumae* Lamb., 5 and 9 years old (ZD5, ZD9), and a reference forest (BR, a remnant of natural forest with some degree of disturbance). In circular plots of 100 m² and 1 m² within each area, the species present in the understory were collected and identified, and alpha diversity

(Margalef, Simpson, and evenness diversity indices) and beta diversity (Jacard similarity index) were estimated, and the relative importance value index (IVIR) was calculated. The highest species richness index and alpha diversity were recorded in ZR5 (4.26 and 0.90, respectively) and, the latter shared 64% of species with ZR9. The BR showed a maximum IVIR value of 14.4, represented by *Piptochaetium virescens* (Kunth) Parod., and in ZD, ZR5 and ZR9 by *Muhlenbergia macroura* (Kunth) Hitchc. obtained the highest values (13.34, 7.68, and 21.39, respectively).

The study showed that the composition and species richness of the understory are influenced by the age of reforestation. Some differences were evident between the study areas, which reestablished the understory vegetation cover and initiated the recovery of degraded areas.

Key words: *Pinus montezumae* Lamb., richness, alpha and beta diversity, understory.

INTRODUCCIÓN

La restauración de los ecosistemas se ha convertido en una necesidad fundamental para los retos ambientales y socio económicos que enfrentan los ecosistemas a nivel mundial (Fremout *et al.*, 2022) debido a que una de las principales metas de la restauración es que las acciones implementadas lleven al incremento o recuperación de las funciones y servicios de estos (Derhé *et al.*, 2016; Bhutia *et al.*, 2019; Staples *et al.*, 2020). La restauración tiene impactos positivos en la biodiversidad (Huang *et al.*, 2019; Mestre *et al.*, 2017) y, por tanto, en el suministro de servicios ecosistémicos (Huang *et al.*, 2019; Deng *et al.*, 2023), ya que el número e identidad de las especies presentes influyen en una o varias de las funciones del ecosistema, como la producción y descomposición de hojarasca, almacén de carbono, retención de humedad, entre otros (Ma *et al.*, 2024; Ou *et al.*, 2020).

El sotobosque es un componente vital en los ecosistemas forestales (Su *et al.*, 2021) debido a que es un estrato de vegetación distinguible de un estrato superior -generalmente compuesto de árboles. En el sotobosque se encuentran plántulas de especies arbóreas con alturas menores a 1.5 m, además de arbustos, herbáceas líquenes y briofitas (hepáticas, antoceros y musgos), rosetas y trepadoras, entre otras. Por tanto, el sotobosque contribuye significativamente a la complejidad, estructura y función de los ecosistemas forestales restaurados (Balandier *et al.*, 2022; Deng *et al.*, 2023; Landuyt *et al.*, 2019; Mejía-Canales *et al.*, 2018). No obstante, dicha influencia requiere de un proceso de cambio continuo, de tal manera que conforme se incrementa el tiempo de la restauración, la composición y estructura vegetal cambia (Rodríguez-Calcerrada *et al.*, 2010; Ma *et al.*, 2024). De acuerdo con Ma *et al.* (2024) la diversidad de arbustos y herbáceas en bosques secundarios es significativamente afectada por la edad de la restauración (1, 10, 30, 60 y 90 años), donde las áreas de 10 y 90 años se registraron los mayores valores, lo cual está asociado a diversos factores tanto bióticos como abióticos de los sitios.

De acuerdo con la Sociedad de Restauración Ecológica (Gann *et al.*, 2016) existen atributos que deben tomarse en consideración para determinar si un sitio restaurado contiene suficientes recursos bióticos y abióticos para continuar su desarrollo sin la intervención del hombre. Entre dichos atributos se encuentran: 1. estructura: donde se observen las diferentes edades, especies, tamaño de los individuos que forman una la comunidad, bosque o ecosistema; 2. presencia de especies nativas hasta donde sea posible; 3. presencia de grupos funcionales; y 4. presencia de poblaciones con capacidad reproductiva. Estos atributos pueden ser evaluados en cualquier ecosistema, mediante tres características principales: 1. estructura 2. diversidad (taxonómica y funcional) y 3. procesos ecológicos (Ruiz-Jaén & Aide, 2005). Aunado a lo anterior, se encuentra el uso de un ecosistema o bosque de referencia con el que se puedan comparar los atributos de la zona restaurada que se está evaluando (Gann *et al.*, 2016). Bajo este contexto, la diversidad del sotobosque ha sido utilizada como un indicador de la integridad de los ecosistemas (Zhang *et al.*, 2021), por lo que las metas en los trabajos de restauración deben incluir también la restauración de las especies del sotobosque, particularmente con especies nativas (Chen *et al.*, 2018).

En México como en otros lugares del mundo, una de las prácticas ampliamente utilizadas para la recuperación de los ecosistemas forestales han sido las reforestaciones (Derhé *et al.*, 2016) las cuales tratan de acelerar los procesos de sucesión natural a través de la modificación

del microclima, además de otros beneficios. Lo anterior ha resultado en el reconocimiento de la importancia de las reforestaciones en la recuperación de zonas deforestadas y degradadas, por lo que la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) llevó a cabo la restauración forestal a gran escala mediante la operación del Programa Nacional Forestal (PRONAFOR) durante el periodo 2013-2018 (Méndez-Toribio *et al.*, 2018). Sin embargo, la gran mayoría de las investigaciones han estado enfocadas a evaluar el “éxito” de las reforestaciones de las especies arbóreas, mientras que la dinámica de las comunidades vegetales del sotobosque ha recibido muy poca atención (Duan *et al.*, 2019; Deng *et al.*, 2013). En México las reforestaciones se han considerado exitosas por el hecho de presentar una alta supervivencia de las especies plantadas. Sin embargo, la información es insuficiente cuando se pretende considerar que un ecosistema ha recuperado sus procesos y funciones, dado que es importante considerar la composición, riqueza, abundancia y diversidad, entre otros parámetros de las especies presentes en el sotobosque de los ecosistemas restaurados. Por tanto, la hipótesis de este trabajo fue que, a mayor edad de la reforestación, esta presentará menor diversidad vegetal en el sotobosque, dado que se asemejaría cada vez más a un Bosque de Referencia (BR). Para probar lo anterior, el objetivo del presente estudio fue comparar la riqueza, la diversidad, y composición de especies del sotobosque (arbustos y herbáceas) en dos zonas reforestadas con *Pinus montezumae* Lamb. de diferentes edades, una zona sin reforestar referida posteriormente como zona degradada y un bosque de referencia en el noreste del estado de Puebla. Lo anterior, bajo la expectativa de que este trabajo sirva para demostrar la importancia de considerar al sotobosque en los programas, evaluaciones e iniciativas de recuperación de áreas degradadas y deforestadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio se realizó en el ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, municipio de Xiutetelco, al noreste del estado de Puebla (19°38'19.40" N -97°24'8.71" O y 19°45'12.72" N -97°22'3.77" O) (INEGI, 2021), con una elevación entre 2,500 y 3,000 m (Figura 1).

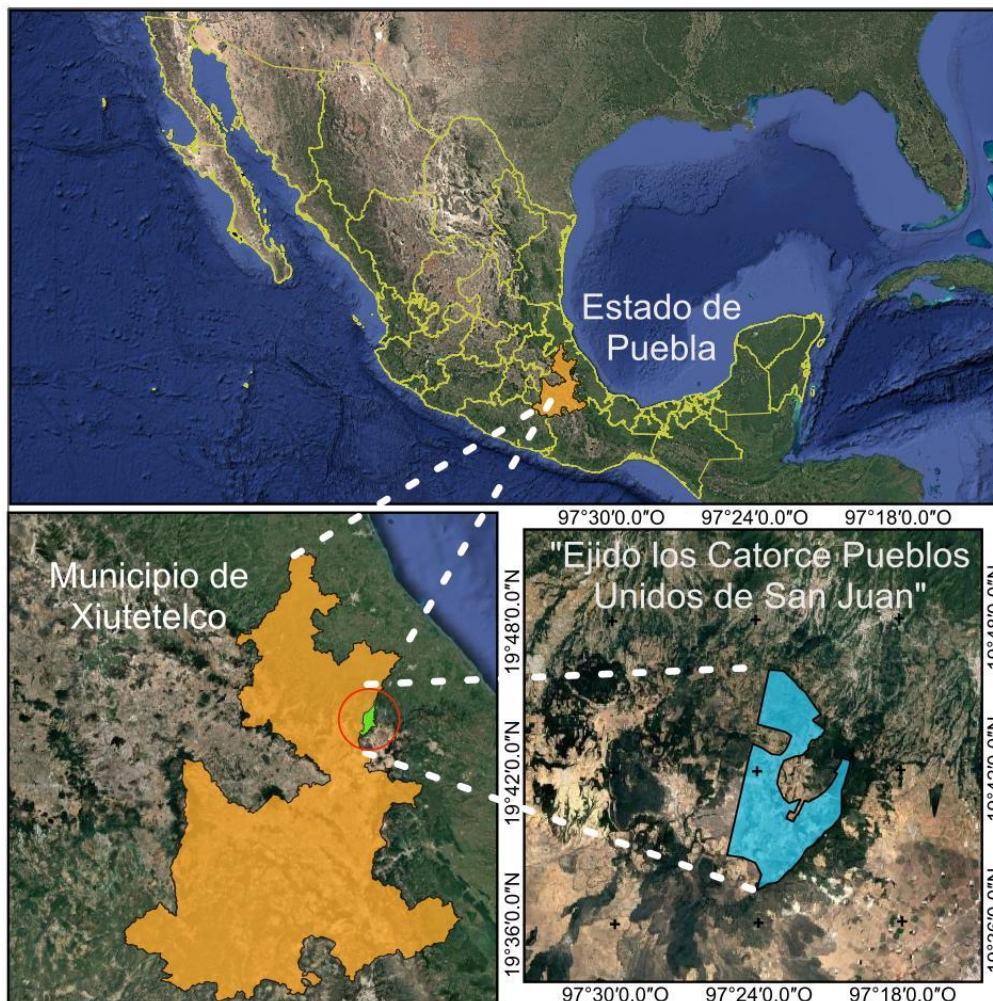


Figura 1. Ubicación geográfica del ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla.
Figure 1. Geographical location of the ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla.

El clima predominante es templado-subhúmedo, la temperatura media anual entre 12-18 °C y la precipitación promedio de 650-850 mm por año (García, 2004). Los suelos dominantes son Regosol éutrico y Andosol ócrico (INEGI, 2020). La vegetación original predominante es bosques mixtos de coníferas y latifoliadas, como *Pinus teocote* Schiede ex Schltld., *P. montezumae* Lamb., *P. patula* Schiede ex Schltld. et Cham. y *Alnus jorullensis* Kunth.

También existen diversas zonas de transición de matorral xerófilo, con diversas especies de pastos y especies arbóreas de bajo porte, típicas de clima semiárido (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), 2023).

Para llevar a cabo este estudio, se seleccionaron cuatro zonas con condiciones abióticas y fisiográficas similares (exposición, pendiente y altitud). Dos zonas reforestadas con *P. montezumae* de 5 y 9 años (ZR5 y ZR9), un bosque de referencia de *P. montezumae* Lamb. y *P. teocote* Schiede ex Schltld. (BR), área arbolada (remanente del bosque natural con cierto grado de perturbación) y una zona degradada (ZD), considerada como el testigo (t0), previa a la reforestación (Figura 2).

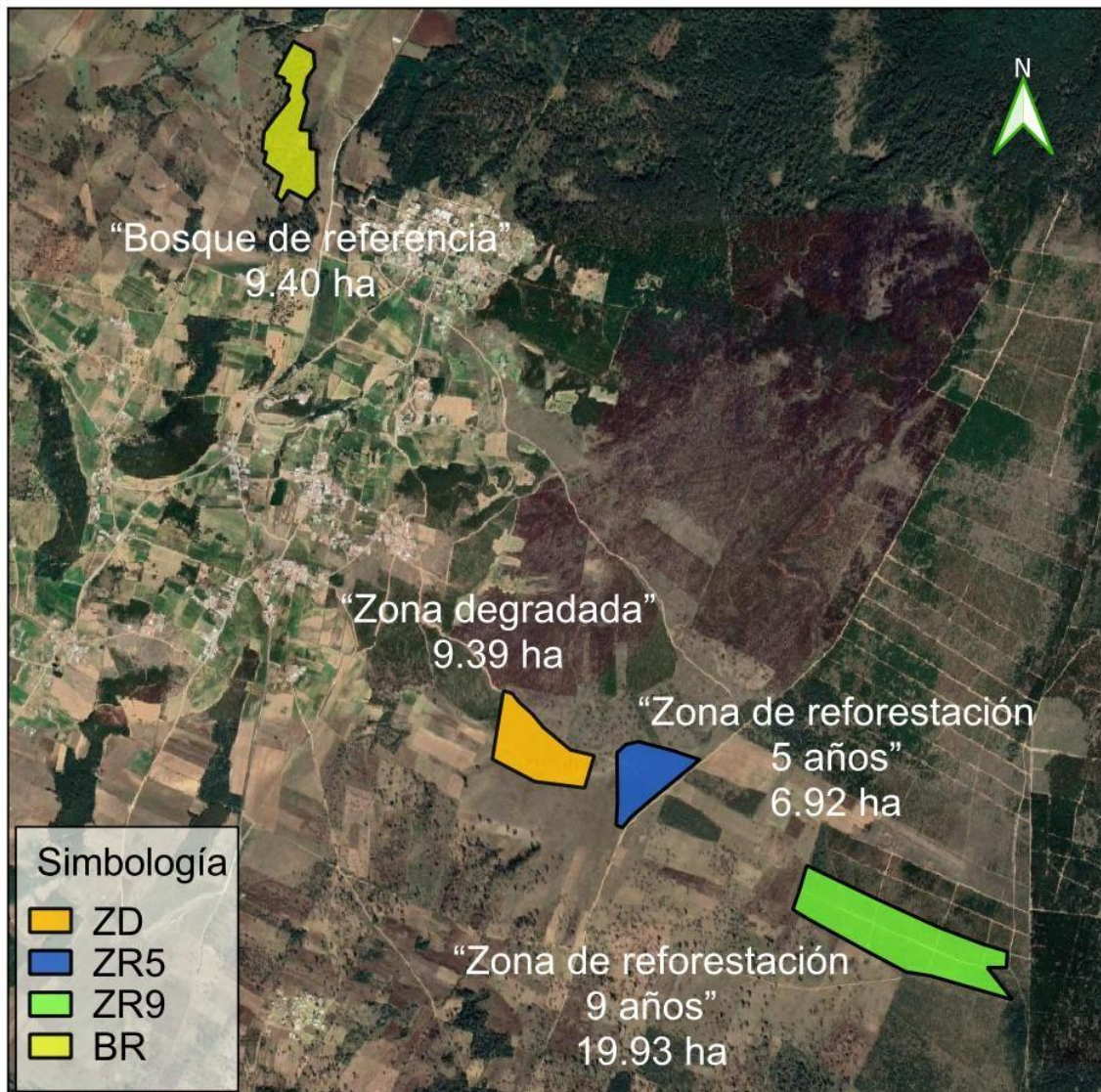


Figura 2. Ubicación de las cuatro zonas de estudio en el ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla: degradada (ZD), dos reforestaciones con *Pinus montezumae* (ZR5 y ZR9) y un bosque de referencia (BR).

Figure 2. Location of the four study areas in the ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla: degraded (ZD), two reforestations with *Pinus montezumae* (ZR5 and ZR9) and a reference forest (BR).

Diversidad del sotobosque

Mediante un muestreo aleatorio se seleccionaron cinco sitios circulares de 100 m² por zona (Figura 3) utilizando una malla de puntos (cada 100 m). Dentro de los sitios de 100 m² se establecieron cuatro sub-sitios de 1 m², con la finalidad de evaluar las especies herbáceas del sotobosque.

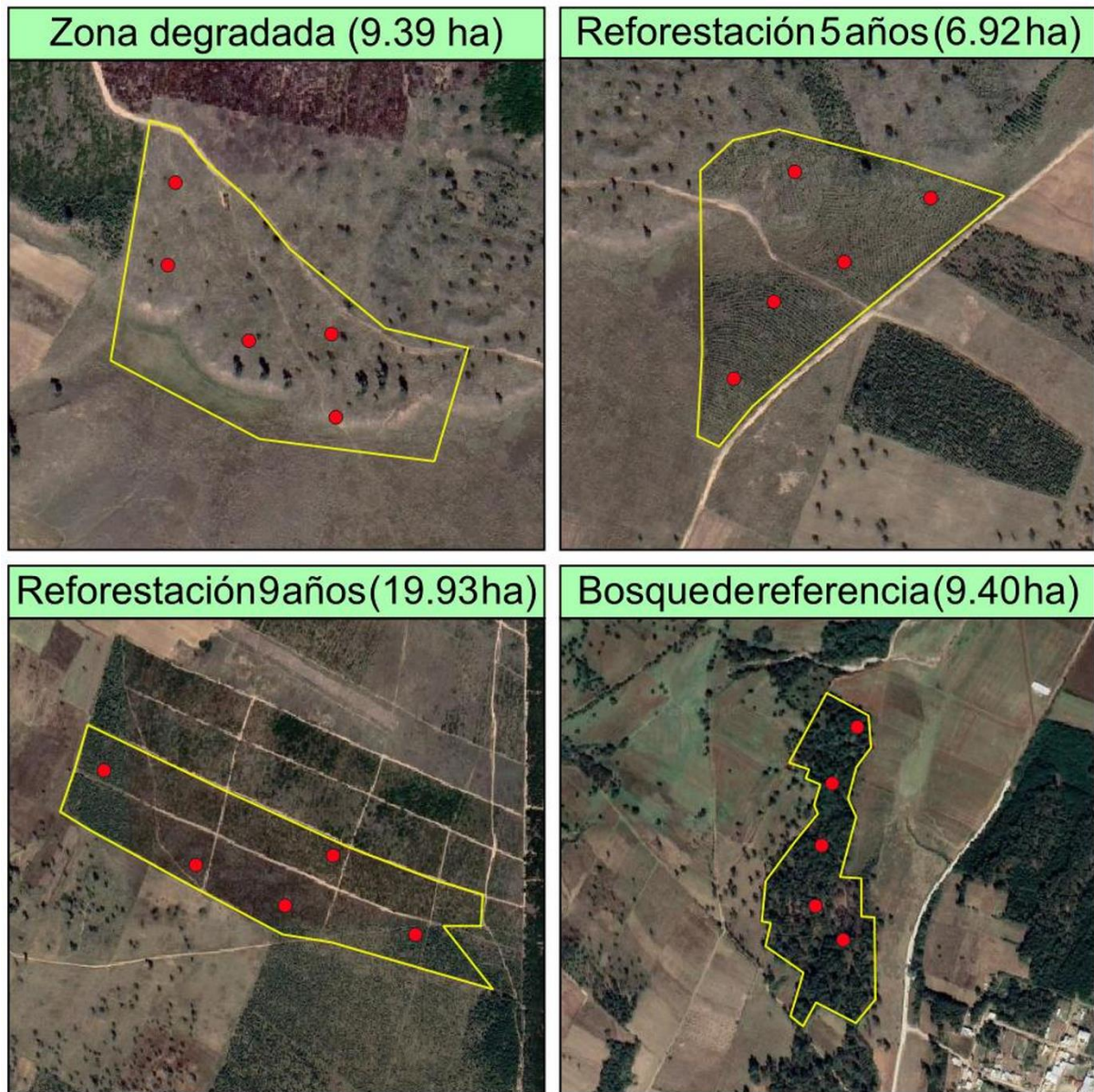


Figura 3. Distribución de los sitios de muestreo dentro de las zonas de estudio; zona degradada (ZD), dos reforestaciones con *Pinus montezumae* de 5 y 9 años (ZR5 y ZR9) y un bosque de referencia (BR), en el ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla.

Figure 3. Distribution of sampling sites within study areas; degraded zone (ZD), two reforestations with *Pinus montezumae* of 5 and 9 years old (ZR5 and ZR9) and a reference forest (BR), in the ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla.

En los sitios de 100 m² se identificaron *in situ* las especies arbustivas (plantas con crecimiento secundario leñoso y sin una definición del tallo principal) y se registró el número de individuos por especie (densidad) y diámetro de copa (cm), a partir de la cual se calculó la superficie de la copa (Rodríguez-Laguna *et al.*, 2008) para posteriormente transformarla en cobertura. En los cuatro subsitios de un m², se estimó la cobertura (%) de cada una de las especies herbáceas. Las especies no reconocidas en campo fueron llevadas al herbario

(CHAP) de la División de Ciencias Forestales, de la Universidad Autónoma Chapingo para su identificación.

Por otra parte, se generaron curvas área-especie utilizando el software EstimateS 9.1 (Moreno, 2001; Magurran, 2004; Ventura-Ríos *et al.*, 2017), para determinar la intensidad de muestreo del área total del estudio. Lo anterior indicó que en el área muestreada se capturó el 70% de la riqueza total del área de estudio. La diversidad alfa se determinó como el número de especies (riqueza total) dentro de cada zona estudiada, además de determinar la diversidad utilizando los índices de Margalef, de Simpson y el de equidad (Moreno, 2021).

Para determinar la diversidad beta (β ; es decir la similitud florística entre las zonas de estudio), se utilizó el índice de Jaccard (Moreno, 2001; Koleff, 2005). Este se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$I_j = \frac{c}{a + b - c}$$

Donde:

I_j = Índice de semejanza florística de Jaccard

a = Número de especies que se encuentran en la comunidad a

b = Número de especies que se encuentran en la comunidad b

c = Número de especies presentes en ambas comunidades a y b

El Índice de Valor de Importancia Relativo (IVIR) se calculó para las especies del sotobosque (herbáceas y arbustivas) a partir de la dominancia (cobertura) y frecuencia relativa (Mostacedo & Fredericksen, 2000)(Alday *et al.*, 2012).

$$IVIR = \frac{\text{Dominancia relativa} + \text{Frecuencia relativa}}{2} * 100$$

Donde:

$$\text{Dominancia absoluta} = \frac{\text{Cobertura de una especie}}{\text{Área muestreada}}$$

$$\text{Dominancia relativa} = \frac{\text{Dominancia absoluta por especie}}{\text{Dominancia absoluta de todas las especies}} * 100$$

La *frecuencia relativa* se estimó de la siguiente manera:

$$\text{Frecuencia absoluta} = \frac{\text{Núm. de sitios donde se presenta la especie}}{\text{Número total de sitios muestreados}}$$

Donde:

$$\text{Frecuencia relativa} = \frac{\text{Frecuencia absoluta de cada especie}}{\text{Frecuencia absoluta de todas las especies}} * 100$$

Análisis estadístico

Para determinar la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las zonas de estudio en las variables de la diversidad vegetal, se verificó la normalidad de los datos con la prueba de Shapiro-Wilk. Dado que en todos los casos se cumplió con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de un factor, con un nivel de confianza del 95%, seguido de una prueba de comparación de medias de Tukey ($\alpha=0.05$), utilizando el software R en la plataforma R Studio (The R Core Team, 2022).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Riqueza y composición vegetal.

La riqueza específica total en el área muestreada arrojó 41 especies en el sotobosque entre arbustos y herbáceas, las cuales se distribuyeron en 17 familias. El 80% de las especies encontradas (33) fueron nativas y un 20% (8) exóticas (CONABIO, 2023) (Apéndice 1). Respecto a la riqueza total dentro de las zonas de estudio, se presentó el siguiente orden decreciente: ZR5>ZD>ZR9>BR (Tabla 1). No obstante, entre ZR5 y ZD la riqueza total no fue significativamente diferente), pero sí de estas al compararlas con ZR9 y BR ($\alpha \leq 0.05$) (Tabla 1), así como entre estas dos últimas.

Tabla 1. Número de especies y comparación de medias (entre paréntesis) por forma de vida entre las cuatro zonas de estudio: una zona degradada (ZD), en dos reforestaciones (ZR5 y ZR9) y un bosque de referencia (BR), en el ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla.

Table 1. Number of species and comparison of means (in parentheses) by life form between the four study areas: a degraded zone (ZD), in two reforestations (ZR5 and ZR9) and a reference forest (BR), in the ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla

Forma de vida	ZD	ZR5	ZR9	BR
Herbáceas	32 (21.8) ^a	31 (22.0) ^a	24 (14.4) ^b	17 (9.0) ^c
Arbustos	0 (0) ^b	2 (2.0) ^a	2 (2.0) ^a	2 (2.0) ^a
Riqueza Total	32 (21.8) ^a	33 (24) ^a	26 (16.4) ^b	19 (11.0) ^c

ZD: zona degradada, ZR5: zona con 5 años de haber sido reforestada, ZR9: zona con 9 años de haber sido reforestada, y BR: bosque de referencia. Comparación entre zonas de estudio para una misma forma de vida. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas entre zonas para cada forma de vida ($\alpha = 0.05$).

ZD: degraded zone, ZR5: zone that has been reforested for 5 years, ZR9: zone that has been reforested for 9 years, and BR: reference forest. Comparison between study zones for the same life form. Different letters indicate significant statistical differences ($\alpha \leq 0.05$), between zones for the life form.

En el sotobosque las especies herbáceas fueron las más abundantes en todas las zonas estudiadas (Tabla 1), con un mayor número de especies. No obstante, destaca que el BR fue el que presentó una menor riqueza total de especies herbáceas (17 especies). Respecto a los arbustos, estos presentaron 0 especies en la ZD, significativamente menor a ZR5=ZR9=BR. Si bien no hay un patrón en cuanto al incremento de la riqueza de especies conforme se incrementa la edad de los rodales analizados en este estudio, resalta el hecho de que ZD y ZR5 no presentan diferencias estadísticas significativas en riqueza, mientras que ZR9 se diferencia de dichas zonas, así como de BR.

De acuerdo con Ma *et al.* (2024) la disponibilidad de luz afecta directamente a las especies herbáceas, particularmente a las perennes, por lo que tanto la diversidad de arbustos perennes y herbáceas fue significativamente afectada por la edad de la restauración. Dichos autores señalaron que los valores mayores en diversidad específica se presentaron en las áreas de 10 y 90 años, comparado con los menores valores encontrados a los 60 años. Así en nuestro estudio, el BR como se esperaba, presentó la menor riqueza de especies en el sotobosque, posiblemente por la entrada menor de luz por efecto de la cobertura del dosel arbóreo. En varios estudios se ha demostrado que el dosel superior tiene un efecto sobre la composición del sotobosque (Chen *et al.*, 2018), debido a que este modifica el ambiente lumínico en el interior del bosque por la reducción en la trasmisión de hacia la parte baja. Este se considera una de las principales fuerzas que determinan la abundancia de especies en el sotobosque, ya que la menor entrada de luz modifica las condiciones ambientales, disminuye la temperatura y aumenta la humedad en el piso forestal, lo que a su vez modifica la química del matillo y suelo superficial (Ou *et al.*, 2020; Shen *et al.*, 2020).

La similitud entre ZR5 y ZD en cuanto a la mayor riqueza de especies herbáceas es apoyado por los resultados de Poudel *et al.* (2019), quienes encontraron que en los rodales más jóvenes

se presenta una mayor diversidad de especies herbáceas y que la edad del rodal tiene un efecto en la composición, la diversidad y la abundancia de las especies en el sotobosque. Por otro lado, la presión antrópica (e.g., fuego, pastoreo, tala no regulada) puede modificar drásticamente la compleja relación entre los factores abióticos y bióticos. Por ejemplo, el microclima se ve modificado al aumentar la radiación solar y disminuir la disponibilidad de agua en el suelo (Kutnar *et al.*, 2019; Ou *et al.*, 2020; Shen *et al.*, 2020) lo que se puede observar en ZD y ZR5. Bajo estas condiciones las especies pioneras contribuyen al aumento de la riqueza específica (Gotelli, 2008; Ares *et al.*, 2010), aunque estas especies no persisten de manera indefinida. La presencia de las especies pioneras tiene efectos positivos tanto en la estabilización del suelo (e.g., gramíneas amacolladas) como en la aportación de sombra. Adicionalmente, cuando estas especies mueren y se incorporan al mantillo, durante el proceso de descomposición aportan nutrientes al suelo a una mayor velocidad que otro tipo de especies, favoreciendo la presencia de nuevas especies en el proceso de sucesión. Las especies pioneras son remplazadas por especies tolerantes a la sombra a medida que el dosel superior se va cerrando (Poudel *et al.*, 2019). Bajo este contexto, en el área de estudio, la perturbación por actividades humanas (principalmente pastoreo) de poblados aledaños puede explicar parcialmente la menor riqueza encontrada en el BR (Kutnar *et al.*, 2019; Granados-Victorino *et al.*, 2015; Luna-Bautista *et al.*, 2015).

La riqueza y diversidad del sotobosque, son los componentes más importantes de la diversidad vegetal en los estratos de un bosque, contribuyendo a diferentes funciones en el ecosistema (Quijada *et al.*, 2020; Mejía-Canales *et al.*, 2018; Chen *et al.*, 2018). A pesar de que las especies herbáceas representan únicamente el 1% de la biomasa de los bosques, estas contribuyen en más de un 20% al matillo foliar del piso forestal, el cual destaca por su importancia en la incorporación de nutrientes que puede ser mucho más alta que la que proporcionan los árboles (Gillam, 2007). En este estudio, ZD y ZR5 presentan condiciones y características similares en relación con la cantidad de luz, suelos pobres en nutrientes y poca humedad, pudiendo generar ambientes que promueven la dominancia de especies pioneras (Cabrera-Luna & Gómez-Sánchez, 2005).

En cuanto a las familias registradas en todo el sotobosque se encontró que las de mayor número de especies fueron la Asteraceae (13), Poaceae (5), Fabaceae (3) y Lamiaceae (3), las cuales son características de regiones montañosas, áridas y semiáridas de México, concordando con lo reportado por Pompa-Castillo *et al.* (2021), en una zona montañosa similar a la del presente estudio. Por tanto, conocer con mayor detalle las interacciones entre los diferentes factores bióticos y abióticos de un sitio, permitirá tomar mejores decisiones para su recuperación.

Diversidad alfa y beta del sotobosque

El índice de diversidad de Margalef mostró diferencias estadísticas significativas ($\alpha= 0.05$) entre las zonas de estudio, donde el valor mayor se encontró en ZD (4.67) y ZR5 (4.26), es decir en la zona degradada y la plantación más joven y, el menor valor en el BR (2.42) (Tabla 2). La diversidad calculada con el índice de Simpson mostró diferencias estadísticas entre condiciones evaluadas, observándose mayor diversidad en ZR5 (0.90) y ZD (0.88) que coincide con el resultado observado con el índice de Margalef. La zona del BR (0.80) presentó un valor intermedio y ZR9, la condición que presentó la menor diversidad (0.78) (Tabla 2). Por tanto, se observó un patrón de disminución de la diversidad con el aumento de la edad del rodal. Al respecto, Morales-Salazar *et al.* (2012) sostienen que el aumento en la diversidad de especies está en función de la edad del bosque y de su estadio sucesional, además que la diversidad del sotobosque presenta una variación significativa a lo largo de gradientes bióticos y abióticos (Deng *et al.*, 2023). Lo anterior, puede explicar parcialmente lo observado en el presente estudio, donde el BR mostró la menor riqueza y diversidad de especies en el sotobosque (Tabla 1, 2).

Tabla 2. Índice de Margalef, índice de Simpson y equidad del sotobosque en las cuatro zonas de estudio en el ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla.

Table 2. Margalef richness index, Simpson index, and understory equity, in the four study zones in the ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla.

Zonas	Índice de Margalef	Índice de Simpson (1-D)	Equidad (1/D)/S
ZD	4.67 a	0.88 ab	0.39 ab
ZR5	4.26 a	0.90 a	0.45 ab
ZR9	3.16 b	0.78 c	0.30 b
BR	2.42 b	0.80 bc	0.47 a

Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas entre zonas para los índices de Margalef y Simpson y la equidad ($\alpha \leq 0.05$). ZD: zona degradada, ZR5: zona reforestada de 5 años, ZR9: zona reforestada de 9 años y BR: bosque de referencia.

Different letters indicate statistically significant differences between zones for the Margalef and Simpson indices and equity ($\alpha \leq 0.05$). ZD: degraded area, ZR5: 5-year reforested area, ZR9: 9-year reforested area and RF: reference forest.

El índice de Simpson está influenciado por la abundancia de las especies dominantes (Magurran, 2004), lo cual es evidente en ZR9 por los valores de diversidad y equidad, atribuido principalmente a la especie dominante *Muhlenbergia macroura* (Kunth) Hitchc. (Tabla 2). La presencia, abundancia y dominancia de dicha especie en el área de estudio es destacable, y puede verse favorecida por los incendios, tala no regulada y pastoreo que se registran ahí. Sus atributos de ser una gramínea perenne y pionera que forma grandes macollos, además de su raíz fibrosa, le confieren resistencia y capacidad para permanecer en sitios expuestos a perturbaciones tanto naturales como antrópicas (Mejía-Saules, 1993). *Baccharis conferta* Kunth y *Senecio salignus* D.C. también registradas en la zona de estudio, son especies pioneras que aparecen y se desarrollan después de una perturbación (incendio, agricultura, tala no regulada y pastoreo) por lo que estas especies son importantes en la incorporación de materia orgánica al suelo y reciclaje de nutrientes, así como provisión de refugios y alimento para fauna (Rendón-Pérez *et al.*, 2021).

En cuanto a la diversidad beta, ZR5 y ZR9 compartieron un 64% de especies y SD-ZR5 un 63%. Por el contrario, el BR presentó el menor porcentaje de especies compartidas con las demás zonas (Tabla 3). Chust *et al.* (2006) señalan que la diversidad beta se correlaciona con la distancia geográfica entre condiciones evaluadas, el clima (especialmente la precipitación) y la elevación; mientras que la pendiente y la geología del lugar registraron una correlación baja en un bosque tropical en Panamá. Si bien en este estudio no se analizó la correlación con variables ambientales, las observaciones en campo indican una mayor disponibilidad de luz en ZD, ZR5 y ZR9, que en BR. Para tener mayores evidencias es conveniente medir otros factores abióticos como podrían ser variables físico-químicas del suelo (textura, disponibilidad de nutrientes, saturación de bases del suelo, CIC, etc.) con la finalidad de entender con mayor claridad el porqué de la similitud específica de las zonas estudiadas como lo señalan Chust *et al.* (2006).

Tabla 3. Diversidad beta para el sotobosque de cuatro zonas de estudio: zona degradada (ZD), dos zonas reforestadas de 5 y 9 años (ZR5 y ZR9), y un bosque de referencia (BR), en el ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla.

Table 3. Beta diversity of four study zones: degraded zone (ZD), two reforested zones of 5 and 9 years (ZR5 and ZR9), and a reference forest (BR), in the ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla.

Zonas	ZD	ZR5	ZR9	BR
ZD	1.00	0.63	0.52	0.25
ZR5	0.63	1.00	0.64	0.24
ZR9	0.52	0.64	1.00	0.35
BR	0.25	0.24	0.35	1.00

Índice de valor de importancia relativa

Los resultados del IVIR mostraron que, en todo el sotobosque *M. macroura* fue la especie más importante ecológicamente, con 13.34, 7.68 y 21.39% en las zonas, ZD, ZR5 y ZR9, respectivamente. El BR se diferenció por ser *P. virescens* la especie que registró el mayor valor de IVIR (14.40%). En todas las condiciones *M. macroura* estuvo presente, aunque en el BR pasó a un tercer lugar, con un IVIR de 10.75%. El resto de las especies presentes por zona tiene valores de IVIR relativamente bajos si se comparan con los valores de *M. macroura* y *P. virescens* (Tabla 4).

La composición de especies del sotobosque está regulada por la presencia de un dosel superior que determina la entrada de luz (cantidad y calidad) y por tanto su disponibilidad para favorecer a las especies demandantes de luz en el proceso de germinación y ocupación del sitio (Rendón-Pérez *et al.*, 2021). Lo anterior, parece ser el caso de *M. macroura* que estuvo presente en las cuatro zonas de estudio, notándose los mayores valores en SD, ZR5, y ZR9 (Tabla 4), donde no existe un dosel cerrado que impida la entrada de luz. En cambio, en el BR la cobertura del dosel es mayor comparado con el dosel de las reforestaciones, por lo que el ingreso de luz es menor, a su vez puede haber mayor humedad y nutrimentos en el suelo, lo que favorece la presencia de otras especies en el sotobosque y que se ve reflejado en los menores valores del índice de Jaccard al compararse con las demás zonas (Tabla 3). *Muhlenbergia macroura* tiene una distribución natural en ecosistemas de praderas alpinas y subalpinas (zacatonales) en el Eje Neovolcánico Transversal en bosques de pino, encino, encino-pino y oyamel y en altitudes que van de los 1800 a 4000 m (Mejía-Saules, 1993), condiciones que concuerdan con el área del presente estudio.

Tabla 4. Índice de valor de importancia relativa (IVIR) del sotobosque, en una zona degradada (ZD), en reforestaciones con *P. montezumae* de 5 y 9 años (ZR5 y ZR9), y un bosque de referencia (BR) en el ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla.

Table 4. Relative Importance Value Index (IVIR) of the understory, in a degraded zone (ZD), in reforestations of 5 and 9 years with *P. montezumae* (ZR5 and ZR9), and a reference forest (BR) in the ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla.

Especies	Dominancia absoluta (%)	Dominancia relativa	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa	IVI al 100 %
ZD					
<i>Muhlenbergia macroura</i> (Kunth) Hitchc	147	22.10	5	4.59	13.34
<i>Piptochaetium virescens</i> (Kunth) Parod	76	11.39	4	3.67	7.53
<i>Eryngium carlinae</i> F. Delaroché	63	9.54	5	4.59	7.06
<i>Plantago nivea</i> Kunth	61	9.20	5	4.59	6.89
<i>Arenaria lycopodioides</i> Willd. ex Schltl.	54	8.14	5	4.59	6.37
<i>Trifolium repens</i> L.	31	4.60	5	4.59	4.59
<i>Rumex acetosella</i> L.	29	4.30	5	4.59	4.44
<i>Viola hookeriana</i> H.B.K	25	3.70	5	4.59	4.14
<i>Pseudognaphalium roseum</i> (Kunth) Anderb.	24	3.58	5	4.59	4.08
<i>Euphorbia terracina</i> L.	18	2.68	5	4.59	3.63
<i>Geranium lilacium</i> Kunth	14	2.11	5	4.59	3.35
<i>Bidens triplinervia</i> Kunth	13	2.00	5	4.59	3.29
<i>Erigeron longipes</i> DC.	23	3.39	3	2.75	3.07
<i>Salvia lavanduloides</i> Kunth	10	1.43	5	4.59	3.01
<i>Oxalis corniculata</i> L.	9	1.28	5	4.59	2.93
<i>Arenaria reptans</i> Hemsl.	8	1.21	5	4.59	2.90
<i>Hypericum silenoides</i> Juss.	7	1.02	5	4.59	2.80
<i>Ammi majus</i> L.	9	1.32	4	3.67	2.49
<i>Sibthorpia repens</i> (Mutis ex L.) Kuntze	14	2.07	2	1.83	1.95
<i>Taraxacum officinale</i> G. H. Weber ex Wigg.	5	0.75	3	2.75	1.75
<i>Festuca elatior</i> L.	5	0.75	2	1.83	1.29

Especies	Dominancia absoluta (%)	Dominancia relativa	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa	IVI al 100 %
<i>Oxalis alpina</i> (Rose) Rose ex R. Knuth	5	0.75	2	1.83	1.29
<i>Erigeron</i> sp.	4	0.57	2	1.83	1.20
<i>Fragaria vesca</i> L.	2	0.23	2	1.83	1.03
<i>Conyza schiedeana</i> (Less) Cronquist	1	0.19	2	1.83	1.01
<i>Halenia brevicornis</i> (Kunth) G. Don	1	0.08	2	1.83	0.96
<i>Cirsium raphilepis</i> (Hemsl.) Petrak	4	0.57	1	0.92	0.74
<i>Erigeron karvinskianus</i> DC.	4	0.57	1	0.92	0.74
<i>Bromus catharticus</i> Vahl	1	0.19	1	0.92	0.55
<i>Galium praetermissum</i> Greenm	1	0.11	1	0.92	0.52
<i>Potentilla candicans</i> Bonpl	1	0.11	1	0.92	0.52
<i>Astragalus coccineus</i> (Parry) Brandegee	1	0.08	1	0.92	0.50
	663	100	109	100	100
ZR5					
<i>Muhlenbergia macroura</i> (Kunth) Hitchc	84	12.03	4	3.33	7.68
<i>Astragalus lyonnnetii</i> Barneby	78	11.16	4	3.33	7.25
<i>Bidens triplinervia</i> Kunth	66	9.44	5	4.17	6.80
<i>Piptochaetium virescens</i> (Kunth) Parod	62	8.83	5	4.17	6.50
<i>Arenaria lycopodioides</i> Willd. ex Schldl.	43	6.17	5	4.17	5.17
<i>Heterotheca inuloides</i> Cass.	40	5.74	5	4.17	4.96
<i>Eryngium carlinae</i> F. Delaroché	36	5.10	5	4.17	4.63
<i>Erigeron karvinskianus</i> DC.	28	3.98	5	4.17	4.08
<i>Rumex acetosella</i> L.	21	3.02	5	4.17	3.59
<i>Erigeron</i> sp.	24	3.37	4	3.33	3.35
<i>Baccharis conferta</i> Kunth	16	2.29	5	4.17	3.23
<i>Erigeron longipes</i> DC.	28	3.95	3	2.50	3.22
<i>Senecio salignus</i> DC.	14	2.08	5	4.17	3.12
<i>Geranium lilacium</i> Kunth	14	1.97	5	4.17	3.07
<i>Astragalus coccineus</i> (Parry) Brandegee	24	3.41	3	2.50	2.96
<i>Hypericum silenoides</i> Juss.	11	1.58	5	4.17	2.87
<i>Trifolium repens</i> L.	10	1.36	5	4.17	2.77
<i>Viola hookeriana</i> H.B.K	17	2.48	3	2.50	2.49
<i>Pseudognaphalium roseum</i> (Kunth) Anderb.	5	0.72	5	4.17	2.44
<i>Plantago nivea</i> Kunth	17	2.37	3	2.50	2.43
<i>Potentilla candicans</i> Bonpl	16	2.33	3	2.50	2.42
<i>Euphorbia terracina</i> L.	8	1.15	4	3.33	2.24
<i>Oxalis corniculata</i> L.	8	1.15	4	3.33	2.24
<i>Festuca elatior</i> L.	3	0.43	4	3.33	1.88
<i>Ammi majus</i> L.	5	0.65	3	2.50	1.57
<i>Conyza schiedeana</i> (Less) Cronquist	2	0.32	3	2.50	1.41
<i>Salvia prunelloides</i> Kunth	6	0.83	2	1.67	1.25
<i>Oxalis alpina</i> (Rose) Rose ex R. Knuth	4	0.54	2	1.67	1.10
<i>Halenia brevicornis</i> (Kunth) G. Don	2	0.25	2	1.67	0.96
<i>Lepechinia schiedeana</i> (Schldl.) Vatke	8	1.08	1	0.83	0.96
<i>Taraxacum officinale</i> G. H. Weber ex Wigg.	1	0.11	1	0.83	0.47
<i>Cirsium raphilepis</i> (Hemsl.) Petrak	1	0.07	1	0.83	0.45
<i>Arenaria reptans</i> Hemsl.	0	0.04	1	0.83	0.43
	696	100	120	100	100
ZR9					
<i>Muhlenbergia macroura</i> (Kunth) Hitchc	253	36.68	5	6.10	21.39
<i>Arenaria lycopodioides</i> Willd. ex Schldl.	76	11.08	5	6.10	8.59
<i>Rumex acetosella</i> L.	67	9.73	5	6.10	7.92

Especies	Dominancia absoluta (%)	Dominancia relativa	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa	IVI al 100 %
<i>Piptochaetium virescens</i> (Kunth) Parod	39	5.67	5	6.10	5.88
<i>Oxalis corniculata</i> L.	37	5.30	5	6.10	5.70
<i>Astragalus lyonnetii</i> Barneby	43	6.21	4	4.88	5.54
<i>Potentilla candicans</i> Bonpl	46	6.72	2	2.44	4.58
<i>Oxalis alpina</i> (Rose) Rose ex R. Knuth	26	3.78	4	4.88	4.33
<i>Baccharis conferta</i> Kunth	8	1.18	5	6.10	3.64
<i>Senecio salignus</i> DC.	8	1.18	5	6.10	3.64
<i>Erigeron karvinskianus</i> DC.	15	2.11	4	4.88	3.49
<i>Bidens triplinervia</i> Kunth	13	1.85	4	4.88	3.37
<i>Heterotheca inuloides</i> Cass.	11	1.60	4	4.88	3.24
<i>Astragalus coccineus</i> (Parry) Brandege	17	2.40	3	3.66	3.03
<i>Trifolium repens</i> L.	5	0.65	4	4.88	2.77
<i>Ammi majus</i> L.	4	0.51	3	3.66	2.08
<i>Festuca elatior</i> L.	2	0.22	3	3.66	1.94
<i>Erigeron</i> sp.	7	0.94	2	2.44	1.69
<i>Geranium lilacium</i> Kunth	3	0.44	2	2.44	1.44
<i>Eryngium carlinae</i> F. Delaroche	2	0.22	2	2.44	1.33
<i>Fragaria vesca</i> L.	4	0.54	1	1.22	0.88
<i>Galium praetermissum</i> Greenm	3	0.36	1	1.22	0.79
<i>Plantago nivea</i> Kunth	3	0.36	1	1.22	0.79
<i>Cirsium raphilepis</i> (Hemsl.) Petrak	1	0.18	1	1.22	0.70
<i>Bromus catharticus</i> Vahl	0	0.04	1	1.22	0.63
<i>Hypericum silenoides</i> Juss.	0	0.04	1	1.22	0.63
	688	100	82	100	100
BR					
<i>Piptochaetium virescens</i> (Kunth) Parod	64	19.70	5	9.09	14.40
<i>Geranium lilacium</i> Kunth	61	18.85	3	5.45	12.15
<i>Muhlenbergia macroura</i> (Kunth) Hitchc	46	14.24	4	7.27	10.75
<i>Fleischmannia pycnocephala</i> (Less.) R.M. King & Rob.	32	9.93	5	9.09	9.51
<i>Baccharis conferta</i> Kunth	20	6.18	5	9.09	7.64
<i>Lepechinia schiedeana</i> (Schltdl.) Vatke	20	6.16	4	7.27	6.71
<i>Aegopogon cenchroides</i> Humb. & Bonpl. ex Willd	29	8.93	2	3.64	6.28
<i>Senecio salignus</i> DC.	8	2.55	5	9.09	5.82
<i>Fragaria vesca</i> L.	9	2.77	4	7.27	5.02
<i>Bidens triplinervia</i> Kunth	13	3.85	2	3.64	3.74
<i>Bromus catharticus</i> Vahl	2	0.46	3	5.45	2.96
<i>Roldana lineolata</i> (DC.) H. Rob & Brettell	7	2.08	2	3.64	2.86
<i>Galium praetermissum</i> Greenm	3	1.00	2	3.64	2.32
<i>Oxalis alpina</i> Rose ex R. Knuth	1	0.31	2	3.64	1.97
<i>Rumex acetosella</i> L.	6	1.69	1	1.82	1.76
<i>Ammi majus</i> L.	0	0.08	1	1.82	0.95
<i>Trifolium repens</i> L.	0	0.08	1	1.82	0.95
<i>Viola hookeriana</i> H.B.K	0	0.08	1	1.82	0.95
	325	100	55	100	100

CONCLUSIONES

El sotobosque es un componente importante en la riqueza y diversidad en las reforestaciones, particularmente las especies herbáceas. Los resultados, en general, corroboran la hipótesis planteada, ya que el sotobosque fue menos diverso a medida que la edad de las reforestaciones aumentó; aunque en términos de composición esto no sucedió, ya que el BR fue el que menos similitud presentó con las demás condiciones (ZD, ZR5 y ZR9). La especie *Muhlenbergia macroura* representó el mayor IVIR dentro del sotobosque, lo que la cataloga con un valor de importancia estructural alto en las reforestaciones evaluadas.

Es importante dar seguimiento a estas reforestaciones, llevando a cabo evaluaciones a corto, mediano y largo plazo para obtener un panorama más amplio sobre los cambios de distintos atributos, funciones y procesos. Los resultados indican que el identificar los cambios que ocurren en la composición y diversidad del sotobosque a medida que la estructura horizontal de las reforestaciones cambia, puede ser un referente para determinar si las prácticas implementadas están contribuyendo a la recuperación de una zona o ecosistema degradado. La reforestación como estrategia para la recuperación del ecosistema parece estar funcionando en el área de estudio, sin embargo, se necesita continuar con las observaciones tanto de la composición de especies del sotobosque como de otros procesos ecológicos.

LITERATURA CITADA

- Alday, J. G., Martínez, C., & Bravo F. (2012). Regeneración natural y conservación de la diversidad vegetal en masas de *Pinus pinaster* Ait. In G. M. Francisco Javier Gordo, Rafael Calama, Marta Pardo, Francisco Bravo (Ed.), *La problemática de la regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana* (pp. 219–237). https://pfcyl.es/sites/default/files/biblioteca/documentos/regeneracion_pinares.pdf
- Ares, A., Neill, A. R., & Puettmann, K. J. (2010). Understorey abundance, species diversity and functional attribute response to thinning in coniferous stands. *Forest Ecology and Management*, 260(7), 1104–1113. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.023>
- Balandier, P., Gobin, R., Prévosto, B., & Korbolevsky, N. (2022). The contribution of understorey vegetation to ecosystem evapotranspiration in boreal and temperate forests: a literature review and analysis. *European Journal of Forest Research*, 141(6), 979–997. <https://doi.org/10.1007/s10342-022-01505-0>
- Bhutia, Y., Gudasalamani, R., Ganesan, R., & Saha, S. (2019). Assessing forest structure and composition along the altitudinal gradient in the state of Sikkim, Eastern Himalayas, India. *Forests*, 10(8). <https://doi.org/10.3390/f10080633>
- Cabrera-Luna, J. A., & Gómez-Sánchez, M. (2005). Análisis Florístico de la Cañada, Querétaro, México. *Botanical Sciences*, 77, 35–50. <https://doi.org/10.17129/botsci.1711>
- Chen, H. Y. H., Biswas, S. R., Sobey, T. M., Brassard, B. W., & Bartels, S. F. (2018). Reclamation strategies for mined forest soils and overstorey drive understorey vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 55(2), 926–936. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13018>
- Chust, G., Chave, J., Condit, R., Aguilar, S., Lao, S., & Pérez, R. (2006). Determinants and spatial modeling of tree β -diversity in a tropical forest landscape in Panama. *Journal of Vegetation Science*, 17(1), 83–92. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02426.x>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (2023). *Flora y Fauna de México*. <https://www.biodiversidad.gob.mx/>
- Deng, J., Fang, S., Fang, X., Jin, Y., Kuang, Y., Lin, F., Liu, J., Ma, J., Nie, Y., Ouyang, S., Ren, J., Tie, L., Tang, S., Tan, X., Wang, X., Fan, Z., Wang, Q. W., Wang, H., & Liu, C. (2023). Forest understorey vegetation study: current status and future trends. *Forestry Research*, 2023(3–6). <https://doi.org/10.48130/FR-2023-0006>

- Derhé, M. A., Murphy, H., Monteith, G., & Menéndez, R. (2016). Measuring the success of reforestation for restoring biodiversity and ecosystem functioning. *Journal of Applied Ecology*, 53(6), 1714–1724. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12728>
- Duan, M., House, J., & Chang, S. X. (2019). Understory plant communities vary with tree productivity in two reclaimed boreal upland forest types in Canada. *Forest Ecology and Management*, 453 (February), 117577. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117577>
- Fremout, T., Thomas, E., Taedoumg, H., Briers, S., Gutiérrez-Miranda, C. E., Alcázar-Cañedo, C., Lindau, A., Mounmeme Kpoumie, H., Vinceti, B., Kettle, C., Ekué, M., Atkinson, R., Jalonen, R., Gaisberger, H., Elliott, S., Brechbühler, E., Ceccarelli, V., Krishnan, S., Vacik, H., ... Muys, B. (2022). Diversity for Restoration (D4R): Guiding the selection of tree species and seed sources for climate-resilient restoration of tropical forest landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 59(3), 664–679. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14079>
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., & Dixon, K. W. (2016). *Principios y Estándares Internacionales para la Práctica de la Restauración Ecológica*. www.SER.org
- García, E. (2004). *Modificación al Sistema de Clasificación Climática de Koppen* (Quinta). Universidad Autónoma de México, Instituto de Geografía. <http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/view/83/82/251-1>
- Gillam, F. S. (2007). The Ecological Significance of the Herbaceous Layer in Temperate Forest Ecosystems. *BioScience*, 57(10), 846–858. <https://academic.oup.com/bioscience/article/57/10/845/232416>
- Gotelli, N. J. (2008). *A Primer of Ecology* (4th ed.). Sinauer Associated.
- Granados-Victorino, R. L., Granados-Sánchez, D., & Sánchez-González, A. (2015). Caracterización y ordenación de los bosques de pino piñonero (*Pinus cembroides* subsp. *orizabensis*) de la Cuenca Oriental (Puebla, Tlaxcala y Veracruz). *Madera y Bosques*, 21(2), 23–42.
- Huang, C., Zhou, Z., Peng, C., Teng, M., & Wang, P. (2019). How is biodiversity changing in response to ecological restoration in terrestrial ecosystems? A meta-analysis in China. *Science of The Total Environment*, 650(1), 1–9.
- INEGI. (2021). *Anuario estadístico y geográfico por entidad federativa 2020*.
- Koleff, P. (2005). Conceptos y medidas de la Diversidad Beta. In G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff, & A. Melic (Eds.), *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades alfa, beta y gamma* (Vol. 4, pp. 19–40). *m 3 m M o n o g r a f í a s 3er Milenio*. <http://entomologia.rediris.es/sea>
- Kutnar, L., Nagel, T. A., & Kermavnar, J. (2019). Effects of disturbance on understory vegetation across slovenian forest ecosystems. *Forests*, 10(11), 1–16. <https://doi.org/10.3390/F10111048>
- Landuyt, D., De Lombaerde, E., Perring, M. P., Hertzog, L. R., Ampoorter, E., Maes, S. L., De Frenne, P., Ma, S., Proesmans, W., Blondeel, H., Sercu, B. K., Wang, B., Wasof, S., & Verheyen, K. (2019). The functional role of temperate forest understory vegetation in a changing world. *Global Change Biology*, 25(11), 3625–3641. <https://doi.org/10.1111/gcb.14756>
- Luna-Bautista, L., Hernández De La Rosa, P., Velázquez-Martínez, A., Gómez-Guerrero, A., & Acosta-Mireles, M. (2015). El sotobosque en la composición y diversidad de áreas bajo manejo forestal en Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 21(1), 109–121. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2014.08.037>
- Ma, Y., Xu, F., Wei, J., Wang, W., Wu, Z., Xu, D., Haider, F. U., Li, X., & Dong, Y. (2024). Ecological Restoration Increases the Diversity of Understory Vegetation in Secondary Forests: An Evidence from 90 Years of Forest Closures. *Forests*, 15(9), 1–14. <https://doi.org/10.3390/f15091642>
- Magurran, A. (2004). *Measuring Biological Diversity* (First). Blackwell Publishing.

- Mejía-Canales, A. M., Franco-Maass, S., Endara-Agramont, A. R., & Akerberg, V. Á. (2018). Characterization of the understory in dense pine and fir forests of the Nevado de Toluca. *Madera y Bosques*, 24(3). <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2431656>
- Mejía-Saules, M. T. (1993). Uso de *Muhlenbergia macroura* (Poaceae: Eragrostidae) en la región de Perote, Veracruz, México. *Boletín de La Sociedad Botánica de México*, 53, 141–147. <https://doi.org/10.17129/botsoci.1422>
- Méndez-Toribio, M., Martínez-Garza, C., Ceccon, E., & Guariguata, M. R. (2018). *La restauración de ecosistemas terrestres en México Estado Actual, Necesidades y Oportunidades* (First). Center for International Forestry Research (CIFOR). <https://doi.org/10.17528/cifor/006853>
- Mestre, L., Toro-Manríquez, M., Soler, R., Huertas-Herrera, A., Martínez-Pastur, G., & Lencinas, M. V. (2017). The influence of canopy-layer composition on understory plant diversity in southern temperate forests. *Forest Ecosystems*, 4(1). <https://doi.org/10.1186/s40663-017-0093-z>
- Morales-Salazar, M., Vélchez-Alvarado, B., Chazdon, R. L., Ortega-Gutiérrez, M., Ortiz-Malavassi, E., & Guevara-Bonilla, M. (2012). Diversidad y estructura horizontal en los bosques tropicales del Corredor Biológico de Osa, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 9(23), 19–28.
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para Medir la Biodiversidad* (CYTED, ORCYT-UNESCO, & Sociedad Entomológica Aragonesa (eds.); Primera). M&T-Manuales y Tesis SEA. <http://entomologia.rediris.es/sea>
- Mostacedo, B., & Fredericksen, T. S. (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR).
- Ou, Z., Pang, S., He, Q., Peng, Y., Huang, X., & Shen, W. (2020). Effects of vegetation restoration and environmental factors on understory vascular plants in a typical karst ecosystem in southern China. *Scientific Reports*, 10(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-68785-7>
- Poudel, D. R., Chen, H. Y. H., Mohan, K. C., Ge, Z., Bown, H. E., & Ruan, H. (2019). Understory vegetation dynamics across a poplar plantation chronosequence in reclaimed coastal saline soil. *Forests*, 10(9), 1–14. <https://doi.org/10.3390/f10090764>
- Quijada, G. E. M., Balderas, J. M. M., Garza, E. J. T., Calderón, Ó. A. A., Rodríguez, E. A., & Yamallel, J. I. Y. (2020). Diversity, structure and floristic composition of temperate forests of southern Nuevo León state. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11(61). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i61.703>
- Rendón-Pérez, M. A., Hernández-De la Rosa, P., Velázquez-Martínez, A., Alcántara-Carbajal, J. L., & Reyes-Hernández, V. J. (2021). Composition, diversity, and structure of a managed forest in central Mexico. *Madera y Bosques*, 27(1). <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2712127>
- Rodríguez-Calcerrada, J., Cano, F. J., Valbuena-Carabaña, M., Gil, L., & Aranda, I. (2010). Functional performance of oak seedlings naturally regenerated across microhabitats of distinct overstorey canopy closure. *New Forests*, 39(2), 245–259. <https://doi.org/10.1007/s11056-009-9168-1>
- Rodríguez-Laguna, R., Valencia-Manzo, S., Meza-Rangel, J., Capó-Arteaga, M. A., & Reynoso-Pérez, A. (2008). Crecimiento y características de la copa de procedencias de *Pinus greggii* Engelm. en Galeana, Nuevo León. *Revista de Fitotecnia Mexicana*, 31(1), 19–26. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=61031103%0ACómo>
- Ruiz-Jaén, M. C., & Aide, T. M. (2005). Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. *Forest Ecology and Management*, 218(1–3), 159–173. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.07.008>
- Salgado-Negret, B. (2015). La Ecología Funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones. In *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones* (Issue February).

Recibido:

27/septiembre/2024

Aceptado:

6/junio/2025

- Shen, G., Tan, S., Sun, X., Chen, Y., & Li, B. (2020). Experimental Evidence for the Importance of Light on Understory Grass Communities in a Subtropical Forest. *Frontiers in Plant Science*, 11(July), 1–8. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.01051>
- Staples, T. L., Mayfield, M. M., England, J. R., & Dwyer, J. M. (2020). Comparing the recovery of richness, structure, and biomass in naturally regrowing and planted reforestation. *Restoration Ecology*, 28(2), 347–357. <https://doi.org/10.1111/rec.13077>
- Su, X., Li, S., Wan, X., Huang, Z., Liu, B., Fu, S., Kumar, P., & Chen, H. Y. H. (2021). Understory vegetation dynamics of Chinese fir plantations and natural secondary forests in subtropical China. *Forest Ecology and Management*, 483(August 2020), 118750. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118750>
- Ventura-Ríos, A., Plascencia-Escalante, F. O., Hernández-De La Rosa, P., Ángeles-Pérez, G., & Aldrete, A. (2017). ¿es la reforestación una estrategia para la rehabilitación de bosques de pino? Una experiencia en el centro de México. *Bosque*, 38(1), 55–66. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002017000100007>
- Zhang, Y., Liu, T., Guo, J., Tan, Z., Dong, W., & Wang, H. H. (2021). Changes in the understory diversity of secondary *Pinus tabulaeformis* forests are the result of stand density and soil properties. *Global Ecology and Conservation*, 28, e01628. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01628>

APÉNDICE 1. Listado florístico por forma de vida, origen, familia, y zonas donde se encontró cada especie: en una zona degradada (ZD), reforestaciones de diferentes edades (ZR5, ZR9), y bosque de referencia (BR).

APPENDIX 1. Floristic list by form of life, origin, family, and areas where each species was found: in a degraded zone (ZD), reforestation of different ages (R5Z, R9Z), and reference forest (BR).

Nombre científico	Forma de vida	Origen	Familia	Zonas en donde se presenta la especie			
				ZD	ZR5	ZR9	BR
<i>Aegopogon cenchroides</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Herbácea	Ex	Poaceae				X
<i>Ammi majus</i> L.	Herbácea	Ex	Apiaceae	X	X	X	X
<i>Arenaria lycopodioides</i> Willd. ex Schltld.	Herbácea	N	Caryophyllaceae	X	X	X	X
<i>Arenaria reptans</i> Hemsl.	Herbácea	N	Caryophyllaceae	X	X		
<i>Astragalus coccineus</i> (Parry) Brandege	Herbácea	N	Fabaceae	X	X	X	
<i>Astragalus lyonnetii</i> Barneby	Herbácea	N	Fabaceae		X	X	
<i>Baccharis conferta</i> Kunth	Arbustivo	N	Asteraceae		X	X	X
<i>Bidens triplinervia</i> Kunth	Herbácea	N	Asteraceae	X	X	X	X
<i>Bromus catharticus</i> Vahl	Herbácea	Ex	Poaceae	X		X	X
<i>Cirsium raphilepis</i> (Hemsl.) Petrak	Herbácea	N	Asteraceae	X	X	X	
<i>Conyza schiedeana</i> (Less.) Cronquist	Herbácea	N	Asteraceae	X	X		
<i>Erigeron karvinskianus</i> DC.	Herbácea	N	Asteraceae	X	X	X	
<i>Erigeron longipes</i> DC.	Herbácea	N	Asteraceae	X	X		
<i>Erigeron</i> sp.	Herbácea	N	Asteraceae	X	X	X	
<i>Eryngium carlinae</i> F. Delaroché	Herbácea	N	Apiaceae	X	X	X	
<i>Euphorbia terracina</i> L.	Herbácea	Ex	Euphorbiaceae	X	X		
<i>Festuca elatior</i> L.	Herbácea	Ex	Poaceae	X	X	X	
<i>Fleischmannia pycnocephala</i> (Less.) R.M. King & Rob.	Herbácea	N	Asteraceae				X
<i>Fragaria vesca</i> L.	Herbácea	N	Rosáceae	X		X	X
<i>Galium praetermissum</i> Greenm	Herbácea	N	Rubiaceae	X		X	X
<i>Geranium lilacium</i> Kunth	Herbácea	N	Geraniaceae	X	X	X	X
<i>Halenia brevicornis</i> (Kunth) G. Don	Herbácea	N	Gentianaceae	X	X		
<i>Heterotheca inuloides</i> Cass.	Herbácea	N	Asteraceae		X	X	
<i>Hypericum silenoides</i> Juss.	Herbácea	N	Hypericaceae	X	X	X	
<i>Lepechinia schiedeana</i> (Schltld.) Vatke	Herbácea	N	Lamiaceae		X		X
<i>Muhlenbergia macroura</i> (Kunth) Hitchc	Herbácea	N	Poaceae	X	X	X	X
<i>Oxalis alpina</i> (Rose) Rose ex R. Knuth	Herbácea	N	Oxalidaceae	X	X	X	X
<i>Oxalis corniculata</i> L.	Herbácea	N	Oxalidaceae	X	X	X	
<i>Piptochaetium virescens</i> (Kunth) Parodi	Herbácea	N	Poaceae	X	X	X	X
<i>Plantago nivea</i> Kunth	Herbácea	N	Plantaginaceae	X	X	X	
<i>Potentilla candicans</i> Bonpl	Herbácea	N	Rosáceae	X	X	X	
<i>Pseudognaphalium roseum</i> (Kunth) Anderb.	Herbácea	N	Asteraceae	X	X		
<i>Roldana lineolata</i> (DC.) H. Rob & Brettell	Herbácea	N	Asteraceae				X
<i>Rumex acetosella</i> L.	Herbácea	Ex	Polygonaceae	X	X	X	X
<i>Salvia lavanduloides</i> Kunth	Herbácea	N	Lamiaceae	X			
<i>Salvia prunelloides</i> Kunth	Herbácea	N	Lamiaceae		X		
<i>Senecio salignus</i> DC.	Arbustivo	N	Asteraceae		X	X	X
<i>Sibthorpia repens</i> (Mutis ex L.) Kuntze	Herbácea	N	Scrophulariaceae	X			
<i>Taraxacum officinale</i> G. H. Weber ex Wigg.	Herbácea	Ex	Asteraceae	X	X		
<i>Trifolium repens</i> L.	Herbácea	Ex	Fabaceae	X	X	X	X
<i>Viola hookeriana</i> H.B.K	Herbácea	N	Violaceae	X	X		X

N: nativa, Ex: exótica

N: native, Ex: exotic