



Structural attributes of *Pinus montezumae* Lamb. in reforestation areas in the state of Puebla

Atributos estructurales de *Pinus montezumae* Lamb. en zonas de reforestación del estado de Puebla

Isidoro Herrera-Ávila¹; Francisca O. Plascencia-Escalante^{1*}; Marlín Pérez-Suárez²; Patricia Hernández-de la Rosa¹; Gregorio Ángeles-Pérez¹

¹Colegio de Postgraduados, Posgrado en Ciencias Forestales. km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo. C. P. 56264. Texcoco, Estado de México, México.

²Universidad Autónoma del Estado de México, Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales (ICAR). Carretera Toluca-Ixtlahuaca km 15.5, El Cerrillo, Piedras Blancas. C. P. 50295. Toluca, Estado de México, México.

*Corresponding author: fplascen@colpos.mx; tel.: +52 771 102 3849.

Abstract

Introduction: Reforestation's efficiency as an strategy in ecological restoration can be effectively evaluated by examining ecosystem structure, species composition, and underlying ecological functions.

Objective. To determine the horizontal and vertical structure in two areas reforested with *Pinus montezumae* Lamb. and in a reference forest.

Materials and methods. The study was conducted in two *P. montezumae* reforestation sites (five and nine years old) and one reference forest. In circular plots of 400 m² in each zone, the following tree variables were measured: diameter at breast height (DBH) and tree height. These measurements were used to calculate basal area, volume, and tree density. The importance value index (IVI) was also estimated.

Results. The reforested areas are in an early stage of development, between shrubland and young forest. The reference forest showed the largest average tree diameter (39.8 cm) and height (18.1 m), indicating a mature forest structure. Basal area, volume, and tree density were significantly different ($p \leq 0.05$) among the three sites. In the reference forest, *Pinus teocote* Schiede ex Schltdl. had the highest IVI (68.47 %), followed by *A. jorullensis* Kunth. (21 %) and *P. montezumae* (10.53 %). These results suggest that the reforested areas would ideally have been planted with *P. teocote*; however, *P. montezumae* was the species used.

Conclusion. Tree structure becomes more complex over time; however, in the short term (five and nine years), the reforested areas cannot yet be considered similar to the reference forest.

Keywords: Importance Value Index, *Pinus teocote*, *Alnus jorullensis*, restoration, reforested areas.

Resumen

Introducción: La eficiencia de las reforestaciones, como una estrategia de restauración ecológica, puede determinarse mediante la evaluación de los atributos de estructura, diversidad de especies y procesos ecológicos de un ecosistema.

Objetivo. Determinar la estructura horizontal y vertical en dos zonas reforestadas con *Pinus montezumae* Lamb. y un bosque de referencia.

Materiales y métodos. El estudio se hizo en dos zonas de reforestaciones (cinco y nueve años) de *P. montezumae* y un bosque de referencia. En sitios circulares de 400 m² en cada zona, se midieron las variables dasométricas diámetro normal y altura; con ellas se calculó el área basal, volumen y densidad. El índice de valor de importancia (IVI) también se estimó.

Resultados. Las zonas de reforestación se encuentran en una etapa de desarrollo joven, entre monte bravo y vardascal. En el bosque de referencia se encontró el mayor diámetro (39.8 cm) y altura (18.1 m), lo que indica que se trata de un bosque maduro. El área basal, volumen y densidad fueron significativamente diferentes ($p \leq 0.05$) en las tres zonas. En el bosque de referencia, *P. teocote* Schiede ex Schltdl. presentó el mayor IVI (68.47 %), seguido de *A. jorullensis* Kunth. (21 %) y *P. montezumae* (10.53 %). Por lo anterior, se esperaba que las zonas hubiesen sido reforestadas con *P. teocote*; sin embargo, *P. montezumae* fue la especie utilizada.

Conclusión. La estructura arbórea se hace más compleja con el tiempo; sin embargo, en un corto plazo (cinco y nueve años) no es posible decir que se asemeja al bosque de referencia.

Palabras clave: índice de valor de importancia, *Pinus teocote*, *Alnus jorullensis*, restauración, zonas reforestadas.

Please cite this article as follows (APA 7): Herrera-Ávila, I., Plascencia-Escalante, F. O., Pérez-Suárez, M., Hernández-de la Rosa, P., & Ángeles-Pérez, G. (2025). Structural attributes of *Pinus montezumae* Lamb. in reforestation areas in the state of Puebla. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 31, e24022. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2024.06.022>



Introduction

Restoring degraded forests focuses on recovering and preserving essential ecosystem attributes, such as species diversity, ecological processes, and the complexity of vertical and horizontal structure. This complexity arises from the variety of ages, heights, diameters, number of individuals, and species that make up a community, forest, or ecosystem (Buthia et al., 2019). Forest structural analysis is considered a reliable and repeatable indicator of biodiversity, as well as of the overall health and functioning of the ecosystem in question (Perring et al., 2015). Therefore, the evaluation of structural attributes and monitoring of their changes are essential components of any ecological or forest restoration effort, as they provide valuable information for improving future restoration strategies and for their potential application in ecosystems with different levels of degradation (Lara et al., 2019).

The Society for Ecological Restoration, established in 1988, outlines key attributes that should be considered when determining whether a restored site possesses sufficient biotic and abiotic resources to continue developing without human intervention (Gann et al., 2019; Mola et al., 2018). These attributes include: (1) structure (such as size class distribution, basal area, and density); (2) the presence of native species; (3) functional groups; and (4) reproductive populations of species. Additionally, Mola et al. (2018) emphasize that changes in a restored ecosystem can be evaluated through indicators such as structural complexity, plant and functional diversity, and ecological processes. The attributes assessed in a restored or reforested area must be compared to those of a reference forest, which should be included in any restoration-focused study.

Vegetation structure is considered one of the main attributes evaluated in the context of ecological restoration, as it influences biomass production, biodiversity, and the quality of ecosystem services (Mora-Donjuán et al., 2016; Ni et al., 2014; Rubio-Camacho et al., 2014). Forest stand structure refers to the spatial organization of system components, and it is determined by three primary characteristics: species diversity, species composition, and the spatial distribution of trees (Manzanilla-Quijada et al., 2020; Ni et al., 2014).

Reforestation has been one of the most widely used practices for the recovery of forest ecosystems, offering benefits such as accelerating natural succession processes by modifying the microclimate (Derhé et al., 2016). Due to its significance in restoring deforested and degraded areas, Mexico's National Forestry Commission (CONAFOR) launched a large-

Introducción

La restauración de los bosques degradados busca la recuperación y el mantenimiento de los atributos del ecosistema: diversidad de especies, procesos ecosistémicos y la complejidad de la estructura vertical y horizontal. Esta complejidad se debe a la variedad de edades, alturas, diámetros, número de individuos y de especies que forman una comunidad, bosque o ecosistema (Buthia et al., 2019). En este sentido, el análisis estructural del bosque es un indicador confiable y repetible de la biodiversidad, así como de la salud y funcionamiento del ecosistema en cuestión (Perring et al., 2015). De esta forma, la evaluación de los atributos y el seguimiento en los cambios son de suma importancia en cualquier trabajo de restauración ecológica o forestal, ya que aportarán información útil para la mejora de los esquemas futuros y su posible aplicación en ecosistemas con diferentes niveles de degradación (Lara et al., 2019).

La Sociedad para la Restauración Ecológica, creada en 1988, menciona los atributos que deben considerarse para determinar si un sitio restaurado contiene recursos bióticos y abióticos suficientes con el fin de continuar su desarrollo sin la intervención del hombre (Gann et al., 2019; Mola et al., 2018). Entre ellas señala: 1) estructura (distribución del tamaño de clases, área basal y densidad), 2) especies nativas, 3) grupos funcionales y 4) poblaciones reproductivas de las especies. Por otro lado, Mola et al. (2018) señalan que los cambios de un ecosistema restaurado pueden ser evaluados mediante: estructura, diversidad vegetal y funcional, y procesos ecológicos. Los atributos evaluados en una zona restaurada o reforestada deben ser comparados con un bosque de referencia, por lo que este debe ser incluido en cualquier trabajo encaminado a la restauración.

La estructura de la vegetación es considerada uno de los principales atributos evaluados bajo el contexto de restauración, ya que influye en la producción de biomasa, la biodiversidad y la calidad de sus servicios ecosistémicos (Mora-Donjuán et al., 2016; Ni et al., 2014; Rubio-Camacho et al., 2014). La estructura de la masa forestal es la forma en que están organizados los elementos del sistema en el espacio y se determina a través de tres características principales: diversidad y mezcla de especies, y distribución espacial de los árboles (Manzanilla-Quijada et al., 2020; Ni et al., 2014).

Las reforestaciones han sido una de las prácticas utilizadas ampliamente para la recuperación de los ecosistemas forestales, las cuales ofrecen beneficios como la aceleración de los procesos de sucesión natural a través de la modificación del microclima (Derhé et al., 2016). Debido a su importancia en la recuperación de zonas deforestadas y degradadas, a partir de 2013,

scale forest restoration initiative in 2013 through the implementation of the National Forestry Program (PRONAFOR) for the 2013–2018 period (Méndez-Toribio et al., 2018). However, reforestation represents only the beginning of a long and gradual process of ecosystem recovery. For this reason, the generation of scientific information is also essential to support the understanding and management of ecosystems through restoration and reforestation efforts.

In Mexico, studies on vegetation structure and diversity in reforested areas remain limited. Reforestation efforts are often considered successful based on high survival rates—an important metric, but insufficient to conclude that a reforested site has fully recovered its ecological processes and functions. Therefore, it is essential to directly evaluate attributes such as structural complexity, species diversity, and ecological processes in any reforested area, and to assess the changes that have occurred. Such evaluations help determine whether the site possesses sufficient biotic and abiotic resources to support continued development, whether it can maintain structural and functional integrity, whether it is resilient to future disturbances, and whether it can interact with surrounding ecosystems (Gann et al., 2019; Mola et al., 2018). This study hypothesizes that structural complexity in reforested areas increases with age, gradually approaching that of a reference forest.

The objective of the present study was to compare the vertical and horizontal structure of two *Pinus montezumae* Lamb. reforested areas of different ages with a reference forest in the northeastern region of the state of Puebla. The aim is to provide information that can support decision-making in programs or initiatives focused on the recovery of degraded areas.

Materials and Methods

The study was conducted in the *Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan* ejido, located in the municipality of Xiutetelco, in the northeastern region of the state of Puebla. The ejido is located between coordinates 19° 38' 19.40" N - 97° 24' 8.71" W and 19° 45' 12.72" N - 97° 22' 3.77" W, elevations ranging from 2500 to 3000 m (Instituto Nacional de Geografía e Informática [INEGI], 2020) (Figure 1).

The predominant climate in the region is temperate sub-humid, with a mean annual temperature ranging from 12 to 18 °C and an average annual precipitation between 650 and 850 mm (García, 2004). The dominant soil types are Eutric Regosol and Ochric Andosol (INEGI, 2020). The prevailing vegetation consists of coniferous and broadleaf forests composed of *Pinus teocote* Schiede ex Schltdl. (aztec pine), *P. montezumae* (Moctezuma

la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) inició la restauración forestal, a gran escala, mediante la operación del Programa Nacional Forestal (PRONAFOR) para el periodo 2013-2018 (Méndez-Toribio et al., 2018). No obstante, las reforestaciones son solo el inicio de un largo y lento proceso de recuperación de los ecosistemas degradados. Por ello, también es necesaria la generación de información científica que fundamente el conocimiento y manejo de los ecosistemas a través de la restauración-reforestación.

En México, los estudios sobre la estructura y diversidad vegetal en áreas reforestadas son escasos. Las reforestaciones se han considerado exitosas por presentar una alta supervivencia, la cual es valiosa, pero no suficiente para considerar que la zona reforestada ha recuperado todos sus procesos y funciones. Por ello, es imperativo hacer evaluaciones directas de atributos como la estructura, diversidad y procesos ecológicos en cualquier zona que haya sido reforestada y determinar los cambios ocurridos. Lo anterior permitirá conocer si en el lugar existen recursos bióticos y abióticos suficientes para continuar su desarrollo, si puede mantenerse estructural y funcionalmente, si es resiliente a nuevas perturbaciones, y si es capaz de interactuar con ecosistemas cercanos (Gann et al., 2019; Mola et al., 2018). Se hipotetiza que las reforestaciones presentarán mayor complejidad estructural, a medida que aumentan en edad, asemejándose al bosque de referencia.

El objetivo del presente estudio fue comparar la estructura vertical y horizontal de dos zonas reforestadas con *Pinus montezumae* Lamb. de edades distintas y un bosque de referencia, en el noreste del estado de Puebla. La expectativa es que este trabajo sirva para la toma de decisiones en programas o iniciativas de recuperación de zonas degradadas.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en el ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, municipio de Xiutetelco, en el noreste del estado de Puebla. El ejido se ubica en las coordenadas 19° 38' 19.40" N - 97° 24' 8.71" O y 19° 45' 12.72" N - 97° 22' 3.77" O con elevación entre 2500 y 3000 m (Instituto Nacional de Geografía e Informática [INEGI], 2020) (Figura 1).

El clima predominante es templado-subhúmedo con temperatura media anual entre 12 y 18 °C, y precipitación media anual de 650 a 850 mm (García, 2004). Los suelos dominantes son Regosol éutrico y Andosol ócrico (INEGI, 2020). La vegetación predominante son bosques de coníferas y latifoliadas conformados por *Pinus teocote* Schiede ex Schltdl. (ocote chino), *P. montezumae* (ocote), *P. patula* Schiede ex Schltdl. et Cham. y *Alnus jorullensis* Kunth. (ilite)

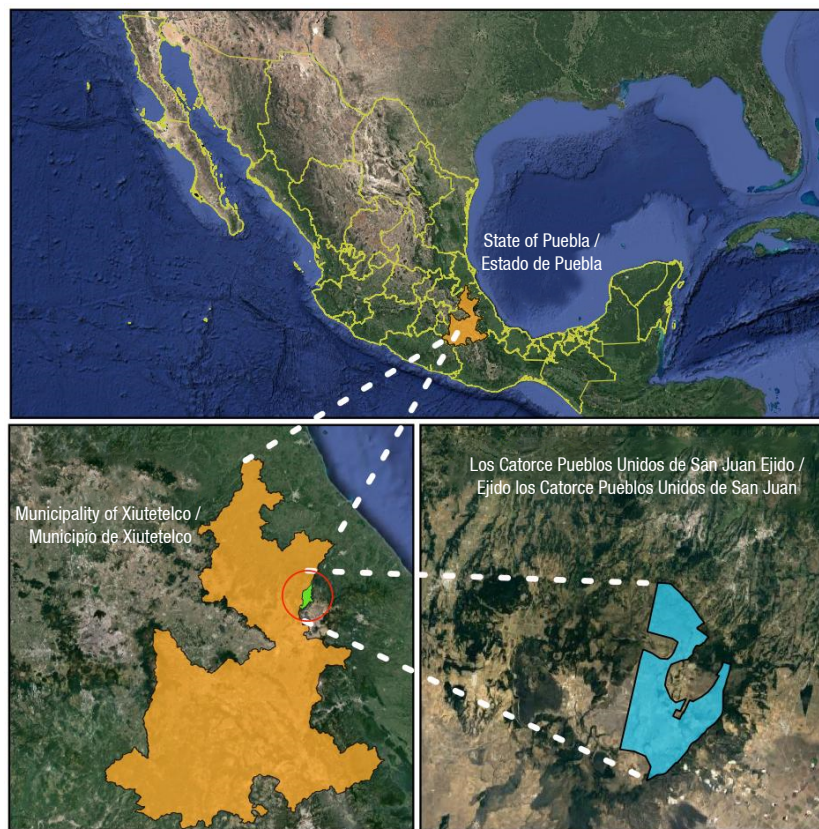


Figure 1. Geographic location of the Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan Ejido, Puebla.

Figura 1. Ubicación geográfica del ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla.

pine), *P. patula* Schiede ex Schltdl. et Cham., and *Alnus jorullensis* Kunth. (Mexican alder), with transition zones of dry forest that harbor grasses and low-stature tree species typical of semi-arid climates (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO], 2023).

A total of three sites with similar abiotic conditions – aspect, slope, and elevation – were selected near one another: two reforested areas with *P. montezumae*, planted 5 (RA5) and 9 (RA9) years prior, and a reference forest (RF) composed of *P. teocote*, *P. montezumae*, and *A. jorullensis*, with established tree cover (Figure 2). The reference forest is a remnant of the natural forest, with a certain degree of disturbance, serving as a model for planning and evaluating restoration or reforestation efforts (Gann et al., 2019).

Using random sampling and a point grid spaced at 100 m intervals, five circular plots of 400 m² were established in each zone (Figure 3). Within these plots, tree measurement parameters were measured, including diameter at breast height (DBH), using a diameter tape (Forestry Suppliers Inc.), and total tree height (*H*), using an 8-meter telescopic stadia rod (Hastings). For taller trees, a digital clinometer (Haglöf) was used.

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

Se seleccionaron tres zonas con condiciones abióticas similares en exposición, pendiente y altitud, cercanas entre sí; dos zonas reforestadas con *P. montezumae* de 5 (ZR5) y 9 (ZR9) años de plantadas y un bosque de referencia (BR: *Pinus teocote*, *P. montezumae* y *A. jorullensis*) con área arbolada (Figura 2). Este último es un remanente del bosque natural con cierto grado de perturbación, siendo el modelo tanto para planear como para posteriormente evaluar cualquier esfuerzo de restauración o reforestación (Gann et al., 2019).

Mediante un muestreo aleatorio, y con una malla de puntos (cada 100 m), se establecieron cinco sitios circulares de 400 m² por zona (Figura 3). En estos se midieron las variables dasométricas diámetro normal (*dn*) con una cinta diamétrica (marca Forestry Suppliers Inc.) y la altura total (*H*) con un estadal expandible telescópico de 8 m de longitud (marca-Hastings); para árboles con mayor altura se utilizó un clinómetro digital (marca Haglöf).

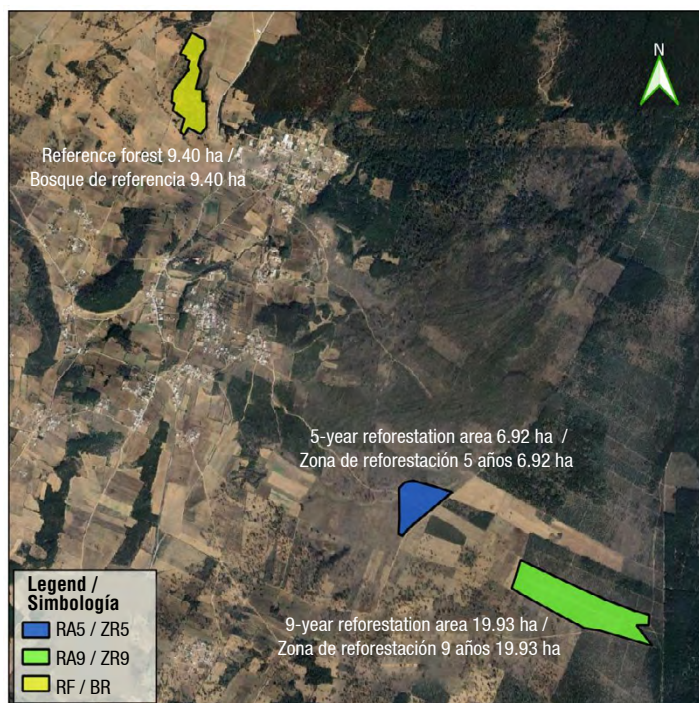


Figure 2. Location of the two reforested sites with *Pinus montezumae* (RA5 and RA9) and a reference forest (RF) in the Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan ejido, Puebla, Mexico.

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

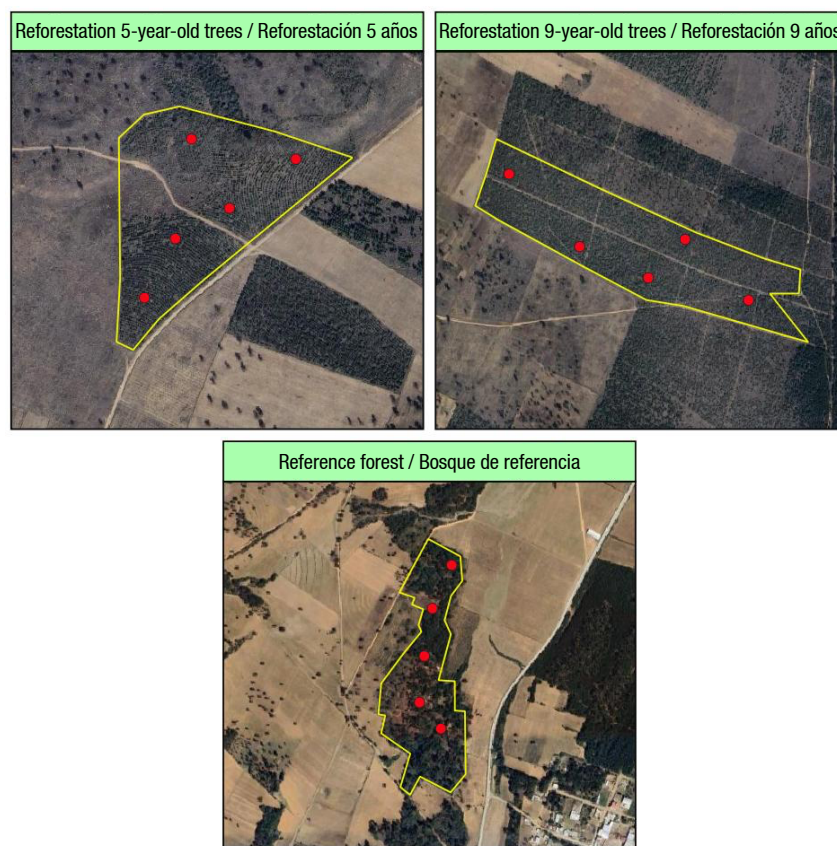


Figure 3. Distribution of sampling plots in the study areas, including two reforestation sites with *Pinus montezumae* (RA5 and RA9) and a reference forest (RF) in the Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan ejido, Puebla, Mexico.

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

In all three study areas, height and diameter were measured for all individuals with a DBH ≥ 2.5 cm (Alanís-Rodríguez et al., 2020). Diameter and height distributions for each zone were represented using frequency histograms. Basal area was calculated using the formula: $AB (m^2) = \pi (DBH^2) / 4$.

Tree volume was estimated using the models applied by UMAFOR-2103-Teziutlán, as indicated in Table 1 (Ingeniería Agroforestal y Ambiental del Bosque Mesófilo [INAFAM], 2015).

Tree density was estimated by averaging the number of individuals found in the five 400 m² sampling plots per study area and extrapolating the results to individuals per hectare. The Importance Value Index (IVI), which ranks the dominance or ecological importance of one species relative to others (Graciano-Ávila et al., 2020; Mendoza-Aguirre et al., 2021), was calculated only for the tree community in the reference forest (RF), as *P. montezumae* was the sole species present in the reforested areas. The IVI was calculated using the equations developed by Curtis and McIntosh (1951):

IVI = Relative dominance + Relative density + Relative frequency

$$\text{Relative dominance} = \frac{\text{Absolute dominance per species}}{\text{Absolute dominance for all species}} * 100$$

where,

$$\text{Absolute dominance} = \frac{\text{Basal area per species}}{\text{Sampled area}}$$

Relative density was estimated as follows:

$$\text{Relative density} = \frac{\text{Absolute density per species}}{\text{Absolute density for all species}} * 100$$

$$\text{Absolute density} = \frac{\text{Number of individuals per species}}{\text{Sampled area}}$$

En las tres zonas de estudio se midieron las alturas y diámetros de todos los individuos con $dn \geq 2.5$ cm (Alanís-Rodríguez et al., 2020). La distribución diamétrica y de altura de cada zona se representó mediante histogramas de frecuencia y se calculó el área basal: $AB (m^2) = \pi (dn^2) / 4$.

El volumen se estimó con los modelos empleados por la UMAFOR-2103-Teziutlán, señalados en el Cuadro 1 (Ingeniería Agroforestal y Ambiental del Bosque Mesófilo [INAFAM], 2015).

La densidad del arbolado se estimó mediante el promedio del número de individuos encontrados en los cinco sitios de muestreo de 400 m², por zona de estudio, y se extrapoló a número de individuos por hectárea. El Índice de Valor de Importancia (IVI), que jerarquiza la dominancia o importancia ecológica de una especie respecto a otra (Graciano-Ávila et al., 2020; Mendoza-Aguirre et al., 2021), se obtuvo únicamente en el arbolado del BR, ya que en las reforestaciones la única especie presente fue *P. montezumae*. Para su cálculo se utilizaron las ecuaciones desarrolladas por Curtis y McIntosh (1951):

IVI = Dominancia relativa + Densidad relativa + Frecuencia relativa

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

donde,

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

La densidad relativa se calculó de la siguiente manera:

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

$$\text{Densidad absoluta} = \frac{\text{Número de individuos de una especie}}{\text{Área muestreada}}$$

Table 1. Models for estimating stem volume of tree species in five and nine year reforestations and a reference forest in the Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan ejido, Puebla, Mexico.

Cuadro 1. Modelos para la estimación del volumen fustal de las especies arbóreas en reforestaciones de cinco y nueve años y un bosque de referencia en el ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla.

Species / Especie	Models / Modelos
<i>Pinus teocote</i>	$\text{Vol} = \text{Exp} [-9.63495649 + 1.86670523 \text{ Ln} (DBH) + 0.99551381 \text{ Ln} (H)]$
<i>Pinus montezumae</i>	$\text{Vol} = \text{Exp} [-9.73084158 + 1.86001307 \text{ Ln} (DBH) + 0.98860113 \text{ Ln} (H)]$
<i>Alnus jorullensis</i>	$\text{Vol} = \text{Exp} [-9.69246238 + 1.92883177 \text{ Ln} (DBH) + 0.90538711 \text{ Ln} (H)]$

DBH: diameter at breast height, H: Height

dn: diámetro normal, H: Altura

Relative frequency was estimated as follows:

$$\text{Relative frequency} = \frac{\text{Absolute frequency per species}}{\text{Absolute frequency for all species}} * 100$$

$$\text{Absolute frequency} = \frac{\text{Number of plots where each species grows}}{\text{Total number of sampled plots}}$$

Statistical analysis

The data met the assumptions of normality (Shapiro-Wilk test) and homogeneity of variances (Bartlett's test), so data transformation was not necessary. To determine whether statistically significant differences existed in tree measurement parameters among areas, an ANOVA was performed ($\alpha = 0.05$), followed by a Tukey's post hoc test for multiple comparisons ($P = 0.05$) using the R software within the RStudio platform (The R Core Team, 2022).

Results and Discussion

Diameter and height classes

Diameter and height classes showed significant differences ($p \leq 0.05$) among the study areas, with RA5 exhibiting the lowest values. In the two *P. montezumae* reforestation sites, the average tree diameter (Figure 4) ranged from 5.8 cm (RA5) to 11.2 cm (RA9), and the average height (Figure 5) varied from 2.5 m (RA5) to 4.4 m (RA9). The reference forest

La frecuencia relativa se estimó de la siguiente manera:

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

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

Análisis estadístico

Los datos cumplieron con los supuestos de normalidad (Shapiro-Wilk) y homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett), por lo que no fue necesario realizar transformación de datos. Para determinar la existencia de diferencias estadísticamente significativas en las variables dasométricas, entre zonas, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de un factor ($\alpha = 0.05$), seguido de una prueba de comparación de medias de Tukey ($P = 0.05$) en el programa R en la plataforma R-Studio (The R Core Team, 2022).

Resultados y discusión

Clases diamétricas y de alturas

Las clases diamétricas y de alturas mostraron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre las zonas de estudio; la ZR5 presentó los valores más bajos. En las dos reforestaciones de *P. montezumae*, el diámetro promedio de los árboles (Figura 4) varió de 5.8 cm (ZR5) a 11.2 cm (ZR9) y la altura promedio (Figura 5) osciló de 2.5 m (ZR5) a 4.4 m

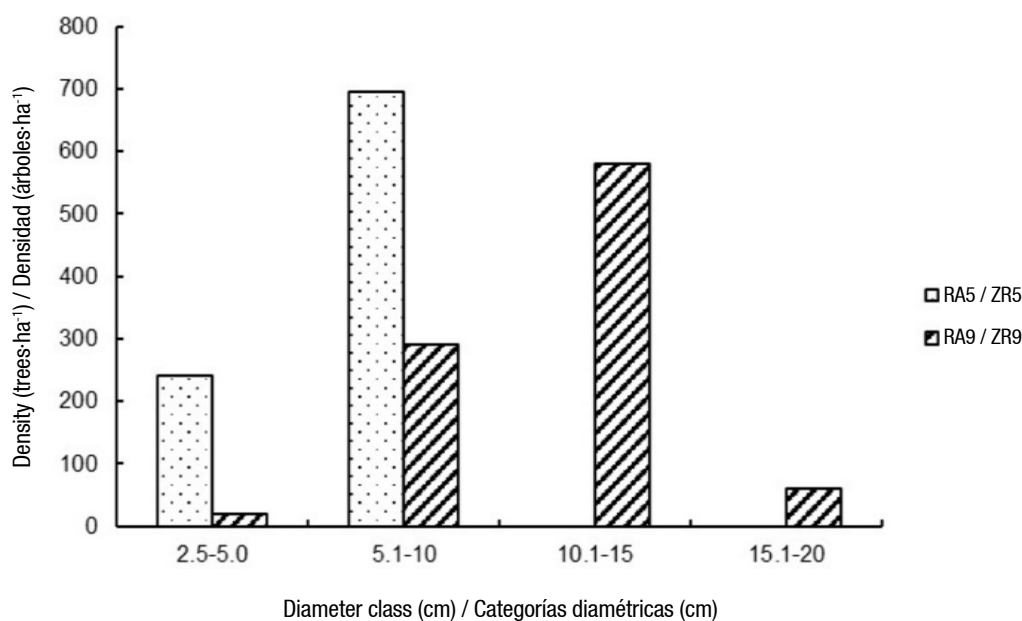


Figure 4. Tree density of *Pinus montezumae* by diameter class in five (RA5) and nine (RA9) year reforestations in the Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla.

Figura 4. Densidad de árboles de *Pinus montezumae* por categorías diamétricas en reforestaciones de cinco (ZR5) y nueve años (ZR9) en el ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla.

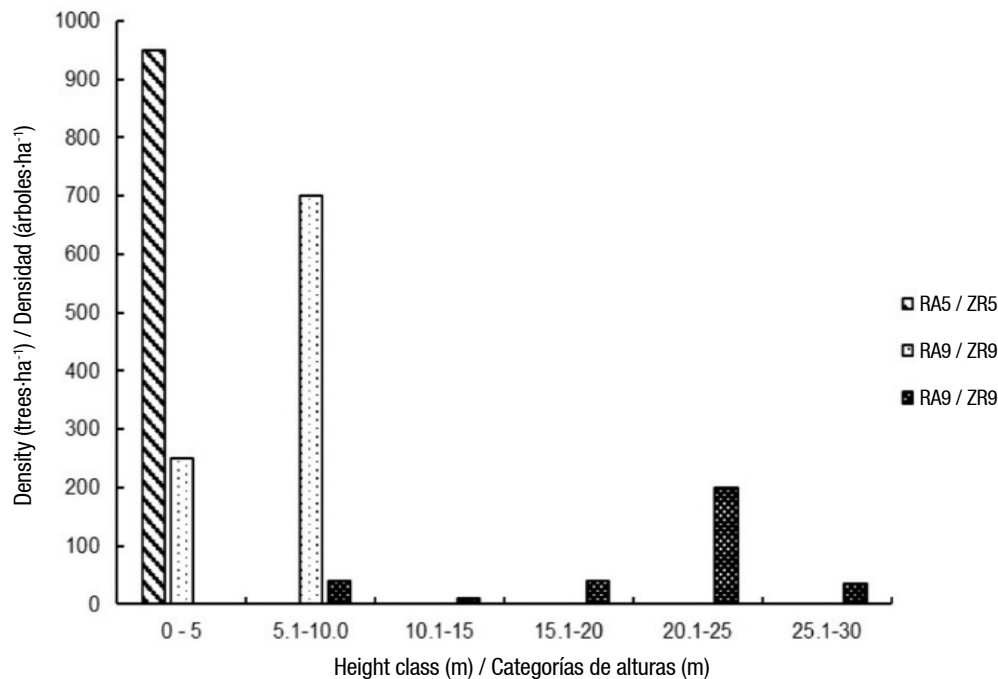


Figure 5. Tree density of *Pinus montezumae* by height class in five (RA5) and nine (RA9) year reforestations and in a reference forest (RF: *Pinus teocote*, *Pinus montezumae*, and *Alnus jorullensis*).

Figura 5. Densidad de árboles de *Pinus montezumae* por clases de altura en reforestaciones de cinco (ZR5) y nueve años (ZR9) y un bosque de referencia (BR: *Pinus teocote*, *Pinus montezumae* y *Alnus jorullensis*).

exhibited the greatest diameter (39.8 cm) and height (18.1 m), indicating that the stand corresponds to a mature forest (Figures 6 and 7).

RA5 and RA9 are in an early developmental stage (5–20 cm), corresponding to the *monte bravo* and *vardascal* stages. These stands must progress through additional successional stages before achieving the structural characteristics of mature forests (*fustal*) (Aguilar-Luna, 2018). These changes are largely influenced by microclimatic conditions. As forest structure becomes more complex, it affects temperature and humidity and increases the availability of resources (water and nutrients), which in turn promotes understory vegetation growth (Gadow et al., 2012).

In the reference forest, nine diameter classes were recorded, ranging from 15 to 65 cm DBH, with *P. teocote* showing the highest number of individuals in the 40–65 cm diameter range (Figure 6).

In the reference forest, the highest number of trees was observed in the diameter classes >40 cm, indicating the presence of two developmental stages: *vardascal* and *fustal*. Typically, in a mature forest that is undisturbed and maintains continuous natural regeneration, tree density tends to be concentrated in the lower diameter classes and gradually decreases

(ZR9). En el bosque de referencia se encontró el mayor diámetro (39.8 cm) y altura (18.1 m), lo que indica que el arbolado corresponde a un bosque maduro (Figuras 6 y 7).

Las ZR5 y ZR9 se encuentran en una etapa de desarrollo joven (5-20 cm), entre monte bravo y vardascal, las cuales tendrán que pasar por otras etapas para cambiar progresivamente su estructura vertical y horizontal antes de ser consideradas como bosques maduros (*fustal*) (Aguilar-Luna, 2018), cambios que son determinados en gran parte por las condiciones microclimáticas. Cuando la estructura se vuelve más compleja, esta tiene efecto en la temperatura y humedad e incrementa la disponibilidad de recursos (agua y nutrientes) que, a su vez, promueven el crecimiento vegetal en el sotobosque (Gadow et al., 2012).

En el bosque de referencia se encontraron nueve categorías diamétricas entre 15 a 65 cm de diámetro normal, donde *P. teocote* presentó el mayor número de individuos entre 40-65 cm de diámetro (Figura 6).

En el bosque de referencia se observó el mayor número de árboles en las categorías diamétricas >40 cm, por lo que se pueden distinguir dos etapas de desarrollo: *vardascal* y *fustal*. Generalmente, en un bosque maduro sin perturbación, y con una repoblación permanente, la densidad se concentra en las clases diamétricas inferiores

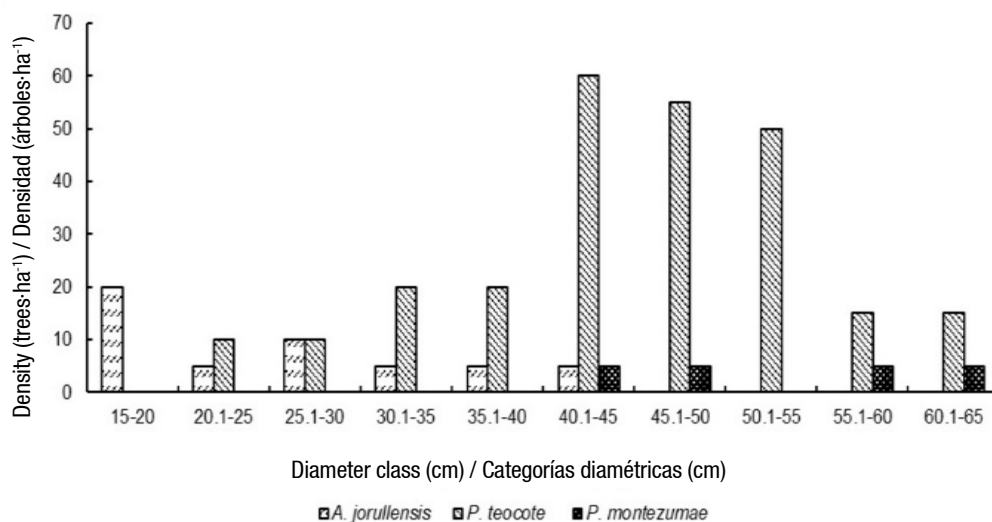


Figure 6. Tree density by diameter and height class for *Pinus teocote*, *Pinus montezumae*, and *Alnus jorullensis* in the reference forest of the Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan ejido, Puebla.

Figura 6. Densidad de árboles por categorías diamétricas de *Pinus teocote*, *Pinus montezumae* y *Alnus jorullensis* en el bosque de referencia del ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla.

(Bhunia et al., 2019), resulting in an inverted 'J'-shaped distribution (Aguirre-Mendoza et al., 2021). This pattern was not observed in the reference forest (Figure 6). A possible explanation for the observed pattern may be related to the presence of nearby communities that engage in various activities within the forest, particularly livestock grazing. Grazing contributes to soil compaction and mortality of natural regeneration due to browsing, both of which negatively affect forest regeneration (Gadow et al., 2012).

In terms of height, in RA5 the highest number of individuals was observed in the 0–5 m category, whereas in RA9 most individuals were found in the 5.1–10 m category (Figure 5). The average height in RA5 was 2.5 m, while in RA9 it was 4.4 m. In the reference forest, which contains a greater diversity of tree species, *P. montezumae* had an average height of 23.4 m, *P. teocote* averaged 22.2 m, and *A. jorullensis* reached an average height of 8.9 m (Figure 7).

Both species identity and the environmental and physical conditions of the planting site influence the number of surviving individuals and their development (Torres-Rojo, 2021). In plantations of *P. montezumae* aged between 7 and 32 years in Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, average heights of 9.2 m have been reported (Hernández Ramos et al., 2024), which are higher than those observed in RA5. That site presents only one height class (0–5 m), while RA9 shows two classes—fewer than those found in the reference forest, which displays five height classes (Figure 6). This variation in height is a key attribute of

y disminuye paulatinamente (Bhunia et al., 2019), notándose una distribución en forma de 'J' invertida (Aguirre-Mendoza et al., 2021). Esto no se observó en el bosque de referencia (Figura 6), una posible explicación al patrón encontrado pudiese estar asociada a la presencia de comunidades aledañas, quienes realizan varias actividades dentro del bosque, particularmente pastoreo de ganado, que provoca la compactación del suelo y mortandad de la repoblación natural por ramoneo, situaciones que impactan negativamente la repoblación de los bosques (Gadow et al., 2012).

En el caso de la altura, en ZR5, el mayor número de individuos se observó en la categoría de 0-5 m y para ZR9 en las categorías de 5.1-10 m (Figura 5). La altura promedio para ZR5 fue de 2.5 m y de 4.4 m en ZR9. En el caso del bosque de referencia, donde hay más especies arbóreas, *P. montezumae* tuvo altura promedio de 23.4 m, *P. teocote* con 22.2 m y *A. jorullensis* con 8.9 m (Figura 7).

Tanto la identidad de la especie, así como las condiciones ambientales y físicas del lugar de plantación, tienen efecto sobre el número de individuos que sobreviven y su desarrollo (Torres-Rojo, 2021). En plantaciones de *P. montezumae* con edad entre 7 y 32 años, en Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, se reportaron alturas promedio de 9.2 m (Hernández Ramos et al., 2024), valores mayores que los encontrados en ZR5. Dicha zona presenta solo una categoría de altura (0-5 m) y ZR9 dos, un menor número en comparación con el bosque de referencia (cinco) (Figura 6). Esta variación en altura es un atributo importante de la estructura vertical, útil para

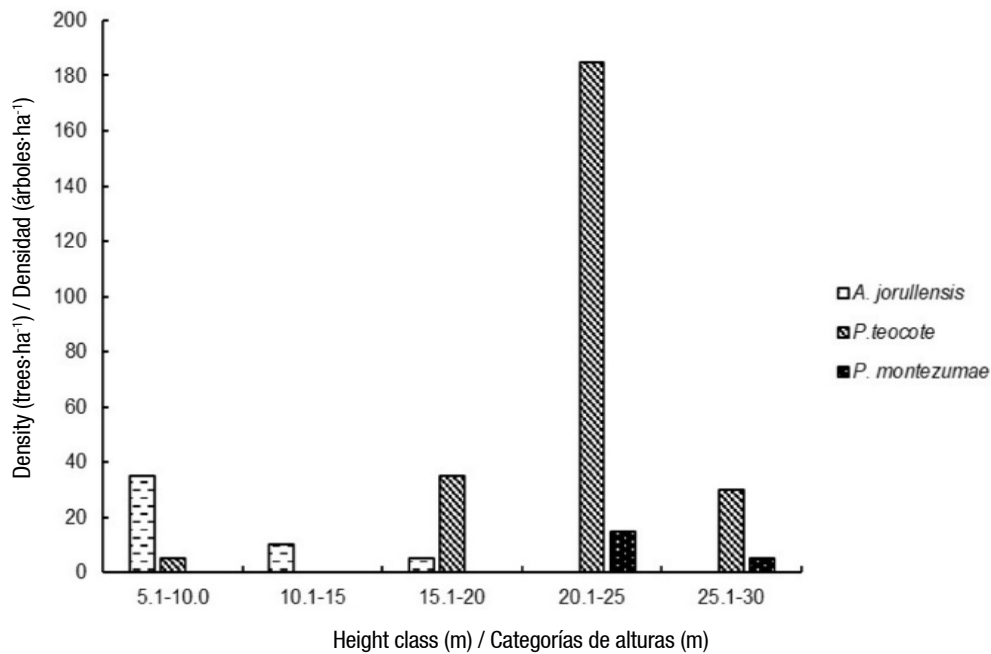


Figure 7. Tree density by height class in the reference forest (*Alnus jorullensis*, *Pinus teocote*, and *Pinus montezumae*) in the Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan ejido, Puebla.

Figura 7. Densidad de árboles por clases de altura en el bosque de referencia (*Alnus jorullensis*, *Pinus teocote* y *Pinus montezumae*) en el ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla.

vertical structure and is useful for assessing structural tree diversity (Martínez-Sánchez, 2016). Vertical structural diversity is highly important for biodiversity, its processes, and functions, as it is closely linked to microhabitat conditions such as humidity, light availability, and temperature (Martínez-Sánchez, 2016).

The lower complexity in the vertical structure of reforested areas during the early years of establishment may not have a significant immediate effect on the previously mentioned ecological processes. Therefore, it is necessary to allow these species to reach reproductive maturity in order to initiate natural regeneration processes, which over time can lead to increased vertical and horizontal structural diversity. This, in turn, will have a greater impact on biodiversity, as well as on ecosystem processes and functions in reforested areas. This does not mean that reforestation is unimportant; rather, it suggests that some of its outcomes will only become evident in the medium to long term. Although reforested areas may initially lack complex vertical and horizontal structure, they still fulfill other essential ecological functions, such as soil retention, reduction of surface runoff and erosion, provision of habitat for plant and animal species, rainwater interception (through stems, foliage, and branches), and microclimate modification on a different scale than that associated with higher structural diversity.

determinar la diversidad estructural arbórea (Martínez-Sánchez, 2016). Esta es de suma importancia para la biodiversidad, sus procesos y funciones, que tienen estrecha relación con el microhábitat: humedad, entrada de luz y temperatura (Martínez-Sánchez, 2016).

La menor complejidad en la estructura vertical de las reforestaciones en los primeros años de su establecimiento podría no tener un efecto extraordinario en los procesos mencionados anteriormente. Por tanto, será necesario esperar a que dichas especies lleguen a su edad reproductiva y así iniciar los procesos de repoblación natural para generar, a través del tiempo, esa diversidad tanto vertical como horizontal y, a su vez, tener mayor impacto en biodiversidad, procesos y funciones en los ecosistemas reforestados. Esto no quiere decir que las reforestaciones no sean importantes, sino más bien que algunos resultados se observarán a mediano y largo plazo. Aunque inicialmente las reforestaciones pueden carecer de esa gran complejidad vertical y horizontal, su presencia desempeña otras funciones de suma importancia como retención de suelo, evita escorrentías que promuevan la erosión, hábitat para especies vegetales y animales, captación de agua de lluvia (mediante el tronco, follaje y ramas) y modificación del microclima a una escala diferente a la que puede ocurrir con una mayor diversidad estructural.

Structural characteristics

Basal area has been used as an indicator for assessing the degree of forest recovery (Graciano-Ávila et al., 2020), and it is an essential attribute for understanding forest ecosystems (Bhutia et al., 2019). In the present study, statistical analysis of basal area, volume, and density revealed significant differences ($p \leq 0.05$) among the three sites (Table 2). It was observed that as the age of the reforestations increases, both basal area and volume also increase. The basal area of a forest reflects the diameter growth behavior of trees and the effects of stand age. According to Graciano-Ávila et al. (2020), forests tend to increase their basal area asymptotically over time, resembling the pattern found in undisturbed forests. Moreover, the increase in basal area is important not only for timber production but also as an indicator of greater plant and animal species diversity. It is also a valuable metric for understanding aboveground biomass production and, indirectly, carbon sequestration and storage (Luna-Florín et al., 2021)—an ecosystem service inherent to forests and reforested areas.

Stem volume in the reforested areas, like basal area, tends to increase with stand age. In the case of the reference forest, tree volume was $238.14 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$, a value higher than those recorded in RA5 and RA9. Arteaga-Martínez (2003) reported a volume of $39.8 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ in *P. montezumae* plantations aged 15 years,

Caracteres estructurales

El área basal se ha utilizado como un indicador para medir el grado de recuperación de bosque (Graciano-Ávila et al., 2020), un atributo esencial en el entendimiento de los ecosistemas forestales (Bhutia et al., 2019). En el presente estudio, el análisis estadístico para área basal, volumen y densidad mostró diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre las tres zonas (Cuadro 2). Se observó que, a medida que la edad de las reforestaciones aumenta, tanto el área basal como el volumen incrementan. El área basal de un bosque deriva del comportamiento del crecimiento en diámetro y los efectos de la edad. Graciano-Ávila et al. (2020) sostienen que, a medida que pasa el tiempo, los bosques incrementan su área basal de forma asintótica, parecido a un bosque no intervenido. Por otro lado, el incremento de dicho atributo no solo es importante en la producción de madera, sino que también refleja mayor diversidad de especies vegetales y animales; además, es de gran utilidad para entender la producción de biomasa aérea y, de manera indirecta, la captura y almacenamiento de carbono (Luna-Florín et al., 2021), un servicio ecosistémico inherente a los bosques y reforestaciones.

El volumen fustal entre las reforestaciones, al igual que el área basal, tiende a aumentar conforme avanza la edad del arbolado. En el caso del bosque de referencia, el volumen del arbolado es $238.14 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$, valor superior a los registrados en las ZR5 y ZR9. Arteaga-Martínez (2003) reportaron volumen de $39.8 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ en plantaciones

Table 2. Comparison of mean values of the parameters evaluated in five (RA5) and nine (RA9) year reforestations and a reference forest (RF) in the Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan ejido, Puebla.

Cuadro 2. Comparación de medias de los parámetros evaluados en reforestaciones de cinco (ZR5) y nueve (ZR9) años y un bosque de referencia (BR) en el ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla.

Variables	RA5/ZR5	RA9/ZR9	RF/BR
Basal area ($\text{m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$)/Área basal ($\text{m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$)	2.64 c	10.11 b	49.01 a
Volume ($\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$)/Volumen ($\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$)	4.01 c	25.11 b	238.14 a
Density (trees·ha ⁻¹)/Densidad (árboles·ha ⁻¹)	935 a	950 a	325 b

Means followed by different letters are significantly different between zones according to Tukey's test ($p \leq 0.05$).

Media seguidas de letras distintas son significativamente diferentes entre zonas de acuerdo con la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$).

Table 3. Importance Value Index (IVI) in the tree stratum of the reference forest in the Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan ejido, Puebla.

Cuadro 3. Índice de valor de importancia (IVI) en el estrato arbóreo del bosque de referencia en el ejido Los Catorce Pueblos Unidos de San Juan, Puebla.

Species/ Especies	N (trees·ha ⁻¹)/ N (árboles·ha ⁻¹)	Relative density/ Densidad relativa	Relative dominance/ Dominancia relativa	Relative frequency/ Frecuencia relativa	IVI (%)
<i>Alnus jorullensis</i>	50	15.4	6.0	41.7	21.00
<i>Pinus montezumae</i>	20	6.2	8.8	16.7	10.53
<i>Pinus teocote</i>	255	78.5	85.3	41.7	68.47
	325	100	100	100	100

exceeding the value obtained in RA9 by 37 %; however, RA9 shows a higher average annual increment (2.79 vs. 2.65 m³·ha⁻¹).

Reforestation RA5 (935 trees·ha⁻¹) and RA9 (950 trees·ha⁻¹) exhibited significantly higher tree density than the reference forest (325 trees·ha⁻¹) (Table 3). In reforested areas, initial survival is influenced by plant handling, nursery seedling quality, seedling transport, field management practices, and genetic quality and persistence (Torres-Rojo, 2021). The higher density observed in the reforestation areas compared to the reference forest is largely a result of the initial planting density. Reforestation areas efforts typically involve planting densities of around 1100 seedlings·ha⁻¹ (Prieto-Ruiz et al., 2016; Vanegas-López, 2016). In these areas, both biotic and abiotic conditions—such as soil properties and microclimate—are fundamental for seedling survival and species development (Torres-Rojo, 2021). In the reference forest, tree density was variable, similar to findings in other studies. For example, Hernández-Ramos et al. (2024) also reported wide variability, ranging from 175 to 1000 individuals·ha⁻¹. Tree density in the reference forest is determined by several factors, including the availability of germplasm, dispersal syndrome, favorable conditions for seed germination and seedling emergence, predation, pests and diseases, competition, and stand age. Additionally, anthropogenic disturbances—due to the forest's proximity to rural human settlements—represent a negative factor impacting the density of remnant forests.

In the reference forest, *P. teocote* had the highest IVI (68.47 %), followed by *A. jorullensis* with 21 %, and *P. montezumae* with 10.53 % (Table 3). The IVI results for the reference forest agree with previous reports on temperate forests in Mexico, where the genus *Pinus* is typically the most representative, often displaying dominant tree-measurement parameters and, consequently, a high IVI (Domínguez-Gómez et al., 2018; López-Hernández et al., 2017; Silva-García et al., 2022). IVI can serve as an ecological tool for selecting species to reforest degraded or deforested areas. In the reference forest, *P. teocote* had the highest IVI, and it would therefore be expected that reforestation efforts within the ejido areas would have prioritized this species. However, the species most commonly used for reforestation was *P. montezumae*. Local people prefer this species because of its higher wood quality and commercial value, as well as its resistance to frost, pests, diseases, and wildfires. Another decisive factor is the ease of obtaining seedlings through government programs. Given these considerations, further structural studies in surrounding forests are recommended to determine whether similar IVI patterns occur as those observed in this study.

con *P. montezumae* de 15 años, superando en 37 % a los obtenidos en ZR9; sin embargo, esta presenta un promedio de incremento mayor (2.79 vs. 2.65 m³·ha⁻¹).

Las reforestaciones ZR5 (935 árboles·ha⁻¹) y ZR9 (950 árboles·ha⁻¹) mostraron densidad significativamente mayor que el bosque de referencia (325 árboles·ha⁻¹) (Cuadro 3). En las reforestaciones, la supervivencia inicial está influenciada por el manejo de la planta, calidad de planta producida en vivero, traslado y manejo de la plantación en campo, así como por la calidad y persistencia genética (Torres-Rojo, 2021). Por otro lado, el hecho de que las reforestaciones presenten mayor densidad que el bosque de referencia es consecuencia de la densidad inicial de la plantación. En las reforestaciones, usualmente, la densidad es de 1100 plántulas·ha⁻¹ (Prieto-Ruiz et al., 2016; Vanegas-López 2016); en estas, las condiciones bióticas y abióticas, como el suelo y el microclima, son fundamentales para la supervivencia y desarrollo de las especies (Torres-Rojo, 2021). En el bosque de referencia, la densidad de árboles fue variable como en otros estudios; por ejemplo, Hernández-Ramos et al. (2024) reportan también gran variación desde 175 hasta 1000 individuos·ha⁻¹. La densidad del bosque de referencia está determinada por factores como la disponibilidad de germoplasma, síndrome de dispersión, condiciones adecuadas para la germinación de semillas y emergencia de plántulas, depredación, plagas y enfermedades, competencia y edad del arbolado. Por otra parte, no hay que olvidar las perturbaciones de origen antrópico, las cuales están presentes en el bosque de referencia por su cercanía a asentamientos humanos rurales, un factor negativo que impacta la densidad de los bosques remanentes.

En el bosque de referencia, *P. teocote* presentó el mayor IVI (68.47 %), seguido de *A. jorullensis* (21 %) y *P. montezumae* con 10.53 % (Cuadro 3). El IVI para el bosque de referencia confirma lo reportado sobre los bosques templados de México; el género *Pinus* suele ser el más representativo con variables dasométricas dominantes, por lo que tienden a presentar un IVI alto (Domínguez-Gómez et al., 2018; López-Hernández et al., 2017; Silva-García et al., 2022). El IVI puede ser utilizado como herramienta ecológica en la selección de las especies para reforestar una zona degradada o deforestada. En el bosque de referencia, *P. teocote* fue la especie con mayor IVI y se esperaba que las zonas del ejido hubiesen sido reforestadas con dicha especie; sin embargo, la especie utilizada mayormente para reforestar fue *P. montezumae*. Los pobladores prefieren esta especie por su mayor calidad, valor comercial de la madera, resistencia a heladas, plagas, enfermedades e incendios forestales. Otro factor determinante es la facilidad para adquirir planta a través de los programas de gobierno. Por lo anterior, será importante realizar más estudios estructurales en otros bosques aledaños a la zona de estudio, para determinar si se da el mismo comportamiento con el IVI obtenido en esta investigación.

Conclusions

Structural attributes are essential for evaluating reforestation efforts, particularly when these are used as a strategy for forest restoration. These attributes change over time as forest structure becomes more complex; however, in the short term—as in this study (five and nine years)—it is not yet possible to conclude that reforested areas resemble the reference forest. The results are not definitive, underscoring the need for continued monitoring and evaluation of these reforestations over the medium and long term to gain a more comprehensive understanding of changes in structural parameters. Furthermore, beyond structural attributes, it is important to include studies on biodiversity, ecosystem functions, and ecological processes, which may require much longer timeframes to fully assess the role of reforestation in restoring all ecosystem components.

Conflict of interest declaration

The authors declare that they have no economic conflicts of interest or known personal relationships that could have influenced the research presented in this article.

End of English version

Conclusiones

Los atributos estructurales son importantes para la evaluación de los trabajos de reforestaciones, especialmente cuando estas se utilizan como una estrategia de restauración forestal. Estos atributos se modifican a medida que el tiempo pasa y la estructura se va haciendo más compleja; sin embargo, en un corto plazo, como en este estudio (cinco y nueve años) no es posible decir que se asemeja al bosque de referencia. Los resultados no son definitivos, por lo que es importante dar seguimiento a estas reforestaciones y evaluarlas a mediano y largo plazo para tener un panorama más amplio sobre los cambios en los parámetros estructurales. Por otro lado, además de dichos atributos, se deben incluir estudios sobre diversidad, funciones y procesos que ocurren en los ecosistemas forestales, lo cual puede tomar mucho más tiempo para determinar la importancia de las reforestaciones en la recuperación de todos los elementos.

Declaración de conflicto de intereses

Los autores declaramos que no tenemos conflictos de intereses económicos ni relaciones personales conocidas que pudieran haber influido en la investigación presentada en este artículo.

Fin de la versión en español

References / Referencias

- Aguilar-Luna, J. M. E. (2018). Estructura y diversidad de la vegetación arbórea de un bosque de galería en el estado de Puebla. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(47), 230–252. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i47.154>
- Alanís-Rodríguez, E., Mora-Olivo, A., & Marroquín de la Fuente, A. (2020). Muestreo ecológico de la vegetación. Editorial Universitaria UANL.
- Aguirre-Mendoza, Z., Orellana-Orellana, F., Jaramillo-Díaz, N., Peña-Tamayo, J., & Quizhpe-Coronel, W. (2021). Composición florística, estructura y endemismo del componente leñoso en una parcela permanente en el bosque protector El Sayo, Loja, Ecuador. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 5(3), 362–380. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v5i3.506
- Arteaga-Martínez, B. (2003). Evaluación dasométrica de una plantación de *Pinus* spp. en Perote, Veracruz, México. *Foresta Veracruzana*, 5(1), 27–32. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=49712336004>
- 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. *Indian Forests*, 10, 633. <https://doi.org/10.10.3390/f10080633>
- Comisión Nacional para el Conocimiento de la Biodiversidad (CONABIO). (2023). *Flora y fauna de México*. <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/matorral>

- Curtis, J. T., & McIntosh, R. P. (1951). An upland forest continuum in the pariré-forest border region of Wisconsin. *Ecology*, 32(3), 476–496. <http://doi.org/10.2307/1931725>
- 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>
- Domínguez-Gómez, T. G., Hernández-González, B. N., González-Rodríguez, H., Cantú-Silva, I., Alanís-Rodríguez, E., & Alvarado, M. del S. (2018). Estructura y composición de la vegetación en cuatro sitios de la Sierra Madre Occidental. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(50), 9–34. <https://doi.org/10.10.29298/rmcf.v9i50.227>
- Gadow, K. V., Zhang, C. Y., Wehenkel, C., Pommerening, A., Corral-Rivas, J., Korol, M., Myklush, S., Hui, G. Y., Kiviste, A., & Zhao, X. H. (2012). Forest structure and diversity. *Managing Forest Ecosystems*, 23, 29–83. https://doi.org/10.1007/978-94-007-2202-6_2
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía. <https://librooa.unam.mx/handle/123456789/1372>
- 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. (2019) International principles and standards

- for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology*, 27(1), 1–46. <http://doi.org/10.1111/rec.13035>
- Graciano-Ávila, G., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, O. A., González-Tagle, M. A., Treviño-Garza, E. J., Mora-Olivo, A., & Corral-Rivas, J. J. (2020). Cambios estructurales de la vegetación arbórea en un bosque templado de Durango, México. *Acta Botánica Mexicana*, 127, e1522, 1–16. <https://doi.org/10.21829/abm127.2020.1522>
- Hernández-Ramos, J., Reyes-Hernández, V. J., De los Santos-Posadas, H. M., Fierros-González, A. M., Buendía-Rodríguez, E., & Quiñonez-Barraza, G. (2024). Generalized height-diameter models for *Pinus montezumae* Lamb. and *Pinus pseudostrobus* Lindl. plantations in Michoacan, Mexico. *Open Journal of Forestry*, 14, 214–232 <https://doi.org/10.4236/ojf.2024.143014>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía e Informática (INEGI) (2020). *Anuario estadístico y geográfico de Puebla, México*. https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/702825197513.pdf
- Ingeniería Agroforestal y Ambiental del Bosque Mesófilo S. C. (INAFAM). (2015). *Estudio de cuenca de abasto forestal región Teziutlán, Puebla, México*. SEMARNAT, CONAFOR.
- Lara, F., Calleja, J. A., & Garilleti, R. (2019). *Selección y descripción de variables que permitan diagnosticar el estado de conservación del parámetro “estructura y función” de los diferentes tipos de hábitat de bosque y matorral de ribera*. Ministerio para la Transición Ecológica.
- López-Hernández, J. A., Aguirre-Calderón, O. A., Alanís-Rodríguez, E., Monárrez-González, J. C., González-Tagle, M. A., & Jiménez-Pérez, J. (2017). Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques*, 23(1), 39–51. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2311518>
- Luna-Florín, A. D., Sánchez-Asanza, A. W., Maza-Maza, J. E., & Castillo-Figueroa, J. E. (2021). Biomasa forestal y captura de carbono en el bosque seco de la Reserva Ecológica Arenillas. *Revista Científica Agroecosistemas*, 9(2), 140–146. <https://www.researchgate.net/publication/356541977>
- Manzanilla-Quijada, G. E., Mata-Balderas, J. M., Treviño Garza, E. J., Aguirre-Calderón, O. A., Alanís-Rodríguez, E., & Yerena-Yamalle, J. I. (2020). Diversidad, estructura y composición florística de bosques templados del sur de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11(61), 94–123. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i61.703>
- Martínez-Sánchez, J. L. (2016). Comparación de la diversidad estructural de una selva alta perennifolia y una mediana subperennifolia en Tabasco, México. *Madera y Bosques*, 22(2), 29–40. <https://doi.org/10.21829/myb.2016.2221322>
- Méndez-Toribio, M., Martínez-Garza, C., Cecon, E., & Guariguata, M. R. (2018). *La restauración de ecosistemas terrestres en México: Estado actual, necesidades y oportunidades*. CIFOR. <https://doi.org/10.17528/cifor/006853>
- Mendoza-Aguirre, Z., Orellana-Orellana, F., Jaramillo-Díaz, N., Peña-Tamayo, J., & Quizpe-Coronel, W. (2021). Composición florística, estructura y endemismo del componente leñoso en una parcela permanente en el bosque protector El Sayo, Loja, Ecuador. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 5(3), 3062–3080. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v5i3.506
- Mola, I., Sopeña, A., & de Torre, R. (2018). *Guía práctica de restauración ecológica*. <https://ieeb.fundacion-biodiversidad.es/content/guia-practica-de-restauracion-ecologica>
- Mora-Donjuán, C. A., Buendía-Rodríguez, E., Rubio-Camacho, E. A., Alanís-Rodríguez, E., & Treviño-Garza, E. J. (2016). Distribución espacial, composición y estructura de un matorral en el noreste de México. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 39(1), 87–95. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0187-73802016000100013&script=sci_arttext
- Ni, R., Baiketuerhan, Y., Zhang, C., Zhao, X., & Gadow, K. V. (2014). Analyzing structural diversity in two temperate forests in northeastern China. *Forest Ecology and Management*, 316, 139–147. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.012>
- Perring, M. P., Standish, R. J., Price, J. N., Craig, M. D., Erickson, T. E., Ruthrof, K. X., Whiteley, A. S., Valentine, L. E., & Hobbs, R. J. (2015). Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades. *Ecosphere*, 6(8), 131. <http://doi.org/10.1890/ES15-00121.1>
- Prieto-Ruiz, J. Á., & Goche-Télles, J. R. (2016). *Las reforestaciones en México: Problemática y alternativas de solución*. Editorial de la Universidad Juárez del Estado de Durango.
- Rubio-Camacho, A. E., González-Tagle, M. A., Jiménez-Pérez, J., Alanís-Rodríguez, E., & Ávila-Flores, D. Y. (2014). Diversidad y distribución vertical de especies vegetales mediante el índice de Pretzsch. *Ciencia UANL*, 17(65), 34–41. <http://eprints.uanl.mx/7024/1/Diversidad-y-distribucion-vertical-de-especies.pdf>
- Silva-García, J. E., Aguirre-Calderón, O. A., Alanís-Rodríguez, E., Jurado-Ybarra, E., Jiménez-Pérez, J., Vargas-Larreta, J. B., & Corral Rivas, J. J. (2022). Influencia de la altitud y exposición en la estructura y composición de un bosque templado en Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 13(70), 64–84. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v13i70.1163>
- The R Core Team (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. Version 4.2.2. <https://www.r-project.org/>
- Torres-Rojo, J. M. (2021). Factores ambientales y físicos que afectan la supervivencia de siete especies forestales en el Estado de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12(64), 66–91. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i64.831>
- Vanegas López, M. (2016). *Manual de mejores prácticas de restauración de ecosistemas degradados, utilizando para reforestación solo especies nativas en zonas prioritarias. Informe final dentro del proyecto GEF 00089333 “Aumentar las capacidades de México para manejar especies exóticas invasoras a través de la implementación de la Estrategia Nacional de Especies Invasoras”*. https://www.biodiversidad.gob.mx/media/1/especies/Invasoras/files/comp1/Manual_reforestacion_utilizando_especies_nativas.pdf