

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES



**EVALUACIÓN DE MODELOS MATEMÁTICOS PARA EL MANEJO
SUSTENTABLE EN BOSQUES TEMPLADOS DEL ESTADO DE PUEBLA**

Por:

M. C. Juan Antonio López Hernández

**Como requisito parcial para obtener el grado de:
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE RECURSOS
NATURALES**

Marzo de 2020



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO



**EVALUACIÓN DE MODELOS MATEMÁTICOS PARA EL MANEJO
SUSTENTABLE EN BOSQUES TEMPLADOS DEL ESTADO DE PUEBLA**

Aprobación de Tesis

Dr. Oscar Alberto Aguirre Calderón

Director

Dr. Eduardo Alanís Rodríguez

Codirector

Dr. Marco Aurelio González Tagle

Asesor

Dr. Javier Jiménez Pérez

Asesor

Dr. José Javier Corral Rivas

Codirector externo

Marzo, 2020

Manifiesto que la presente investigación es original y fue desarrollada para obtener el grado de Doctor en Ciencias con Orientación en Manejo de Recursos Naturales, donde se utiliza información de otros autores y se otorgan los créditos correspondientes.

Juan Antonio López Hernández

Marzo de 2020

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por otorgarme la beca para poder realizar mis estudios de Doctorado en Ciencias con Orientación en Manejo de Recursos Naturales, así como una estancia en el extranjero.

Agradezco a la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL), por brindarme la oportunidad de cursar mis estudios de Doctorado en la Facultad de Ciencias Forestales.

Un agradecimiento especial al Dr. Oscar Alberto Aguirre Calderón por la acertada dirección de este trabajo de tesis, por los comentarios y sugerencias que me ayudaron a adquirir nuevos conocimientos y tener una diferente perspectiva de ver la investigación. Al Dr. Juan Gabriel Alvarez, por recibirme, orientarme y apoyarme con el análisis de datos, durante mi estancia, en la Universidad de Santiago de Compostela, Lugo, España.

A los maestros de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León por compartir sus conocimientos y enseñanzas de las que mucho aprendí y compartí con todos ellos.

A mis asesores de tesis, por aceptar formar parte de mi comité de investigación y por sus valiosas y acertadas sugerencias que sirvieron para enriquecer este trabajo.

A la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), Gobierno del estado de Puebla, prestadores de servicios forestales, por su apoyo para el establecimiento y remediación de las parcelas permanentes de investigación silvícola (SPIS).

DEDICATORIA

A mi padre Juan Antonio López Arroyo (q.e.p.d.), por sus bendiciones donde quiera que se encuentre. A mi madre Lucía Hernández Ávila, por sus consejos, educación y amor incondicional, que me ha permitido alcanzar mis metas.

A mi esposa Nohemí Valdez Castañeda, por brindarme su confianza, comprensión y estar conmigo en todo momento apoyándome constantemente.

A mis hijos Juan Antonio y Joel Ernesto, por ser un motivo para esforzarme cada día a ser mejor, buscando oportunidades para conseguir lo mejor para ustedes y con ello para nuestras vidas.

A mis hermanos Lucía, Gabriela y Jesús López Hernández por ser los mejores compañeros y amigos, mostrando siempre su gran afecto y cariño.

ÍNDICE DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS.....	iv
DEDICATORIA	v
ÍNDICE DE CONTENIDO	vi
ÍNDICE DE TABLAS	viii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	ix
RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	3
INTRODUCCIÓN.....	5
ANTECEDENTES.....	8
JUSTIFICACIÓN.....	14
HIPÓTESIS.....	16
OBJETIVO GENERAL.....	16
OBJETIVOS PARTICULARES.....	16
CAPÍTULO 1. EVALUACIÓN DE LA COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD DE ESPECIES FORESTALES EN BOSQUES TEMPLADOS DE PUEBLA, MÉXICO.....	17
Resumen.....	17
1.1. Introducción.....	19
1.2. Materiales y Métodos.....	21
1.2.1. Área de estudio	21
1.2.2. Manejo Forestal (Sistemas silvícolas)	22
1.2.3. Muestreo de la vegetación	23
1.2.4. Análisis de la información.....	23
1.3. Resultados.....	26
1.3.1. Abundancia	27
1.3.2. Dominancia	28
1.3.3. Área de copa	28
1.3.4. Frecuencia.....	28
1.3.5. Índice de valor de importancia (IVI).....	28

1.3.6. Diversidad	30
1.4. Discusión	30
1.4.1. Abundancia	31
1.4.2. Dominancia	32
1.4.3. Índice de valor de importancia.....	32
1.4.4. Diversidad	33
Resumen.....	34
2.1. Introducción.....	36
2.2. Materiales y métodos	38
2.2.1. Área de estudio.....	38
2.2.8. Análisis de correlación	45
2.2.9. Modelos de mortalidad.....	46
2.3. Resultados.....	53
CAPÍTULO 3. ESTIMACIÓN DEL CONTENIDO Y POTENCIAL DE CAPTURA DE CARBONO EN BIOMASA AÉREA EN BOSQUE TEMPLADO DEL ESTADO DE PUEBLA	61
Resumen.....	61
3.1. Introducción.....	63
3.1.1. Métodos de estimación de biomasa y contenido de carbono aéreo	65
3.2. Materiales y métodos	68
3.2.1. Área de estudio.....	68
3.2.2. Diseño y recolección de datos	69
3.2.3. Obtención de datos de campo	71
3.2.4. Selección de modelos para estimación de carbono.....	71
3.3. Resultados	74
CONCLUSIONES GENERALES	84
BIBLIOGRAFÍA.....	86

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Nombre científico, nombre común, orden, familia y género de las especies presentes en el área de estudio (ordenados por familias). ...	26
Tabla 2. Densidad, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia (IVI) de las especies presentes en bosque templado del estado de Puebla.....	30
Tabla 3. Caracterización dasométrica, medición y remediación, de sitios permanentes de investigación silvícola del estado de Puebla, México.	44
Tabla 4. Modelos matemáticos no lineales evaluados para estimar mortalidad de 91 parcelas permanentes de investigación silvícola del estado de Puebla.....	50
Tabla 5. Variables descriptivas de la base de datos del establecimiento y medición de 91 sitios permanentes de investigación silvícola, utilizados en el ajuste de modelos de mortalidad en bosques del estado de Puebla, México.....	53
Tabla 6. Correlación de Pearson entre variables dasométricas de los sitios permanentes de investigación silvícola.....	53
Tabla 7. Modelo lineal para la estimación del área basal durante el periodo de remediación.....	54
Tabla 8. Estadísticos de regresión, pruebas de hipótesis y grado de exactitud de nueve modelos no lineales, con variables independientes N1, DN1 y DN2 para estimar mortalidad en bosques irregulares mezclados del estado de Puebla.	55
Tabla 9. Estadísticos de regresión, pruebas de hipótesis y grado de exactitud de nueve modelos no lineales, con variables independientes N1, AB1 y AB2 para estimar mortalidad en bosques irregulares mezclados del estado de Puebla.	56
Tabla 10. Ecuaciones alométricas de mejor ajuste para la estimación de biomasa aérea y carbono de especies de bosques templados, en función del DAP y la altura total.	73

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización del área de estudio que comprende la UMAFOR 2105, en el estado de Puebla (Centro de México).	21
Figura 2. Densidad de individuos por hectárea de acuerdo a clases diamétrica en el área de estudio.....	27
Figura 3. Ubicación y delimitación de las Unidades de Manejo Forestal Zacatlán (A), Teziutlán (B) e Iztaccihuatl Popocatepetl (C).	39
Figura 4. Modelo lineal y comportamiento de datos observados para el área basal (a) y diámetro normal (b) al final del periodo con respecto al inicio de la medición.	55
Figura 5. Modelo de Zunino y Ferrando (1997) respecto al diámetro normal. .	57
Figura 6. Modelo de Zunino y Ferrando (1997) respecto al área basal.....	58
Figura 7. Ubicación y delimitación de las Unidades de Manejo Forestal Zacatlán – Chignahuapan (A), Teziutlán (B) y Iztaccihuatl Popocatepetl (C).	69
Figura 8. Presencia de especies forestales por UMAFOR, en tres regiones del estado de Puebla (Teziutlán, Iztaccihuatl Popocatepetl y Zacatlán). ...	72
Figura 9. Número de individuos totales, por categoría diamétrica, en tres regiones del estado de Puebla (Teziutlán, Iztaccihuatl Popocatepetl y Zacatlán).	75
Figura 10. Potencial de captura de carbono de tres UMAFOR del estado de Puebla.....	78

RESUMEN

El objetivo principal de esta investigación fue evaluar el uso y la aplicación de modelos matemáticos en un bosque templado ubicado en el estado de Puebla. Para este propósito, utilizamos datos de 91 parcelas permanentes de investigación forestal (SPIS), establecidas en las unidades de manejo forestal de Teziutlán, Iztaccihuatl Popocatepetl y Zacatlán en 2008 y remedidos en 2012. El estudio se separó en tres temas principales, I) composición y diversidad especies, II) modelos de mortalidad y III) evaluación de biomasa y potencial de captura de carbono.

Primero, se evaluó la composición y diversidad de especies arbóreas a través de varios índices. Para cada especie se calculó dominancia, abundancia y frecuencia de especies arbóreas, con lo cual se obtuvo el índice de valor de importancia (IVI). Además, también se calcularon el índice de diversidad de Shannon (H') y los índices de riqueza de Margalef (DMg). Como resultados se registraron 11 especies arbóreas entre cinco géneros, siendo *P. montezumae* con los valores más altos de densidad, dominancia y frecuencia. Los índices de diversidad de especies mostraron valores de 1.37 para Shannon-Wiener y 1.35 para el índice Margalef. En general, estos valores de diversidad coinciden con estudios similares en la región.

En segundo lugar, el modelado de la mortalidad de los árboles es esencial en la planificación del manejo forestal, por lo tanto, en este estudio se evaluaron nueve modelos matemáticos, ajustados con la variable DN y AB, a través de métodos estadísticos no lineales utilizando el software R. Como resultado tenemos que la densidad de los árboles varía de 167 a 2,333 árboles ha^{-1} , con áreas basales de 10.89 a 67.72 $m^2 ha^{-1}$ y diámetros promedio de 10.28 a 45 cm. La tasa de mortalidad de los árboles, durante un período de cuatro años, fue de aproximadamente 3.9%. Los análisis estadísticos mostraron que el modelo de Zunino y Ferrando (1997), ajustado con el área basal como variable

independiente, es el más adecuado, ya que mostró un alto valor de $R^2 = 0.98$, bajo $RMSE = 47.26$ y $AIC = 962.95$, con significancia estadística en todos los parámetros estimados.

Finalmente, los modelos de carbono forestal se evaluaron mediante funciones matemáticas. Los modelos de predicción se aplican ampliamente en la evaluación de los servicios ecosistémicos del bosque. En esta investigación, se estimó el potencial de captura de carbono y biomasa aérea a través de ecuaciones alométricas, específicamente con la aplicación de la función $Y = b * X^k$. Para esto, los valores totales de biomasa aérea se estimaron a partir de 5,335 árboles con un diámetro normal igual o mayor a 7.5 cm. La Unidad de Manejo Forestal (UMAFOR) Zacatlán mostró el mayor potencial de secuestro de carbono con valores de 80.6 y 88.3 $t ha^{-1}$, concluyendo que los árboles en el área de estudio tienen un potencial de secuestro de carbono anual de 0.99 $t ha^{-1}$ en UMAFOR Iztaccihuatl Popocatepetl; 1.6 $t ha^{-1}$ en UMAFOR Teziutlan y 1.9 $t ha^{-1}$ en UMAFOR Zacatlan. Estos resultados son comparables con otros estudios en la región y brindan información importante sobre el secuestro de carbono en los bosques mexicanos.

Palabras clave:

Dominancia, abundancia, frecuencia, SPIS, Biomasa aérea, ecuaciones alométricas.

ABSTRACT

The main goal of this research was to evaluate the use and application of mathematical models in a temperate forest located in the state of Puebla. For this purpose, we use data from 91 permanent forestry research plot (SPIS), established in the forest management units of Teziutlan, Iztaccihuatl Popocatepetl and Zacatlán in 2008 and remeasured in 2012. The study was separated in three main topics, I) tree species composition, II) tree mortality models and III) biomass evaluation and potential of capture of carbon.

First, the tree species composition and diversity were evaluated through various indices. For each species were computed the tree species dominance, abundance and frequency, with which the importance value index (IVI) was obtained. Besides, the Shannon-Wiener's diversity index (H') and Margalef's richness indices (DMg) were also calculated. As results there were registered 11 tree species among five genera, being *P. montezumae* with the highest values of density, dominance and frequency. The species diversity indices showed values of 1.37 for Shannon-Wiener and 1.35 for the Margalef index. In general, these values of diversity coincide with similar studies in the region.

Second, modeling of tree mortality is essential in forest management planning, therefore in this study nine mathematical models were evaluated, fitted with the variable DN and AB, through non-linear statistical methods using the R software. As results we have that tree density varies from 167 to 2,333 trees ha⁻¹, with basal areas from 10.89 to 67.72 m² ha⁻¹ and average diameters from 10.28 to 45 cm. The tree mortality rate, over a four-year period, was about 3.9%. The statistical analyses showed the model by Zunino and Ferrando (1997), fitted with the basal area as independent variable, is the most adequate, since it showed a high value of $R^2 = 0.98$, low RMSE = 47.26 and AIC = 962.95, with statistical significance in all the parameters estimated.

Finally, forest carbon models were evaluated through mathematical functions. Prediction models are widely applied in the evaluation of forest ecosystem services. In this research, aerial biomass and carbon sequestration potential were estimated through allometric equations, specifically with the application of the function $Y = b * X^k$. To this, total aerial biomass values were estimated from 5,335 trees with normal diameter equal to or larger than 7.5 cm. The Forest Management Unit (UMAFOR) Zacatlan showed the highest potential of carbon sequestration with values of 80.6 and 88.3 t ha⁻¹, concluding that the tree stands in the study area has an annual carbon sequestration potential of 0.99 t ha⁻¹ in UMAFOR Iztaccihuatl Popocatepetl; 1.6 t ha⁻¹ in UMAFOR Teziutlan and 1.9 t ha⁻¹ in UMAFOR Zacatlan. These results are comparable to other studies in the region and provide important information regarding the carbon sequestration by Mexican forests.

Keywords:

Dominance, abundance, frequency, SPIS, aerial biomass, allometric equations.

INTRODUCCIÓN

El área total de bosques del mundo actualmente, está por debajo de 4,000 millones de hectáreas (FAO, 2018). La superficie forestal de México es de 138 millones de hectáreas, que representan 70% de su territorio. De esta superficie, 64.9 millones de hectáreas se encuentran cubiertas por vegetación arbórea, 34.3 millones de hectáreas se clasifican como bosques y 30.4 millones de hectáreas restante corresponde a selvas (SEMARNAT, 2014). Los estados del país donde se concentra principalmente la producción forestal son: Chihuahua, Durango, Jalisco, Michoacán, Estado de México, Hidalgo, Tlaxcala, Puebla, Veracruz, Guerrero, Oaxaca, Campeche y Quintana Roo.

El presente trabajo de investigación se desarrolló en el estado de Puebla; que posee 3,429,000 ha de bosques y selvas, lo que representa el 50% de la superficie total del Estado, (INEGI, 2011; SEMARNAT, 2014). Esta riqueza natural, hace imprescindible el desarrollo de trabajos de investigación que permitan conocer la dinámica de crecimiento de las poblaciones forestales, caracterizar adecuadamente el ecosistema y evaluar los servicios ambientales del bosque (Valles y Quiñones 2004; Diéguez *et al.*, 2009; Corral *et al.*, 2009).

Los resultados de esta investigación servirán de base para la planificación del ordenamiento forestal y su aprovechamiento sustentable, debido a que los bosques naturales son ecosistemas biológicamente dinámicos que están en constante cambio, por esta razón su composición y estructura es modificada a través del tiempo, debido a factores climáticos, topográficos y edáficos; Estos cambios son definidos por la dinámica del rodal, que describe los eventos naturales y antropogénicos que suceden a través del tiempo durante la vida del rodal (Brassard y Chen, 2010). En el manejo forestal los modelos matemáticos se han utilizado en las últimas décadas, como herramientas de estimación y son utilizados en el manejo forestal para modelar especies forestales (Hasenauer, 2005), predecir el rendimiento así como alternativas de manejo que

proporcionen información para la toma de decisiones en la gestión forestal (Vanclay, 1994); ya que de esta manera a través de fórmulas matemáticas se representan los procesos biológicos que ocurren a nivel de árbol individual o del rodal completo (Mendoza, 1993); su ajuste se orienta a la unidad de manejo empleada y tipo de bosque donde se utilizará.

Se entiende por modelo matemático una representación numérica de la dinámica de la masa forestal, que muestra valores de la composición de la estructura forestal, crecimiento y mortalidad en los ecosistemas forestales, de acuerdo a sus propiedades se clasifican en: (1) unidad de predicción; (2) dependientes o independientes de la distancia; (3) modelos determinísticos contra modelos estocásticos; (4) y modelos estadísticos o empíricos contra modelos basados en procesos (Valsta, 1993; Diéguez-Aranda *et al.*, 2009). La elección del modelo depende de los objetivos del trabajo, si es de carácter predictivo o explicativo, entonces la modelación es más detallada tanto al nivel de datos como técnicas utilizadas para describir las relaciones funcionales dentro del bosque.

La construcción de estas herramientas de estimación y predicción, se basa en la información sobre las condiciones forestales actuales y futuras que predicen los posibles cambios del bosque, modelando el crecimiento y rendimiento de la dinámica del bosque en el tiempo (Álvarez *et al.*, 2002). Algunos objetivos de estas herramientas es mostrar una visión simplificada de los factores que determinan la dinámica temporal de los árboles de un rodal, planificar y apoyar la toma de decisiones a través de la estimación presente y futura del volumen de los terrenos forestales (Diéguez-Aranda *et al.*, 2009). El cumplimiento de los objetivos ha sido posible gracias al desarrollo de técnicas de análisis numérico y programación por computadora que han permitido desarrollar modelos matemáticos que se ajustan a las diferentes etapas silvícolas y estiman las características de los árboles e integran las estadísticas de los rodales en lapso de tiempo determinado.

El presente trabajo de investigación se compone de tres capítulos, el primero muestra una evaluación de la composición y diversidad de estructura forestales; en el segundo se evaluaron nueve modelos de mortalidad de totalidad del rodal, en el tercer capítulo se estimó el contenido y potencial de captura de carbono en biomasa aérea en bosque templado del estado de Puebla.

ANTECEDENTES

La cubierta forestal en México ha sido afectada principalmente por el cambio uso del suelo, la tala ilegal, los incendios forestales, las plagas y enfermedades, los fenómenos meteorológicos, el crecimiento demográfico y la deficiente aplicación de prácticas silvícolas. Esta afectación es más acentuada en los bosques irregulares, por falta de modelos de estimación que apoyen al técnico forestal a elegir el tratamiento silvícola adecuado en función de su estructura (Velásquez *et al.*, 2009). La estructura del bosque es determinada por la edad, diámetro normal y cobertura de copa; en base a esto se define como regular o irregular.

A su vez, el desarrollo de modelos de predicción sirve para evaluar el comportamiento del bosque en las diferentes etapas de desarrollo de las masas forestales, conocer el desarrollo de la regeneración, densidad, incorporación y mortalidad del rodal (Corral y Návar, 2005). Sin embargo, una de las grandes desventajas que actualmente se tiene en el manejo de bosques para desarrollar los modelos necesarios en cada especie, es la carencia de información biológica experimental que se obtiene de los sitios permanentes con remediciones periódicas.

En base a lo anterior, el enfoque de investigación ecológica de largo plazo a través del establecimiento y remediación de parcelas permanentes de investigación silvícola, es necesario (Franklin *et al.*, 2002; Gardner, 2012, Valles y Quiñones, 2004) para estudiar la dinámica de crecimiento de las poblaciones forestales con diferentes regímenes de manejo, caracterizar adecuadamente el ecosistema, predecir el incremento de los bosques y desarrollar técnicas de manejo sustentable (Manzanilla, 1980; Alder y Sinnott, 1992; Valles y Quiñones, 2004; Diéguez, 2009; Corral *et al.*, 2009); además de apoyar la toma de decisiones de los inversionistas en manejo de bosques o plantaciones forestales (Simula, 2001; Kleinn y Morales, 2002).

Atendiendo a esta necesidad el gobierno del estado de Puebla, a través de la Secretaria de Recursos Naturales y Medio Ambiente (SRNMA), estableció en el año 2008 una red de monitoreo de sitios permanentes de investigación silvícola (SPIS), con remediación en el año 2012. La distribución de los sitios se realizó mediante una planeación estratégica considerando las condiciones ecológicas en que habitan las especies forestales, su distribución, las especies dominantes más frecuentes, los tipos de exposiciones y las condiciones topográficas, así como las distintas clases de desarrollo de las especies en estudio y los tratamientos silvícolas (INIFAP, 2004). Los datos colectados del establecimiento y remediación de los sitios permanentes de investigación silvícola, son utilizados principalmente para realizar estimaciones dasométricas de las áreas forestales a través de procesos matemáticos (García, 2007).

Modelos matemáticas

La planeación del aprovechamiento sustentable del bosque es muy compleja debido a que los árboles en un bosque natural tienen diferentes edades, existe diversidad de especies y los terrenos tienen diferente productividad. Para estimar y evaluar la dinámica de crecimiento del bosque se utilizan modelos matemáticos, que explican el comportamiento de los bosques en base a variables que interactúan en el crecimiento e incremento de las masas forestales.

Se entiende por modelo de estimación un sistema de ecuaciones que permiten predecir el crecimiento y rendimiento de un rodal bajo una amplia variedad de condiciones (Vanclay, 1994); el cual es utilizado para proponer alternativas de manejo, considerando los cambios en la estructura provocados por la aplicación de un determinado tratamiento silvícola (Vargas-Larreta, 2010).

Los primeros modelos de crecimiento forestal se desarrollaron en Alemania a finales del siglo XVIII. Fue hasta los años setenta del siglo pasado cuando en

México se aplicaron modelos de crecimiento en bosques naturales. En los últimos años se han realizado trabajos de actualización, validación y calibración de modelos matemáticos de predicción a nivel de especies y por unidad de manejo forestal (UMAFOR); prueba de ello es el proyecto “Sistema biométrico para la planeación del manejo forestal sustentable de los ecosistemas con potencial maderable en México”, financiado por el Fondo Sectorial CONACYT-CONAFOR. Con este proyecto se calibro el Sistema Biométrico Forestal “SiBiFor” un sistema de ecuaciones para la estimación de atributos de árboles individuales, integrado por más de 6,000 ecuaciones para 97 especies de bosque templado y tropical, contiene 2,917 ecuaciones de volumen, 2,868 de ahusamiento-volumen, 341 de índice de sitio y 288 de crecimiento en diámetro (Vargas, 2017). El desarrollo en técnicas de análisis numérico e informático, ha permitido a los investigadores forestales desarrollar modelos matemáticos para estimar las características de los árboles o del rodal en un tiempo específico.

Modelos del rodal

Los modelos a nivel rodal utilizan valores promedio de área basal, volumen, número de árboles por hectárea, para evaluar la dinámica de crecimiento y rendimiento (Vanclay, 1994); son utilizados por los gestores forestales para determinar la productividad de los bosques y evaluar el efecto positivo o negativo causado por actividades propias del manejo forestal (Gadow *et al.*, 1999, Diéguez *et al.*, 2009). Los resultados obtenidos permiten un ordenamiento adecuado del bosque encaminado a la sustentabilidad (Vargas *et al.*, 2017).

Manzanilla (1974), propone transformar las estructuras de monte bajo a bosque de selección con mayor valor económico, aplicando el método de selección, incorporando funciones de crecimiento y producción basadas en las estructuras del rodal. Aguirre (1984), generó tablas de producción para *Pinus pseudostrobus* en el Noroeste de México, la metodología aplicada está basada en el cálculo de la producción total (método de Magin); para determinar la relación entre los parámetros del rodal se utilizaron ecuaciones de regresión.

Zepeda y Domínguez (1998) utilizaron un modelo del rodal para estimar crecimiento e incremento para *Pinus arizonica*. Los datos utilizados fueron obtenidos de parcelas permanentes de muestreo establecidas en el año 1970. Návar *et al.* (1999) evaluaron modelos de crecimiento y producción en bosques del estado de Durango. Los modelos utilizados fueron a nivel de árbol individual, del rodal y de clase diamétrica ajustando la distribución Weibull a las estructuras diamétrica de los árboles dentro del rodal, concluyendo que el modelo de clase diamétrica es el más consistente para la variable volumen con el incremento de los de los últimos diez años.

Mortalidad

Se entiende por mortalidad el número de árboles inicial en un área determinada y que murieron en un periodo de tiempo establecido. Este suceso es causado por distintos factores; entre los más frecuentes se contemplan: madurez, competencia, plagas, factores climáticos, incendios forestales y actividades antropogénicas. García (2011) define la mortalidad natural como una variable difícil de estimar, debido a que es un evento discreto, donde solo las supuestas presencia o ausencia son posibles. Por esta razón el autor indica que, para un sitio determinado, la tasa de mortalidad se estime en función del número de árboles y altura máxima, observando que la tasa de crecimiento del volumen por hectárea es igual al incremento bruto menos la mortalidad. Este último valor es obtenido del número de árboles muertos, multiplicado por el tamaño de los mismos.

En base a estos fundamentos se basa la hipótesis de que la tasa de cambio del número de árboles por hectárea, con respecto al incremento de altura dominante, depende de los valores actuales de las alturas dominantes y el número de árboles. Lo anterior indica que en bosques muy poblados el incremento bruto es una función de densidad del rodal y la altura del rodal (García, 2009).

Reyes y Comeau (2014) utilizaron modelos de regresión logística generalizada para predecir la probabilidad de mortalidad causada por competencia natural. Palahi *et al.* (2002) generaron modelos para estimar diámetro, altura y mortalidad para *Pinus sylvestris* L. en el noreste de España. La base de datos utilizada fue obtenida de 24 parcelas permanentes de muestreo. Eid y Tuhus (2001) diseñaron modelos logísticos para ser utilizados en escenarios forestales a gran escala en bosques heterogéneos para estimar la probabilidad de supervivencia de árboles individuales. Vargas *et al.* (2010) trabajaron un modelo logístico para estimar la supervivencia a nivel árbol individual para especies de pino y encino en el estado de Durango.

La variable más utilizada para evaluar mortalidad es el diámetro normal a la altura del pecho (DAP), (Hamilton y Edwards 1976, Monserud 1976, Wykoff *et al.*, 1982, Buchman *et al.*, 1983, Hamilton, 1986), ya que esta variable hace referencia al vigor del árbol, debido a que el aumento en el tamaño del árbol es la disminución de la tasa de mortalidad. Las variables independientes relacionadas con la posición del árbol han incluido la clase de copa del árbol (Hamilton y Edwards 1976; Ferrell, 1980), la proporción del área basal promedio en el rodal al área basal del árbol, la relación del diámetro del árbol al diámetro promedio en el rodal (Hamilton, 1986) y la proporción del número de árboles en el rodal con un diámetro igual o menor que el del árbol sujeto al número total de árboles en el rodal (Dahms, 1983). Las ecuaciones desarrolladas en todos estos estudios predicen tasas de mortalidad más bajas en árboles dominantes que en árboles suprimidos en el rodal.

Potencial captura de carbono

En los últimos años, se han creado mecanismos para reducir las emisiones de gases efecto invernadero causados por deforestación y degradación de los bosques (REDD), los cuales atribuyen un valor monetario basado en su capacidad de almacenar carbono; para lo cual se requieren estimaciones precisas de los almacenes de carbono en la vegetación y sus flujos.

Para estimar el potencial de almacenamiento de carbono que captura un bosque, se utilizan ecuaciones alométricas (Brown *et al.*, 1989; Deans *et al.*, 1996 y De Jong *et al.*, 1995). Son funciones matemáticas que estiman la cantidad de biomasa de un árbol y se ajustan a través de métodos de regresión.

En México y otros países se han realizado estudios para determinar los parámetros de ecuaciones alométricas que permitan estimar la biomasa aérea contenida en especies forestales (Gaillard *et al.*, 2002). Esta información es necesaria para estimar los almacenes de C forestal (Cutini *et al.*, 2013), como es el caso de Rojo-Martínez *et al.* (2005), así como Monroy y Návar (2004), quienes realizaron estudios para calcular la biomasa aérea del clon IAN-710 de *Hevea brasiliensis* en Oaxaca y Veracruz, respectivamente. Juárez (2008) calculó los parámetros de la ecuación de biomasa para *Alnus jorullensis* spp. *jorullensis* en Tequexquinahuac, Estado de México; Domínguez-Cabrera *et al.* (2009) para *Quercus* spp. en el sur de Nuevo León y Acosta *et al.* (2002), en el bosque mesófilo de montaña en Oaxaca.

Para coníferas se han realizado varios estudios para el cálculo de biomasa, en los cuales se han hecho comparaciones en cuanto a los modelos utilizados, las principales variables tomadas en cuenta son diámetro, altura y tamaño de muestra (Pimienta *et al.*, 2007; Domínguez-Cabrera *et al.*, 2009; Montes de Oca-Cano *et al.*, 2009).

Castellanos (1993) calculó la acumulación, distribución e incremento de biomasa aérea para *Pinus patula* Schl. Cham., en la región de Chignahuapan-Zacatlan, Puebla, empleando datos de un análisis de 27 árboles; la variable independiente fue el diámetro normal con corteza. En cuanto a las variables estudiadas, Vidal *et al.* (2004) estudiaron la producción de biomasa en la copa de *Pinus caribaea* var. *caribaea* y para realizar las estimaciones sólo incluyeron el diámetro normal de los árboles como variable independiente, encontrando

que los modelos no fueron significativos ya que el mayor porcentaje de la variabilidad total estuvo explicada solamente por el diámetro normal, construyéndose por esta razón modelos en función de una sola variable. Para *Pinus cooperi* en el estado de Durango, Pimienta *et al.* (2007) utilizaron un coeficiente de 0.5 para determinar la cantidad de carbono de acuerdo con la biomasa que calcularon. Respecto a los modelos que se han utilizado para medir la biomasa, el modelo $Y = b * X^k$ ha sido uno de los que ha mostrado buenos resultados.

JUSTIFICACIÓN

El nivel de aprovechamiento de los bosques y selvas de México, es bajo en relación a su extensión y diversidad, ya que, de los 21 millones de hectáreas con potencial comercial, sólo están bajo producción 5.91 millones de hectáreas, de los cuales se aprovechan 6.1 millones de metros cúbicos, debido a los bajos niveles de eficiencia y de productividad del total de los terrenos forestales. Esta situación impacta directamente en la economía del País.

El manejo adecuado de masas forestales requiere de herramientas matemáticas que muestren numéricamente los cambios que experimenta la masa forestal a través del tiempo, para planear el manejo forestal a corto y largo plazo.

Desde el punto de vista ecológico los bosques son importantes en el mantenimiento de la estabilidad del clima global, por lo que es necesario realizar investigación respecto al potencial que se tienen de los sumideros de los ecosistemas terrestres para CO₂ atmosférico, requiriendo la cuantificación del intercambio neto de carbono a la vegetación, suelo y a la atmosfera (Cao y Woodward, 1998). Debido a que los ecosistemas tienen una amplia diversidad ecológica, la estimación precisa del ciclo de carbono en los ecosistemas

terrestres y la estimación de los impactos por el cambio climático global es compleja.

El estudio de los bosques desde el punto de vista dendrométrico, tiene la finalidad de conocer la dinámica de crecimiento y producción de las masas forestales que los conforman; si bien actualmente los conocimientos científicos y tecnológicos son amplios, aún hacen falta metodologías que permitan predecir la dinámica de crecimiento para bosque natural. Por tal motivo, es importante el desarrollo de trabajos de investigación enfocados a generar información que sirva de base para la implementación de acciones relacionadas con la conservación y aprovechamiento sustentable de los bosques. Los modelos matemáticos para modelar las características y distribución de los recursos forestales, caracterizar la estructura arbórea, estimar el potencial de captura de carbono y la mortalidad, son una alternativa propuesta en el presente trabajo de investigación para conocer la relación con el medio físico, su estado de conservación y los factores de disturbio. El análisis de esta información en el tiempo presenta un panorama de las tendencias de los ecosistemas y su reacción a los fenómenos de disturbio, que permitan simular escenarios y proyectar en el corto, medio y largo plazo.

El mantenimiento y fortalecimiento de modelos matemáticos para modelar el bosque forma parte de la gestión sostenible de los bosques, por eso, la información sobre el estado y las tendencias del bosque son esenciales.

HIPÓTESIS

Los modelos matemáticos de predicción forestal evalúan la dinámica del rodal y predicen el comportamiento del bosque, proporcionando resultados confiables y consistentes.

OBJETIVO GENERAL

- Evaluar uso y aplicación de modelos matemáticos para generar y calibrar funciones de predicción forestal para el manejo sustentable del bosque.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Resaltar la importancia de contar con datos obtenidos de un sistema de monitoreo permanente con remediciones periódicas.
- Calibrar índices de diversidad que evalúen la composición y diversidad de especies forestales en bosques templados en la zona este del estado de Puebla.
- Estimar la mortalidad arbórea mediante el ajuste de modelos matemáticos.
- Estimar contenido y potencial de captura de carbono en biomasa aérea.
- Evidenciar el valor ecológico de los bosques de este estudio y su contribución en el almacenamiento de CO₂ atmosférico como un servicio ambiental.

CAPÍTULO 1. EVALUACIÓN DE LA COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD DE ESPECIES FORESTALES EN BOSQUES TEMPLADOS DE PUEBLA, MÉXICO

Resumen

La presente investigación se realizó con el objetivo de evaluar la composición y la diversidad de las especies forestales en bosques templados en la zona este del estado de Puebla (centro de México). Se utilizaron 45 Sitios Permanentes de Investigación Silvícola (SPIS), ubicados en la región forestal Centro y Pico de Orizaba pertenecientes a la Unidad de Manejo Forestal, UMAFOR 2105. Se registraron las variables dasométricas: altura total (m), diámetro normal (cm) y cobertura de copa de 1,586 árboles con un diámetro a la altura del pecho (1.30 m) mayor o igual a 7.5 cm. Para cada una de las especies se cuantificó el índice valor de importancia (IVI), mediante la suma de su dominancia estimada a partir del área basal, su abundancia de acuerdo al número de árboles y su frecuencia en las parcelas de muestreo. La diversidad y la riqueza de especies se estimaron utilizando el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y el índice de Margalef (D_{Mg}). Los resultados mostraron 11 especies arbóreas distribuidas en cinco géneros. La familia con mayor riqueza fue *Pinaceae*, con seis especies. *P. montezumae* fue la especie que presentó los valores mayores de densidad, dominancia, área de copa y frecuencia. El género *Pinus* obtuvo el 85.5% del IVI. Las especies con mayor valor de importancia fueron *P. montezumae* con 42.15%, seguido de *A. religiosa*, con 29.22%, y *P. hartwegii*, con 8.67%. Para la comunidad estudiada se registró un valor de índice de Shannon-Wiener de 1.37 y el índice de Margalef (D_{Mg}) un valor de 1.35.

Palabras clave:

UMAFOR, dominancia, abundancia, frecuencia.

Abstract

The present paper had the goal of evaluating the composition and the diversity of the forest tree species in the temperate forests in the eastern zone of Puebla State (center of Mexico). A total of 45 permanent sites for silvicultural research (SPIS), placed in the forest region center "Pico de Orizaba" belonging to the Forest Management Unit, UMAFOR 2105 were used. The dasometric variables of total height (m) diameter at breast height (dbh) (cm, 1.30 m) and crown width of 1,586 trees with a dbh greater or equal to 7.5 cm were recorded. The importance value index (IVI) was estimated for each tree species as the sum of its dominance (basal area), its abundance (the number of trees), and its frequency in the sampling plots. The diversity and species richness were estimated using the diversity indices of Shannon-Wiener (H') and Margalef (D_{Mg}). The results showed 11 tree species, distributed in 5 genus. The family with more species richness was "*Pinaceae*", with 6 tree species. *P. montezumae* was the one that presented the highest values of density, dominance, crown width and frequency. The genus of *Pinus* reached the 85.5% of the IVI. The species with the highest value of importance were *P. montezumae* with 42.15%, followed by *A. religiosa* with 29.22% and *P. hartwegii* with 8.67%. For the study area it was registered a value index of Shannon-Wiener of 1.37 and Margalef's index (D_{Mg}) value of 1.35.

Keywords:

UMAFOR, dominance, abundance, frequency.

1.1. Introducción

La disminución de superficie arbolada en México, ha generado problemas ecológicos, económicos y sociales. Esta disminución es causada por aprovechamientos forestales mal planeados, modificación en el régimen del fuego, avance de la frontera agrícola, pastoreo, contaminación atmosférica, plagas y enfermedades forestales (López-López *et al.*, 1998; Alvarado *et al.*, 1991; Savedra *et al.*, 2003; Jiménez y Alanís, 2011; López-Feldman, 2012).

En base a este contexto es necesario conocer la estructura, la distribución de las diferentes especies forestales presentes en el bosque (Cabrera *et al.*, 2001; Gadow, 2012; Gardner, 2012). Los índices de diversidad y estructura son herramientas utilizadas en el manejo de áreas boscosas donde se observan procesos de sucesión natural y efectos antropogénicos. Un adecuado conocimiento de estos índices permitirá el establecimiento de rodales tipo como norma de conducción de acciones de manejo (Albert, 1999; Aguirre *et al.*, 1998; Corral *et al.*, 2005; Wehenkel *et al.*, 2014); dichas áreas son especialmente importantes para conocer la estructura y el desarrollo de diferentes ecosistemas (Gadow, 1999).

La biodiversidad contempla toda clase de variedad natural, diversidad de comunidades a nivel paisaje, entre comunidades y especies dentro de una misma comunidad (Del Río *et al.*, 2003), por lo que la diversidad de especies es un aspecto muy importante para el manejo forestal y la conservación (Aguirre *et al.*, 2003; Motz *et al.*, 2010). Una determinada mezcla de especies determina factores ambientales como el régimen de luz y la composición de la materia orgánica, controlando así una gran cantidad de factores bióticos y abióticos.

La estructura arbórea es un indicador adecuado de la biodiversidad (Solís *et al.*, 2006; Ozdemir *et al.*, 2012), por lo que los árboles son los elementos más relevantes de la estructura del ecosistema forestal (Del Río *et al.*, 2003), y la

estructura arbórea sirve para evaluar el estatus de un ecosistema, el cual cambia fácilmente al aplicar tratamientos silvícolas, modificando la estructura del bosque (Castellanos-Bolaños *et al.*, 2008; Motz *et al.*, 2010; Hernández *et al.*, 2013). Lo anterior quiere decir que la estructura actual de un bosque es el resultado de procesos que han ocurrido en el pasado y que han determinado la composición de especies, su distribución espacial y la frecuencia de tamaño de individuos dentro de poblaciones (Smith *et al.*, 1996; Oliver y Larson, 1996 y Pham *et al.*, 2004). La estructura del bosque y su dinámica, está ligada con su estabilidad ante factores bióticos y abióticos, por lo que evaluar esta variable es importante para el manejo del sistema y la generación de servicios directos e indirectos (Del Río *et al.*, 2003; Jardel, 2011).

La evaluación de masas forestales mediante indicadores de diversidad como la abundancia, dominancia y frecuencia de las especies, sirve para describir la relación de las especies de una población (Jiménez *et al.*, 2001; Neumann y Starlinger, 2001; Saravanan *et al.*, 2013; Hernández *et al.*, 2013). Estos indicadores se pueden determinar en diferentes ecosistemas forestales (Gavilán & Rubio, 2005).

Para lograr la sustentabilidad de los recursos forestales es indispensable evaluar el uso y aplicación de modelos matemáticos de predicción que permitan conocer la estructura y diversidad arbórea de las masas forestales, tanto de las que están bajo manejo como de las que no son aprovechadas, para detectar cambios en su composición y definir los tratamientos silvícolas más adecuados. Por ello el objetivo de este trabajo es evaluar la composición y diversidad de especies forestales en bosques templados en la zona este del estado de Puebla.

1.2. Materiales y Métodos

1.2.1. Área de estudio

La presente investigación se desarrolló en la zona este del estado de Puebla (Centro de México), en la región forestal Centro y Pico de Orizaba, perteneciente a la Unidad de Manejo Forestal con clave 2105 (Figura 1).

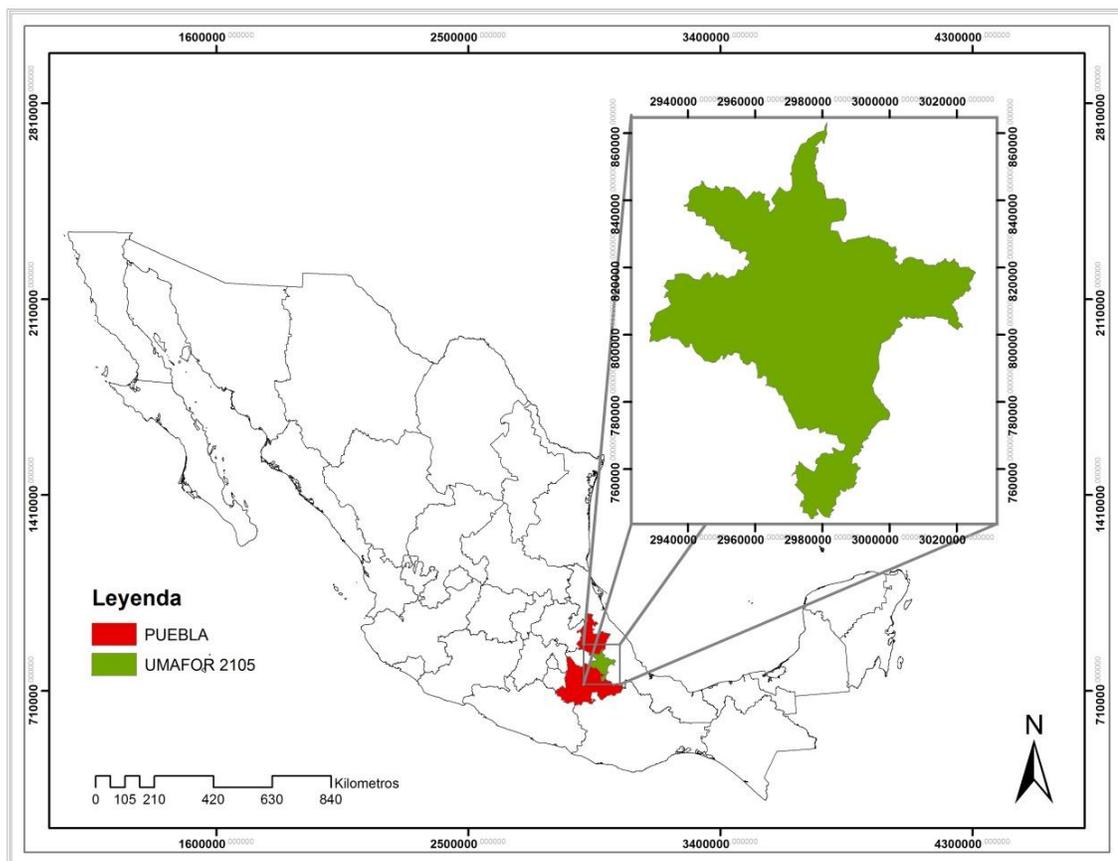


Figura 1. Localización del área de estudio que comprende la UMAFOR 2105, en el estado de Puebla (Centro de México).

La unidad de manejo forestal (UMAFOR 2105), se localiza al este del estado de Puebla colindando con el estado de Veracruz, al norte con Teziutlán, al sur con Tehuacán y al oeste con Cholula y Tecamachalco. Para esta región existe variedad de climas, es la zona más fría del estado de Puebla, donde los fenómenos meteorológicos (heladas y granizadas) son frecuentes, la UMAFOR

tiene una extensión total de 414,817.596 ha, es decir el 12.28% de la superficie total del estado de Puebla; comprende 22 municipios, por su ubicación geográfica es una zona rica en biodiversidad, se tienen siete ecosistemas forestales, predominando los de clima templado frío. El principal potencial es el aprovechamiento de recursos forestales maderables de clima templado frío, así como el aprovechamiento de especies no maderables como *Yucca periculosa*, *Nolina parviflora* y *Pinus cembroides*.

1.2.2. Manejo Forestal (Sistemas silvícolas)

El aprovechamiento de los bosques templados en el estado de Puebla se ha realizado en dos directrices; la primera se refiere al sistema administrativo de manejo aplicado por las empresas concesionadas por el gobierno federal para extraer el potencial maderable de los bosques templados de la región. La segunda directriz es el esquema técnico implementado por estas empresas, que estuvo centrado en el Método Mexicano de Ordenación de Montes (MMOM), establecido como norma para aprovechar los bosques templados no solo de la región sino de todo el país desde mediados de 1940 (Cuanalo *et al.*, 1987).

En las últimas décadas el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI) y el Método de Desarrollo Silvícola (MDS), han sido los métodos de ordenamientos forestal más utilizados. A continuación se describen algunas de sus características: MMOBI se utiliza en áreas donde factores como el topográfico y el de situaciones de protección ecológica especiales (áreas protegidas), son limitantes para la utilización de técnicas intensivas. Utiliza el Método de Selección, se cosechan árboles de distintas edades y alturas, se da prioridad a los árboles viejos, deformes, plagados o cualquier otra característica no deseable, esto con el fin de ir dejando el arbolado de mejores condiciones que permita aumentar la calidad del bosque ordenado. Se extraen árboles maduros, que proporcionan la mayoría de los productos comerciales, con el fin de mitigar competencia y propiciar condiciones de establecimiento de la

regeneración y el desarrollo de los árboles más jóvenes con posibilidades de llegar a una corta final. Utiliza la estructura meta normal (Liocourt), para definir el arbolado a extraer con base en la distribución de frecuencias de categorías diamétrica que conduzca o mantenga esa estructura meta. El MDS tiene como objetivo captar el máximo potencial productivo del suelo, mediante el uso de técnicas silvícolas adecuadas y lograr un rendimiento sostenido (en volumen y en productos) por medio del concepto de bosque normal regular.

1.2.3. Muestreo de la vegetación

El área de estudio está integrada por 45 sitios permanentes de investigación silvícola establecidos mediante una planeación estratégica (Kohl *et al.*, 1995), donde se consideraron las condiciones ecológicas en que habitan las especies forestales, su distribución, las especies forestales más frecuentes, los tipos de exposición y las condiciones topográficas; así como las distintas clases de desarrollo de las especies. El centro del sitio se marcó en fotografías aéreas y se registraron coordenadas geográficas para facilitar su posterior localización.

Los sitios son de forma cuadrada de 50 x 50 m con una parcela central de 30 x 30 m, y una franja de protección de 10 m en su perímetro. La parcela central se dividió en cuatro cuadrantes, los cuales se delimitan con estacas ubicadas en cada uno de los puntos cardinales norte, este, sur y oeste. En la parcela central de los sitios de monitoreo (30 x 30), se midieron todas las especies arbóreas con diámetro a la altura del pecho mayor o igual 7.5 cm. A cada individuo se le realizaron mediciones dasométricas de altura total (h), diámetro normal a 1.30 m (DAP) y diámetro de copa (Valles y Quiñones, 2004).

1.2.4. Análisis de la información

Se determinó la abundancia de cada especie en relación con el número de árboles, su cobertura en función del área de copa y su frecuencia con base en su presencia en los sitios de muestreo. Las variables evaluadas se utilizaron para obtener un valor ponderado denominado índice de valor de importancia

(IVI), que adquiere valores porcentuales en una escala de 0 a 100 (Mostacedo y Fredericksen, 2000).

Para evaluar la contribución estructural de las especies en el área de estudio se utilizó la estimación de las siguientes variables estructurales: abundancia, cobertura, frecuencia e índice de valor de importancia. Las fórmulas se describen a continuación:

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

$$AR_i = \left(\frac{A_i}{\sum_{i=1}^n A_i} \right) \times 100$$

Donde A_i es la abundancia absoluta, AR_i es la abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total, N_i es el número de individuos de la especie i , y S la superficie de muestreo (ha).

El área basal y la cobertura se evaluó mediante:

$$D_i = \frac{Ab_i}{E(ha)}$$

$$DR_i = \left(\frac{D_i}{\sum_{i=1}^n D_i} \right) \times 100$$

Donde D_i es el área de copa absoluta, DR_i es el área de copa relativa de la especie i respecto al área de copa total, Ab el área de copa de la especie i y E la superficie (ha).

La frecuencia relativa se obtuvo con la siguiente ecuación:

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

$$FR_i = \left(\frac{F_i}{\sum_{i=1}^n F_i} \right) \times 100$$

Donde F_i es la frecuencia absoluta, FR_i es la frecuencia relativa de la especie i respecto a la suma de las frecuencias, P_i es el número de sitios en el que está presente la especie i y NS el número total de sitios de muestreo.

El índice de valor de importancia (IVI) se define como (Moreno, 2001):

$$IVI = \frac{AR_i + DR_i + FR_i}{3}$$

Para estimar la riqueza de especies se utilizó el índice de Margalef (D_{Mg}) y para la diversidad alfa el índice de Shannon-Wiener (H') mediante las ecuaciones (Shannon, 1948; Magurran, 2004), el cual es un logaritmo que describe la diversidad de especies independientes de la distancia. Con este índice se conoce la heterogeneidad de una comunidad sobre la base de dos factores: el número de especies presentes y su abundancia relativa (Castellanos *et al.*, 2008):

$$D_{Mg} = \frac{(S - 1)}{\ln(N)}$$

$$H' = \sum_{i=1}^n p_i \times \ln(p_i)$$

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

Donde S es el número de especies presentes, N es el número total de individuos y n_i es el número de individuos de la especie i . Siendo p_i la proporción de individuos de la especie i , es decir, $p_i = \frac{n_i}{N}$. El índice de Shannon-Wiener es susceptible a la abundancia de especies de un ecosistema y sus valores representan la riqueza de especies detectadas por dicho índice.

1.3. Resultados

La base de datos estuvo conformada de 1,586 árboles de todas las especies arbóreas presentes en los sitios con diámetro a la altura del pecho mayor o igual a 7.5 cm. Se registraron 11 especies arbóreas en total, distribuidas en cinco géneros y dos familias (Tabla 1), en los 45 sitios permanentes muestreados.

Tabla 1. Nombre científico, nombre común, orden, familia y género de las especies presentes en el área de estudio (ordenados por familias).

Nom. científico	Nom. común	Orden	Familia	Género
<i>A. religiosa</i> (Kunth)	oyamel	Pinalea	Pinaceas	Abies
<i>P. hartwegii</i> (Lindley)	<i>P. rudis</i>	Pinales	Pinaceae	Pinus
<i>P. montezumae</i> (var. <i>Rudis</i>)	el Ocote	Pinales	Pinaceae	Pinus
<i>P. greggii</i> (engelmann)	<i>P. greggii</i>	Pinales	Pinaceae	Pinus
<i>P. pseudostrobus</i> (lindley)	Chamite	Pinales	Pinaceae	Pinus
<i>P. rudis</i> Endl.	<i>P. hartwegii</i>	Pinales	Pinaceae	Pinus
<i>Q. glabrescens</i> Benth.	Encino	Fagales	Fagaceae	Quercus
<i>Q. laurina</i> Humb.	Encino blanco	Fagales	Fagaceae	Quercus
<i>Alnus jorulensis</i>	Aile	Fagales	Betuláceas	Alnus
<i>Juniperus monticola</i>	Sabino de castilla	Coniferales	Cupressaceae	Juniperus
<i>Cupressus lusitanica</i>	<i>Cupressus lindleyi</i>	Pinales	Cupressaceae	Cupressus

La familia con mayor riqueza en especies fue *Pinaceae*, con seis especies: *A. religiosa*, *P. hartwegii*, *P. montezumae* (var. *Rudis*), *P. greggii*, *P. pseudostrobus* y *P. rudis*. El género *Quercus* presenta valores bajos de densidad, área basal y área de copa.

1.3.1. Abundancia

La densidad total muestra una superioridad en abundancia por el género *Pinus*, cuya densidad total es 362 árboles por hectárea, que constituye el 92% del total. La especie con mayor densidad fue *P. montezumae* con valor de 185 árboles por hectárea que representan un valor porcentual de 47.30%; sin embargo, esta proporción es muy inferior a la reportada por Nívar y González (2009) para *P. cooperi*, la especie más abundante (97%) en un bosque templado del estado de Durango.

La Figura 2 muestra la densidad de individuos por hectárea de acuerdo con las clases diamétrica registradas en el estudio. Se observa una línea de tendencia exponencial negativa en la densidad de individuos conforme aumentan sus diámetros, siendo la clase 7.5 - 17.5 cm de diámetro la que presentó mayor número de individuos (134 ind ha⁻¹).

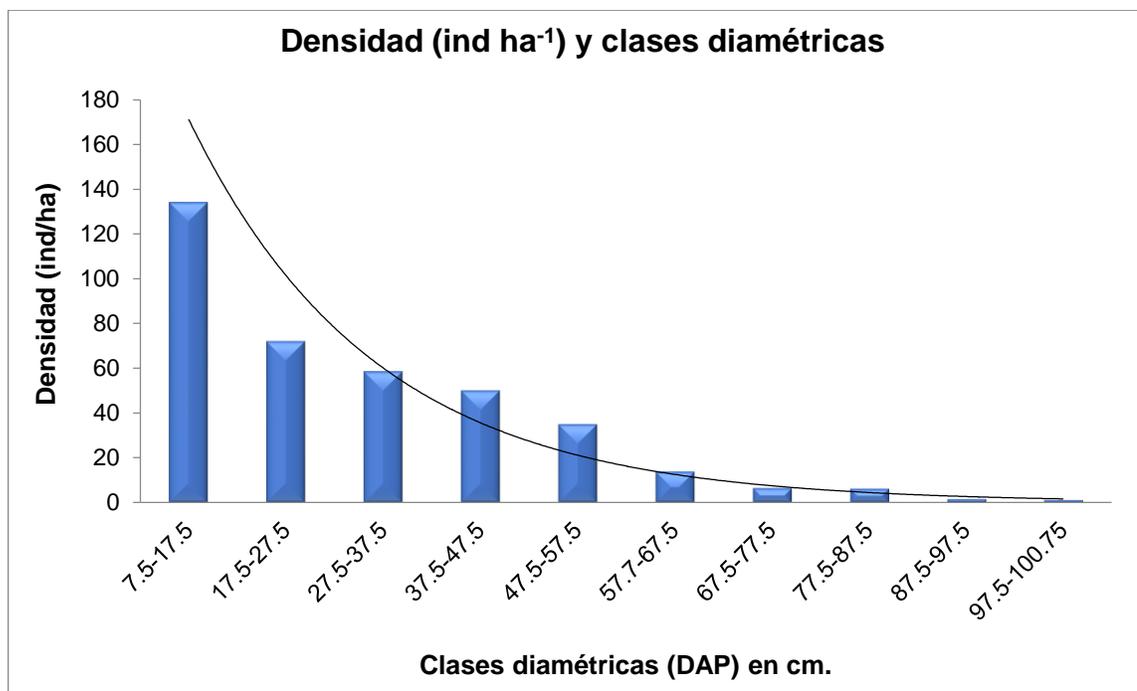


Figura 2. Densidad de individuos por hectárea de acuerdo a clases diamétrica en el área de estudio.

1.3.2. Dominancia

La dominancia del género *Pinus* es sobresaliente en comparación a los géneros *Alnus* y *Quercus*, presentando un rango de variación significativo en área basal. El valor máximo corresponde a: *P. montezumae* que representa el 43.71% del área total, seguido por *A. religiosa* y *P. hartwegii* con valores porcentuales de 38.20% y 9.98% respectivamente. Los valores más bajos de esta variable se observaron en *Q. glabrescens* (0.36 m²/ha), *P. greggii* (0.02 m² ha⁻¹) y *Juniperus monticola* (0.08 m² ha⁻¹).

1.3.3. Área de copa

La cobertura foliar fue de 8,463 m² ha⁻¹, lo que indica una cobertura del 84%. La especie que presentó mayor cobertura fue *P. montezumae* con 4,160 m² ha⁻¹, que representa el 49.17% del total de la cobertura foliar del área. Las especies que le siguieron fueron *A. religiosa* y *P. greggii*, con 29.70% y 11.32%, respectivamente.

1.3.4. Frecuencia

El género *Pinus* estuvo presente en las 45 parcelas de monitoreo que conforman el presente estudio, *P. rudis* y *Juniperus monticola*, fueron los menos frecuentes con valores de 1.27% seguido por *P. greggii* y *Q. Glabercens*, ambos con 2.53%. La especie con mayor frecuencia fue *P. montezumae* con un valor de 35.44% (Tabla 2). La inequidad de frecuencias de *Juniperus* y *Quercus* es consecuencia del aprovechamiento forestal, que favorece a las especies comerciales de mayor valor económico (Blaser and Sabogal, 2011).

1.3.5. Índice de valor de importancia (IVI)

El índice de valor de importancia permite comparar el peso ecológico de las especies dentro de la comunidad vegetal. En la Tabla 2 se observa que el género *Pinus* obtuvo el 85.5% del IVI. Las especies con mayor valor de importancia en el estudio realizado fueron *P. montezumae* con 42.20%, seguida

de *A. religiosa*, con 29.20%, y *P. hartwegii*, con 8.67%. La especie que presentó el menor valor de importancia ecológica fue *Juniperus monticola* 0.54.

Tabla 2. Densidad, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia (IVI) de las especies presentes en bosque templado del estado de Puebla.

Nombre científico	Densidad		Área Basal		Área de Copa		Frecuencia		IVI
	n ha ⁻¹	%	m ² ha ⁻¹	%	m ² ha ⁻¹	%	%		
<i>P. montezumae</i>	185	47.30	64.97	43.71	4,160.8	49.17	28	35.44	42.20
<i>A. religiosa</i>	129	33.01	56.78	38.20	2513.1	29.70	13	16.46	29.20
<i>P. hartwegii</i>	33	8.44	14.84	9.98	957.96	11.32	6	7.59	8.67
<i>Alnus jorulensis</i>	14	3.65	5.90	3.97	268.55	3.17	12	15.19	7.60
<i>P. pseudostrobus</i>	9	2.39	2.98	2.00	199.14	2.35	5	6.33	3.58
<i>Cupressus lusitanica</i>	6	1.57	1.17	0.79	120.64	1.43	6	7.59	3.32
<i>Q. laurina</i>	5	1.26	0.57	0.38	101.39	1.20	3	3.8	1.81
<i>Q. glabrescens</i>	3	0.76	0.36	0.24	39.96	0.47	2	2.53	1.18
<i>P. rudis</i>	4	1.07	0.98	0.66	82.40	0.97	1	1.27	1.00
<i>P. greggii</i>	0	0.13	0.02	0.02	2.89	0.03	2	2.53	0.89
<i>Juniperus monticola</i>	1	0.31	0.08	0.05	15.93	0.19	1	1.27	0.54
Total	389	100.0	148.65	100.0	8463	100.0	79	100.0	100

1.3.6. Diversidad

La diversidad de especies fue estimada con el índice de Margalef (D_{Mg}) y el índice de Shannon-Wiener, los cuales arrojaron valores de 1.35 y de 1.37, respectivamente, obteniéndose como resultados para este estudio una riqueza específica de 11 especies. Destaca la familia *Pinaceae* por su riqueza de especies, lo que significa mayor dominancia estructural y un nivel de competitividad mayor. La especie más importante dentro de este género fue *P. montezumae*. El resto de las especies presentes en el área de estudio y con presencia alterna en los 45 sitios de muestreo presentaron un índice de valor de importancia bajo.

1.4. Discusión

Las características estructurales y de composición de un bosque natural son las principales variables que se deben tomar en cuenta en el manejo de los recursos forestales para elegir el tratamiento silvícola, con el fin de realizar un aprovechamiento sustentable del recurso.

Gadow *et al.*, (2007), explican que la mayoría de los bosques naturales del mundo no se constituyen por árboles de una misma clase de edad, además de que su distribución y tamaño no es uniforme. Por el contrario, un alto porcentaje de bosques está constituido por varios estratos de árboles en los que se distinguen individuos dominantes, co-dominantes, intermedios y suprimidos, de formas y tamaños diferentes e incluso de varias especies (mezclados) y cuyo tamaño y distribución depende, entre otras cosas, del ritmo de crecimiento de la especie y de su tolerancia a la sombra.

1.4.1. Abundancia

Las masas forestales del presente estudio presentan una densidad de muestra total superior en abundancia por el género *Pinus*. Lo anterior concuerda con lo reportado por *Hernández et al.* (2013), quienes mencionan que el género *Pinus* es el más abundante en el ejido El Largo, Chihuahua, donde las especies de mayor abundancia son *P. arizonica*, y *P. durangensis*. De acuerdo a los resultados del presente estudio se observa una alta densidad de individuos en las clases diamétrica menores, mostrando que al retirar los árboles del dosel mayor la regeneración se establece formando un nuevo piso forestal, este hecho obedece a la estructura del rodal o el efecto de los tratamientos silvícolas realizados (Álvarez *et al.*, 2002).

La distribución de los diámetros para este estudio tiene una distribución con asimetría hacia la izquierda, presentando una estructura de J invertida, con la mayor cantidad de individuos en las categorías diamétrica menores, disminuyendo el número de árboles a medida que aumenta la categoría diamétrica. Lo anterior se corrobora al observar un pequeño número de individuos (6 ind ha^{-1}) con diámetros mayores de 77.5 cm. Otros estudios con resultados similares se han reportado en un bosque mesófilo de montaña en Jalisco, con mayor número de individuos en las primeras etapas de desarrollo (Sánchez *et al.*, 2003), en bosques de selección individual (Ramírez, 2006), y selección en fajas (Vázquez, 2013). Por su parte Ajbilou *et al.* (2003), en un

bosque de pino en Marruecos, observaron una distribución con simetría positiva, similar a la distribución que se encontró en el área de estudio.

Lo anterior se debe a que al abrir claros en el rodal, el tamaño y las condiciones de tolerancia varían según las especies encontradas en el sitio; en este caso los pinos, que son especies que demandan más luz, propician la regeneración natural en los estratos inferiores; cabe especificar que esto solo sucede en bosques bajo manejo. Se concluye que el requerimiento de luz que las especies forestales necesitan para crecer es un factor que influye significativamente en el comportamiento de la estructura del bosque templado y que este requerimiento difiere de un bosque a otro según la etapa de desarrollo en que se encuentre.

1.4.2. Dominancia

Los valores de área basal obtenidos en el presente estudio varían de 64.97 a 0.02 m² ha. Esta variación en área basal es producto del desarrollo de la masa y las interacciones silvícolas necesarias para evitar el empobrecimiento relativo de especies comerciales y asegurar el valor futuro del bosque (Blaser and Sabogal, 2011). En base a datos reportados en diversos trabajos se observa que el área basal en bosques templados es mayor que en bosques tropicales secos (Camacho *et al.*, 2006; Santiago *et al.*, 2009; Zacarías *et al.*, 2011).

1.4.3. Índice de valor de importancia

El índice de valor de importancia (IVI), es un valor ponderado de la estructura de un bosque que se obtiene del estudio de variables estructurales como: abundancia, dominancia, cobertura y frecuencia. Este índice se utilizó para jerarquizar la dominancia de cada especie presente en los sitios de estudio. Los resultados obtenidos en este trabajo coinciden con lo observado por Alanís *et al.* (2011); Hernández *et al.* (2013); Vázquez (2013), que reportan valores de IVI superiores al 80% para pino y menores de 50% para encino. Bautista (2013), reportó la especie *Abies religiosa* con mayor peso ecológico (IVI). Según lo reportado por Ávila y López, 2001; Cuevas *et al.*, 2011; Encina *et al.*, 2008,

consideran que las actividades que causan más deterioro en el bosque son la extracción de madera y el pastoreo, los cuales pueden cambiar la estructura y el desarrollo de estos bosques.

1.4.4. Diversidad

La diversidad de especies refleja la estructura y caracteriza a una comunidad de otra por lo que también se le da el nombre de heterogeneidad de especies; por tal motivo la diversidad de especies es un aspecto muy importante que debe considerarse dentro del manejo forestal sostenible (Bautista, 2013).

Los datos obtenidos a través del índice de Shannon-Wiener muestran el efecto del manejo en la diversidad de especies en los 45 sitios muestreados. Existe una riqueza específica de once especies. Resultados similares fueron encontrados por Hernández *et al.* (2013) en un bosque templado de pino-encino en Chihuahua; Návar y González (2009) y Solís *et al.* (2006) en bosques de Durango. Onaindia *et al.* (2004) encontraron que los bosques con poca perturbación y mayor edad, generalmente presentan alta diversidad de árboles y especies arbustivas. Peña (2003) observó que la altura y el área basal de los árboles y la diversidad de especies están relacionadas con la edad del rodal, aunque la diversidad muestra una variación que depende del estado del bosque estudiado. Lähde *et al.* (1999) proponen la diversidad como una herramienta para evaluar la estabilidad del bosque, lo anterior se admite al observar los resultados obtenidos por Crow *et al.* (2002) e Ishii *et al.* (2004) donde se evidencia que la simplificación de la estructura arbórea disminuyó las funciones del ecosistema y la complejidad estructural aumenta la productividad y biodiversidad.

CAPÍTULO 2. AJUSTE DE MODELOS MATEMÁTICOS DE MORTALIDAD A NIVEL RODAL

Resumen

Para estimar la mortalidad en bosques naturales del estado de Puebla, se evaluaron nueve modelos matemáticos, que fueron ajustaron a través de mínimos cuadrados no lineales, con la aplicación del programa estadístico R. La base de datos fue obtenida de 91 parcelas permanentes de investigación silvícola (SPIS), distribuidas en las unidades de manejo forestal Zacatlán, Teziutlán e Iztaccihuatl Popocatepetl, de las UMAFOR 2108, 2103 y 2101, respectivamente. Se trabajó con información colectada del año 2008 y 2012. Se calculó el promedio de las alturas dominantes (Hdom1-Hdom2), densidad de número de árboles por hectárea (N1-N2) y áreas basales (AB1-AB2). De acuerdo con el coeficiente de Pearson, las variables dasométricas con alta asociación fueron: número de árboles (N), área basal (AB), diámetro normal (dn, cm) y altura total (h, m). Los sitios permanentes medidos en 2008 presentaron densidades de arbolado de 167 a 2,333 árboles ha⁻¹, con áreas basales de 10.89 a 67.72 m² ha⁻¹ y diámetros promedios de 10.28 a 45 cm. La composición por grupo de especies para pino fue de 80% (máximo del 100%), encino con 1.5% (máximo de 27.4%), otras hojosas con 14.16% (máximo de 98.5%) y otras coníferas con 3.59% (máximo de 56.3%). En general se muestra un aumento en todas las variables con excepción del número de árboles, que por la mortalidad durante el periodo evaluado disminuye. La tasa de mortalidad observada en un periodo de cuatro años fue 3.9%. El análisis estadístico muestra que el modelo de Zunino y Ferrando (1997), ajustado con variables independientes área basal 2008-2012 es el más adecuado, ya que presentó un alto valor en los coeficientes de determinación con $R^2 = 0.98$, valores RMSE = 47.26, menores coeficientes de Akaike AIC = 962.95 y los valores en sus parámetros fueron significativos y con bajo error estándar.

Palabras clave:

SPIS, RMSE, AIC

Abstract

To estimate the mortality in natural forests of Puebla state, nine mathematical models were evaluated. The models were fitted with the method of minimum nonlinear squares in the statistical program "R". The database was obtained from 91 permanent sampling plots for silvicultural research (SPIS), distributed in the management units Zacatlan, Teziutlan, and Iztacihuatl Popocatepetl, in the UMAFOR, 2108, 2103 y 2101 respectively. It was worked with information collected at in the years 2008 and 2012. The variables of dominant height (Hdom, m)), number of trees per hectare (N)) and basal area (AB, m²/ha), diameter at breast height (cm), total height (m) were estimated for both times. In agreement with the Pearson's coefficient the dasometric variables with high association were N, AB, dn, and h. The permanent sampling sites measured in 2008, presented trees densities of 167 to 2,333 trees ha⁻¹, with basal areas ranging from 10.89 to 67.72 m² ha⁻¹ and average diameters of 10.28 to 45 cm. The species composition per group of species was of 80% for pine (maximum of 100%), 14.16% for oak (maximum of 98.5%) and 3.59 for other conifers (maximum of 53.3%). In general, the study shows an increase in all variables, except for the number of trees, which due to the mortality during the period evaluated it decreases. The mortality rate observed in a period of four years was of 3.9%. The statistical analysis shows that Zunino and Ferrando's model (1997), fitted with the AB as an independent was the most suitable. It had a high value in of the coefficient of determination ($R^2=0.98$), a value of RMSE = 47.26, and a coefficient of Akaike AIC = 962.95, and also significant values of its parameters.

Keywords:

SPIS, RMSE, AIC

2.1. Introducción

En el manejo forestal, los modelos de mortalidad son considerados una de las herramientas de mayor importancia en la evaluación del rendimiento y producción de un bosque, porque estiman el número de árboles muertos en una masa forestal (Vanclay, 1995), entendiéndose por mortalidad la muerte del arbolado en un periodo y área determinada (Carey *et al.*, 1994). Las principales causas son: muerte por sequía, muerte por plaga o enfermedad, muerte por competencia y muerte por factores ambientales. Lee (1971) divide la mortalidad en dos tipos: regular e irregular, la primera es ocasionada por la competencia por nutrientes, agua y luz dentro del rodal; y la mortalidad irregular que es producida por enfermedades, plagas, sequias, incendios, viento y nieve (Peet and Christensen, 1987).

Estudios recientes evidencian que la presión social y el crecimiento demográfico están causando cambios estructurales en las masas forestales, siendo estas las principales causas de la mortalidad en bosques templados. La mortalidad por sequía y calor se han atribuido a diferentes causas tales como alteraciones globales del clima (Villalba y Veblen, 1998), agentes bióticos (Veblen *et al.*, 1996), cambios en el patrón de incendios (Veblen y Lorenz, 1988, Kitzberger y Veblen, 1999) y la interacción de varios factores (Veblen *et al.*, 2004); la densidad es un factor que influye en la mortalidad, pues responde a la competencia por espacio de crecimiento; de ahí que se requiere de investigaciones a largo plazo para monitorear dichos cambios dentro de las poblaciones forestales (Sheil *et al.*, 2000).

El trabajo de mortalidad desarrollado por Innes (1993) plantea distintas hipótesis para explicar su causa como son: aprovechamiento intensivo, pérdida de nutrientes del suelo por la acción de la lluvia ácida, cambio climático, desequilibrios nutricionales como consecuencia de excesos o déficit de nitrógeno en el suelo. El multiestres es otra hipótesis que propone Manion (1991) definido como la interacción entre factores bióticos y abióticos como son:

clima, insectos y hongos; y las actividades antropogénicas como: contaminación o practicas silvícolas inadecuadas (Klap *et al.*, 2000).

Una de las etapas más importantes dentro de un estudio de mortalidad es seleccionar la variable que estime la probabilidad de muerte de un árbol. De acuerdo con Clutter *et al.* (1983) las variables del rodal que influyen en la mortalidad natural del arbolado en las masas forestales son: la edad del árbol, el número de árboles, y la calidad de sitio.

Una vez definida la variable predictora se desarrolla una función de mortalidad para estimar la mortalidad arbórea. Existe un gran número de funciones que han sido utilizadas para estimar la mortalidad. Algunas son ecuaciones matemáticas que relacionan la mortalidad con variables del rodal (Brendenkamp, 1988); otras son funciones de base biológica obtenidas de ecuaciones diferenciales (Woollons, 1998).

Determinar la mortalidad natural de las masas forestales es un trabajo complicado debido a que no tiene un patrón constante ni en tiempo ni en espacio. La forma más adecuada de obtener información para determinar la mortalidad de una masa forestal, es a través del establecimiento y remediación de Sitios Permanentes de Investigación Silvícola (SPIS). Estos sitios evalúan las variables de rodal para cuantificar el nivel de competencia en una masa forestal (Päivinen *et al.*,1994); permiten monitorear la sucesión de especies, sanidad y desarrollo; además, su análisis a través de modelos matemáticos de crecimiento y producción permite conocer la dinámica de los terrenos forestales y caracterizar el estrato arbóreo en pro de una planeación adecuada del aprovechamiento sustentable de los recursos forestales (Bellingham *et al.*, 2000; Hernández, 2007).

Aquí se resalta la importancia de desarrollar este tipo de estudios, ya que la planeación del manejo forestal a corto y largo tiempo se basa en información

sobre las condiciones forestales actuales y futuras, por lo que se tienen que monitorear los cambios del bosque. Los modelos de dinámica de crecimiento y rendimiento son herramientas útiles para describir el desarrollo forestal. Estas herramientas se han utilizado ampliamente en el manejo forestal en México y otras partes del mundo, por su capacidad de calcular las consecuencias causadas en las áreas forestales por la aplicación de tratamientos silvícolas (Gadow *et al.*, 1999; Peng, 2000).

2.2. Materiales y métodos

2.2.1. Área de estudio

El área de estudio se estableció en el estado de Puebla, en las Unidades de Manejo Forestal Zacatlán, Teziutlán e Iztaccihuatl Popocatepetl, de las UMAFOR 2108, 2103 y 2101, respectivamente (Figura 3). La Unidad de Manejo Forestal 2108, Zacatlán, se localiza al Norte del estado de Puebla, forma parte de la Sierra Madre Oriental, colinda con los estados de Hidalgo al Oeste y con Tlaxcala al Sur. Se localiza en la Región Hidrológica “RH27 y RH26” de la cuenca del Río Tecoluta, en las subcuencas de los Ríos Necaxa, Ajajalpan, Apulco-Blanco y Río Panuco.

La segunda Unidad de Manejo Forestal 2103, Teziutlán, se localiza en la Sierra Madre Oriental, colinda con el estado de Veracruz, se extiende en la Planicie Costera del Golfo Norte. Está representada por las cuencas Río Nautla, Río Tecolutla, Río Cazones y Río Tuxpan.

Por último, la Unidad de Manejo Forestal 2101, Iztaccihuatl Popocatepetl, se localiza en la Provincia Fisiográfica Eje Neovolcánico, correspondiente a los volcanes Citlaltepec (Pico de Orizaba), Popocatépetl e Iztaccihuatl. Comprende la Subprovincia 57 “Lagos y Volcanes del Anáhuac” y la Subprovincia 61.

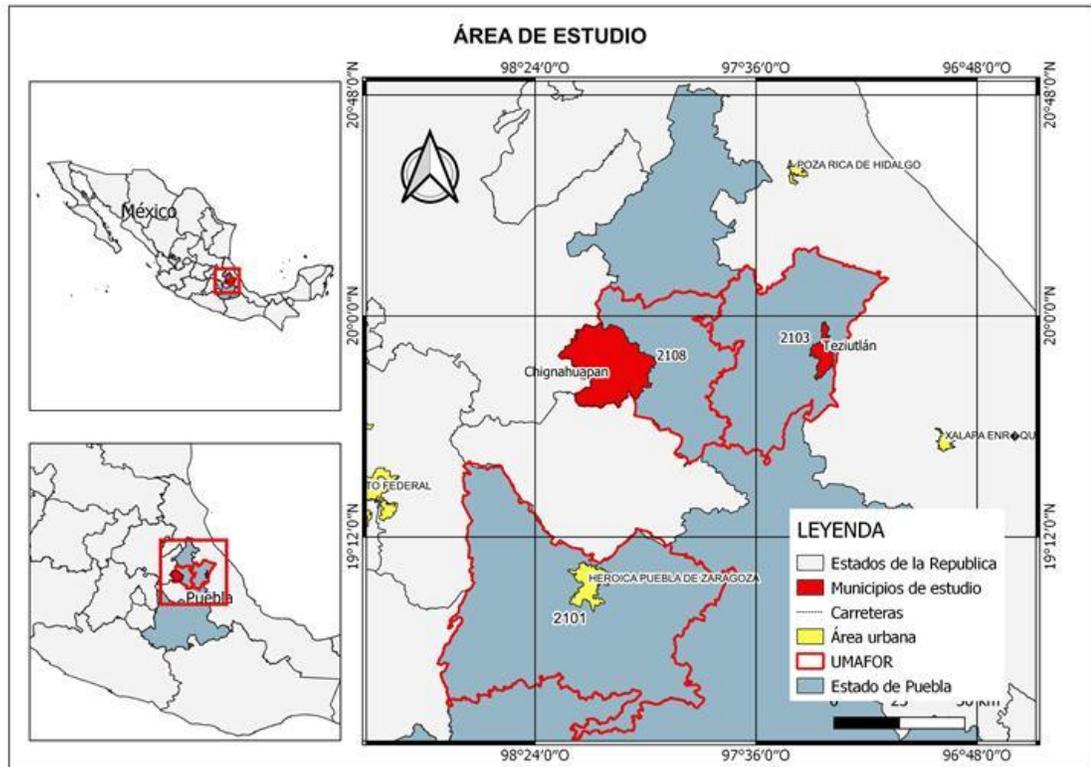


Figura 3. Ubicación y delimitación de las Unidades de Manejo Forestal Zacatlán (A), Teziutlán (B) e Iztaccihuatl Popocatepetl (C).

La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales del estado de Puebla, estableció en el año 2008, una red de Sitios Permanentes de Investigación Silvícola, bajo la metodología de sitios permanentes desarrollada por INIFAP (Valles y Quiñones, 2004). Cuatro años después se realizó una remediación de los sitios, utilizando la metodología de su establecimiento. Los sitios son de forma cuadrada con una superficie de 2,500 m², de 50 x 50 m, con una parcela central de 30 x 30 m, y una franja de protección de 10 m en su perímetro. En cada sitio se registraron datos de control como: lugar, especie dominante, altitud, pendiente, exposición, clases de edad, estructura y coordenadas GPS.

Se integró la base de datos con la información 2008, conformada por 91 sitios permanentes de investigación silvícola; la información inicial se utilizó como referencia para calcular la mortalidad de dichas parcelas en el año 2012. Los datos utilizados fueron obtenidos de la parcela de 30 x 30 m. Se midieron todas

las especies arbóreas con diámetro normal mayor o igual a 7.5 cm; los individuos con diámetro menor al mencionado se contabilizaron e identificaron por género. Las variables colectadas fueron: número de árbol, género, especie, distancia al centro del sitio a cada uno de los árboles, condición, diámetro normal (cm), grosor de corteza (mm), diámetro de copa (m), altura total (m), altura del fuste limpio (m), altura comercial (m), vigor y daño. Se cuantificaron los árboles muertos y los brinzales. De acuerdo con Valles y Quiñones (2004) se aplicaron las siguientes claves para ubicar el tipo de individuos con base al estado actual del árbol: árbol muerto por competencia, árbol muerto daño mecánico, árbol muerto daño natural, árbol muerto por plaga o enfermedad, árbol vivo, árbol vivo incorporado y árbol vivo dominante y sano. Con la finalidad de estimar la tasa de mortalidad se utilizaron los modelos matemáticos descritos por García (2011).

2.2.2. Datos

Se calcularon los datos del número de árboles vivos y con diámetro normal mayor a 7.5 presentes en cada parcela, y la superficie en la parcela a través de la siguiente relación:

$$N = \frac{10000 * n}{S}$$

Donde:

N = es la densidad en árboles por hectárea,

S = es la superficie de la parcela (m^2) y

n = es el número de árboles vivos de la parcela

2.2.3. Área basal

El área basal de un árbol representa el espacio que ocupa la sección transversal del fuste obtenida mediante la medición a la altura de 1.30 m sobre el nivel del suelo. Respecto al área basal de un bosque, es la suma de las áreas basales de los árboles que lo conforman y que puede ser referida a

unidades de superficie. Esta variable se calculó transformando a valores por hectárea la suma del diámetro normal de todos los árboles de diámetro normal mayor o igual a 7.5 cm presentes en la parcela.

$$G = \frac{\pi}{4} \sum_{i=1}^n d_i^2 \frac{10,000}{S}$$

Donde:

G = es el área basal ($m^2 ha^{-1}$),

d_i = el diámetro normal (m) y

S = la superficie en proyección horizontal de la parcela (m^2).

2.2.4. Diámetro medio cuadrático

Es el diámetro normal del árbol correspondiente al área basal media, su valor se puede determinar a partir del área basal y densidad de la parcela:

$$d_g = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n d_i^2}{n}}$$

Donde:

d_g = es el diámetro medio cuadrático (cm),

d_i = es diámetro normal del árbol i (cm),

n = es el número de árboles por parcela,

2.2.5. Varianza diamétrica

Se define como la media de los cuadrados de las desviaciones del diámetro de cada árbol con respecto al diámetro medio. La varianza de la muestra S^2 se calculó con la siguiente ecuación:

$$S^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (d_i - d_m)^2}{n}$$

Donde:

S^2 = es la varianza (cm^2),

d_i = es diámetro normal del árbol i (cm),

d_m = el diámetro medio (cm) y

n = el número de árboles presentes en la parcela.

2.2.6. Altura media

Esta variable se calculó como la media aritmética de las alturas totales de todos los árboles presentes en cada parcela.

$$H_m = \frac{\sum_{i=1}^n h_i}{n}$$

Donde:

H_m = es la altura media de la parcela (m),

h_i = la altura total del árbol i (m) y

n = el número de árboles presentes en la parcela.

2.2.7. Altura dominante

Es la media de las alturas de los árboles dominantes medidos en cada parcela.

$$H_0 = \frac{\sum_{i=1}^{n_0} h_{oi}}{n_0}$$

Donde:

H_0 = es la altura dominante (m),

h_{oi} = es la altura del árbol dominante i y

n_0 = es el número de árboles dominantes medidos en la parcela, cuyo valor depende de la superficie de la misma.

En la Tabla 3 se muestran valores dasométricos del establecimiento y remediación, de 91 parcelas permanentes distribuidas en la UMAFOR 2108 Zacatlan, UMAFOR 2103 Teziutlán y UMAFOR 2101 Iztaccihuatl Popocatepetl.

Tabla 3. Caracterización dasométrica, medición y remediación, de sitios permanentes de investigación silvícola del estado de Puebla, México.

Sitio	Variables dasométricas												Composición				
	N1	NM	N2	DN1	DN2	AT1	AT2	AD1	AD2	AB1	ABM	AB2	% M	Pino%	Encino %	OH %	OC %
11	367	44	322	39.47	36.63	28.67	27.36	36.22	38.18	51.52	5.33	50.61	10.34	89.6	3.8	6.3	0.3
12	900	33	867	16.5	18.55	15.64	18.02	22.71	27.17	25.63	0.32	32.81	1.25	56.3	8.4	25.0	10.4
13	333	22	311	45	44.93	30	30.44	36.33	38.65	63.45	1.18	66.87	1.86	78.2	2.3	16.8	2.7
14	400	0	400	33.71	35.73	22.12	23.98	30.07	32.55	42.91	0.00	47.69	0.00	49.3	3.8	44.1	2.8
15	400	44	356	37.74	36.67	22.12	23.03	35.36	38.77	67.72	1.66	69.89	2.46	22.8	4.8	71.9	0.5
16	411	33	389	36.46	36.6	23.38	24.3	34.54	39.58	63.58	3.87	66.01	6.08	31.5	0.0	59.2	10.1
17	322	33	289	41.71	37.81	24.87	24.52	33.53	34.45	59.62	12.10	50.41	20.30	16.9	0.0	83.1	0.0
18	356	11	344	30.84	31.78	18.93	20.17	27.82	30.17	45.34	0.12	47.74	0.25	35.5	0.0	62.1	2.4
19	356	22	333	35.45	36.14	21.57	23.15	37.68	39.81	64.03	0.45	67.12	0.71	39.5	0.0	60.1	0.4
21	1244	0	1244	13.74	15.53	10.31	11.88	18.08	20.15	22.68	0.00	29.24	0.00	100.0	0.0	0.0	0.0
22	478	0	478	23.55	25.74	17	18.71	32.75	32.97	31.53	0.00	35.85	0.00	93.6	3.8	0.0	2.6
23	244	0	244	39.33	40.05	33.62	34.77	35.14	37.30	31.70	0.00	32.76	0.00	100.0	0.0	0.0	0.0
24	400	33	367	28.4	28.95	21.55	21.7	36.67	36.44	31.10	0.52	33.77	1.67	86.6	0.3	0.0	13.1
25	922	22	900	17.68	20.95	11.17	14	15.56	18.30	25.23	0.13	35.83	0.51	100.0	0.0	0.0	0.0
26	267	0	267	32.92	33.43	20.23	20.92	31.39	33.04	28.64	0.00	29.49	0.00	93.5	1.9	0.0	4.6
27	656	44	611	19.15	19.86	13.82	13.82	32.5	32.36	28.30	1.09	31.03	3.87	76.7	0.0	0.0	23.3
28	244	0	244	35.95	36.33	30.32	31.61	34.69	35.44	27.68	0.00	28.20	0.00	99.6	0.0	0.0	0.4
29	1711	111	1600	16.24	17	11.31	12.08	13.06	14.41	38.84	1.28	45.38	3.30	98.9	0.0	0.0	1.1
31	433	0	433	28.93	31.04	18.74	20.93	30.56	33.22	40.45	0.00	44.57	0.00	100.0	0.0	0.0	0.0
32	789	0	789	19.33	22.18	15.64	17.71	27.67	30.61	32.05	0.00	39.87	0.00	97.3	2.7	0.0	0.0
33	600	33	567	25.05	26.74	20.8	22.25	22.18	25.46	31.04	1.34	37.17	4.31	97.2	2.8	0.0	0.0
34	433	0	433	28.93	30.96	18.86	21.07	31	33.22	40.45	0.00	44.43	0.00	100	0.0	0.0	0.0
35	711	11	700	18.9	21.35	13.27	15.78	15.44	18.43	22.41	0.78	28.92	3.48	100	0.0	0.0	0.0
36	1156	56	1100	18.69	20	18.1	19.06	23.56	25.52	37.20	0.41	44.31	1.09	0.6	0.9	98.5	0.0
37	478	0	478	28.84	31.39	20.83	23.52	28.87	31.33	37.13	0.00	43.52	0.00	70.9	0.0	29.1	0.0
38	567	22	544	23.46	25.96	20.15	21.49	21.28	24.66	26.98	0.22	33.97	0.82	100	0.0	0.0	0.0
39	856	0	856	20.38	23.25	18.31	19.67	20.78	21.97	29.45	0.00	38.45	0.00	95.3	1.0	3.7	0.0
110	544	0	544	24.06	26.28	17.54	19.78	30.7	33.06	39.10	0.00	44.85	0.00	65.2	2.4	31.2	1.3
111	1056	44	1011	14.42	15.6	10.92	12.64	24.45	32.16	28.85	0.44	33.35	1.52	0.0	22.7	21.0	56.3
112	878	44	844	18.69	19.24	15.99	16.78	31.08	23.47	39.18	0.29	43.24	0.75	0.0	0.8	82.7	16.7
113	778	100	678	28.13	27.15	18.42	17.86	30.81	25.75	60.45	4.23	63.89	7.00	0.0	0.0	63.1	36.9
114	856	22	833	21.39	22.48	15.56	16.23	28	18.56	45.71	0.17	50.12	0.37	0.0	0.0	73.0	27.0
115	300	0	300	32.39	34.04	20.74	22.4	30.8	20.32	31.43	0.00	33.78	0.00	95.0	0.0	5.0	0.0
116	356	0	356	23.99	26.87	12.23	13.59	21.86	26.27	24.04	0.00	27.58	0.00	78.2	0.0	8.2	13.6
117	422	11	411	20.6	21.52	13.18	14.13	23.92	30.77	21.25	0.05	22.87	0.24	98.6	0.0	0.0	1.4
118	622	78	544	16.43	15.3	10.64	10.51	16.27	35	16.92	1.55	16.59	9.16	100	0.0	0.0	0.0
119	333	22	311	18.69	17.28	10.57	10.16	22.44	32.63	16.72	4.26	14.27	25.47	100	0.0	0.0	0.0
120	467	78	389	20.79	18.71	13.51	11.94	25.22	18.52	24.06	1.60	23.66	6.66	100	0.0	0.0	0.0
121	600	22	578	24.61	25.52	17.75	18.36	29.39	23.65	36.50	0.26	40.11	0.72	90.5	0.0	0.0	9.5
122	522	56	467	26.92	27.46	18.61	19.25	32.91	31.47	39.84	0.28	43.75	0.70	84.8	1.1	0.0	14.1
123	433	0	433	27.84	29.89	17.67	18.98	30.83	32.17	35.43	0.00	39.56	0.00	94.1	0.0	0.0	5.9
124	322	44	278	28.4	26.47	14.16	13.97	16.13	33.11	23.06	1.95	22.95	8.45	100	0.0	0.0	0.0
125	456	22	433	18.63	19.58	10.3	10.95	21.54	12.80	18.35	0.42	20.45	2.27	90.5	0.0	0.0	9.5
126	644	67	578	26.34	26.13	21.57	21.49	38.44	15.27	60.70	1.44	64.29	2.37	0.0	0.0	98.3	1.7
127	522	22	500	25.58	26.4	16.51	16.73	30.44	27.49	38.07	0.45	40.81	1.18	88.9	2.4	0.0	8.7
128	622	11	611	30.5	31.72	22.55	23.85	34.72	10.84	65.89	0.12	71.70	0.18	0.0	0.0	91.5	8.5
129	300	33	267	36.38	35.12	22.73	22.7	31.36	11.7	36.73	1.77	37.43	4.82	72.4	13.7	0.0	13.9
130	500	0	500	23.52	25.29	17.23	18.84	29.43	19.34	29.82	0.00	33.06	0.00	86.0	0.9	0.0	13.1

Sitio	Variables dasométricas												Composición				
	N1	NM	N2	DN1	DN2	AT1	AT2	AD1	AD2	AB1	ABM	AB2	% M	Pino%	Encino %	OH %	OC %
210	978	11	967	16.92	18.63	9.314	10.99	11.17	24.22	24.08	0.54	29.67	2.23	100	0.0	0.0	0.0
211	1089	444	644	12.68	10.59	9.298	7.914	11	22.17	15.09	5.19	17.35	34.36	100	0.0	0.0	0.0
212	278	11	267	35.31	35.62	22.47	23.3	25.49	26.04	28.55	0.72	30.10	2.52	100	0.0	0.0	0.0
213	556	0	556	17.24	19.75	7.603	9.313	8.972	35.57	15.07	0.00	19.32	0.00	100	0.0	0.0	0.0
214	911	11	900	13.27	15.62	7.551	9.032	10.21	15.34	15.10	0.24	20.42	1.57	100	0.0	0.0	0.0
215	933	22	911	15.34	16.22	10.21	11.57	17.64	14.34	24.37	0.13	26.79	0.52	100	0.0	0.0	0.0
216	278	0	278	37	38.1	22.13	23.46	22.92	28.25	30.71	0.00	32.54	0.00	100	0.0	0.0	0.0
217	289	0	289	30.53	31.28	19.28	20.52	20.59	25.54	22.45	0.00	23.54	0.00	100	0.0	0.0	0.0
218	289	0	289	30.7	32.27	22.32	24.73	23.39	23.22	22.44	0.00	24.54	0.00	100	0.0	0.0	0.0
219	167	11	156	41.73	39.79	31.88	32.41	33.43	14.22	23.73	0.99	23.07	4.15	100	0.0	0.0	0.0
220	822	0	822	17.96	18.83	11.86	13.91	13.51	10.32	22.57	0.00	24.61	0.00	100	0.0	0.0	0.0
221	322	11	311	21.24	22.26	11.82	12.47	13.95	10.93	12.53	0.00	13.72	0.00	100	0.0	0.0	0.0
222	400	33	400	33.96	34.53	24.24	25.49	24.77	14.12	44.79	2.61	46.29	5.82	100	0.0	0.0	0.0
223	522	33	489	33.17	32.27	22.67	22.56	24.51	20.23	47.51	1.53	47.87	3.21	100	0.0	0.0	0.0
224	578	11	567	30.01	30.35	21.26	22.27	22.29	15.75	43.83	0.37	45.73	0.84	100	0.0	0.0	0.0
225	822	0	822	14.48	16.74	8.274	9.965	11.84	17.99	15.54	0.00	20.51	0.00	100	0.0	0.0	0.0
226	956	0	956	13.91	15.74	7.308	8.384	9.189	27.38	16.25	0.00	20.50	0.00	100	0.0	0.0	0.0
227	1000	0	1000	13.16	14.99	7.437	8.694	9.622	17.60	14.97	0.00	19.38	0.00	100	0.0	0.0	0.0
228	889	0	889	17.45	19.08	9.959	11.78	12.61	19.88	23.94	0.00	28.40	0.00	100	0.0	0.0	0.0
229	433	0	433	24.25	25.09	16.26	17.22	18.79	13.70	21.95	0.00	23.18	0.00	100	0.0	0.0	0.0
230	778	22	756	17.06	17.22	10.35	11.16	14.48	36.37	20.94	0.27	21.92	1.28	100	0.0	0.0	0.0
231	544	0	544	26.43	27.31	15.14	16.22	16.68	20.13	32.16	0.00	34.23	0.00	99.3	0.7	0.0	0.0
310	378	11	378	22.49	24.95	14.2	16.61	24.45	20.6	23.62	0.23	27.02	0.97	98.0	1.8	1.1	0.0
311	1256	11	1244	16.75	20.08	11.45	15.83	13.09	7.74	29.52	0.06	42.59	0.20	100.0	0.0	0.0	0.0
312	1389	78	1322	15.55	17.93	12.69	14.84	16.41	15.66	30.68	0.85	42.08	2.77	100	0.0	0.0	0.0
313	800	0	800	12.82	18.45	7.722	11.79	8.632	28.2	10.89	0.00	22.49	0.00	100	0.0	0.0	0.0
314	733	0	733	18.07	21.67	12.9	15.86	34.03	12.03	35.99	0.00	45.19	0.00	51.0	0.0	49.0	0.0
315	1033	0	1033	18.25	23.62	11.58	15.4	15.55	31.97	31.15	0.00	50.73	0.00	94.6	0.5	4.9	0.0
316	1767	0	1767	15.49	20.81	12.16	16.42	15.02	18.36	36.69	0.00	65.94	0.00	100.0	0.0	0.0	0.0
317	2333	0	2333	10.28	13.49	4.971	6.552	5.879	37.91	19.83	0.00	34.18	0.00	100.0	0.0	0.0	0.0
318	644	0	644	15.38	19.85	9.218	12.23	12.3	35.75	13.38	0.00	22.45	0.00	100.0	0.0	0.0	0.0
319	844	0	844	19.01	23.86	14.9	19.36	21.23	35.33	31.60	0.00	47.56	0.00	14.6	0.0	85.4	0.0
320	2289	11	2278	11.16	13.09	5.033	8.919	5.684	35.69	24.07	0.15	33.46	0.63	100.0	0.0	0.0	0.0
321	333	11	322	34.72	36.52	19.84	21.57	29.78	35.36	44.86	0.08	47.93	0.18	98.8	0.0	0.9	0.3
322	856	22	833	19.41	23.28	14.43	16.06	15.66	30.30	26.99	0.24	39.86	0.87	100.0	0.0	0.0	0.0
323	433	11	422	31.97	33.06	19.2	20.55	34.28	29.94	53.81	0.05	56.52	0.09	86.4	5.5	8.1	0.0
324	333	11	322	39.54	40.35	28.43	29.67	33.61	36.11	45.22	0.07	47.36	0.15	99.4	0.6	0.0	0.0
325	433	67	367	28.18	26.99	16.69	16.06	33.56	29.89	40.09	2.33	41.79	5.82	54.8	27.4	17.8	0.0
326	344	0	344	30.57	31.86	17.49	18.97	33.33	35.69	41.02	0.00	43.03	0.00	52.3	6.8	40.9	0.0
327	289	33	256	31.97	32.73	19.45	20.21	33.06	31.28	36.29	0.20	38.74	0.55	51.8	1.3	46.9	0.0
328	367	22	344	34.4	34.64	23.18	23.75	28.89	28.46	39.84	0.43	42.01	1.07	94.9	2.8	0.0	2.2
329	467	44	422	27.57	28.52	15.99	17.43	26.17	27.09	40.68	0.39	45.71	0.96	87.0	1.3	0.2	11.5
330	411	0	411	37.12	37.94	20.5	22.96	32.75	36.11	58.64	0.00	61.12	0.00	87.3	12.7	0.0	0.0

N1=Número inicial de árboles por hectárea (2008), NM=mortalidad en número de árboles por hectárea, N2=remediación de número de árboles por hectárea (2012), DN1=diámetro normal inicial promedio (cm), DN2=remediación de diámetro normal promedio (cm), AT1=altura total inicial promedio (m), AT2=remediación de altura total promedio (m), AD1=altura dominante inicial promedio (m), AD2=remediación de altura dominante promedio (m), AB1=área basal inicial (m² ha⁻¹), ABM= área basal de mortalidad (m² ha⁻¹), AB2=remediación de área basal (m² ha⁻¹), %M=porcentaje de mortalidad por AB.

2.2.8. Análisis de correlación

Mediante el coeficiente de correlación de Pearson se analizaron las correlaciones existentes entre las variables dasométricas de los 91 sitios permanentes de investigación silvícola, con el objetivo de conocer su

comportamiento e identificar las variables predictoras relevantes, rechazando aquellas cuya correlación resulte baja.

Dicho coeficiente mide el grado de asociación lineal entre dos variables, se calcula dividiendo la covarianza entre el producto de las desviaciones típicas de las variables. Para un conjunto de datos, el valor r de este coeficiente puede tomar cualquier valor entre -1 y $+1$. El valor de r será positivo si las dos variables aumentan al mismo tiempo demostrando una relación directa. Será negativo cuando una variable disminuye a medida que la otra aumenta. Un valor de $+1$ ó -1 indicará una relación lineal perfecta entre ambas variables, mientras que un valor 0 indicará que no existe relación lineal entre ellas.

2.2.9. Modelos de mortalidad

La posibilidad de muerte de un árbol depende de sus condiciones epidémicas, su posición y la densidad del rodal (Hamilton, 1986); por esta razón es importante incluirse variables de mortalidad en los modelos desarrollados para predecir el crecimiento y rendimiento del rodal. Para modelar la mortalidad se utilizan relaciones matemáticas entre la disminución de árboles y variables del rodal; otras son funciones biológicas derivadas de ecuaciones diferenciales. Estas últimas tienen propiedades que son esenciales en un modelo de mortalidad, pero no siempre están presentes en un modelo matemático puro (Álvarez *et al.*, 2004).

Aunque la forma general utilizada para modelar la mortalidad ha sido bastante similar en muchos estudios, las variables independientes particulares han variado sustancialmente de un estudio a otro, debido a la disponibilidad de información. García 2009, propone un modelo con pocos parámetros y de buen comportamiento. A continuación se muestra la ecuación diferencial:

$$\frac{dN}{dH} = -a_1 H^{a_2} N^{a_3}$$

Donde:

N = es número de árboles por hectárea,

H = es la altura dominante y

a_1 = son parámetros a estimar

Basado en lo anterior se han desarrollado diferentes modelos de mortalidad expresando de diferentes formas dichas pero sustituye la altura máxima por edad. Clutter y Jones (1980), Pienaar *et al.* (1990) y Woollons (1998) han desarrollado modelos de mortalidad en base a la siguiente ecuación:

$$N_2 = [N_1^{b_1} + f(S) * (t_2^{b_2} - t_1^{b_2})]^{1/b_1}$$

Donde:

N_1 =numero de árboles por hectárea

b=parámetros a estimar

$f(S)$ = función de índice de sitio

t =intervalo de tiempo (años)

Otros modelos de mortalidad para plantaciones de *Eucalyptus* fueron desarrollados por Tome *et al.* (1997), y Pienaar y Shiver (1981), para *P. slash*; utilizando como base la siguiente ecuación:

$$N_2 = N_1 * e^{f(S) * (t_2^{b_1} - t_1^{b_1})}$$

Donde:

N_1 =numero de árboles por hectárea

b=parámetros a estimar

$f(S)$ = función de índice de sitio

t =intervalo de tiempo (años)

Bailey *et al.* (1985) y Zunino y Ferrando (1997) son similares a la siguiente ecuación:

$$N_2 = N_1 * \left(\frac{t_2}{t_1}\right)^{b_1} * e^{f(S)*(t_2-t_1)}$$

Donde:

N_1 =numero de árboles por hectárea

b =parámetros a estimar

$f(S)$ = función de índice de sitio

t =intervalo de tiempo (años)

Solo el modelo de Bailey incluye al índice de sitio como una variable independiente. Un modelo derivado de la siguiente ecuación se utilizó por Da Silva (citado por Laar y Akca, 1997) como una función de la mortalidad, pero el índice de sitio no fue incluido como una variable independiente.

$$N_2 = N_1 * e^{f(S)*(b_1^{t_2}-b_1^{t_1})}$$

Donde:

N_1 =numero de árboles por hectárea

b =parámetros a estimar

$f(S)$ = función de índice de sitio

t =intervalo de tiempo (años)

Prasad *et al.* (2014), desarrollaron un modelo de crecimiento dinámico para plantaciones de *Tectona grandis* (Teca) en la India, en este estudio se ajustaron modelos dinámicos de crecimiento basados en datos límites, consistentes en medidas anuales de árboles.

$$B_2 = N_2^k \left(B_1 H_1 N_1^{-K} + b_1 \left[\frac{(H_2^2 - H_1^2)}{2} - (\Omega_2 - \Omega_1)/c_1 \right] \right) / H_2$$

Donde:

B= área basal

Ω = factor de ocupación

k= promedio de arboles suprimidos

b=parámetros a estimar

N=densidad del rodal

H=altura

En el presente estudio se evaluaron modelos matemáticos para estimar la mortalidad arbórea a nivel rodal de las masas forestales, debido a que en la dinámica forestal intervienen procesos biológicos que modifican la composición y estructura de las masas forestales. Este estudio fundamenta las acciones de protección y manejo del bosque. En la Tabla 4 se presentan nueve modelos matemáticos no lineales obtenidos del trabajo desarrollado por Álvarez *et al.* (2004), titulado “A two-step mortality model for even-aged stands of *Pinus radiata* D. Don in Galicia (Northwestern Spain)”.

Tabla 4. Modelos matemáticos no lineales evaluados para estimar mortalidad de 91 parcelas permanentes de investigación silvícola del estado de Puebla.

Modelo	Expresión Matemática
Clutter and Jones (1983)	$N_2 = [N_1^{b_1} + c_0 * (t_2^{b_2} - t_1^{b_2})]^{1/b_1}$
García <i>et al.</i> (2009)	$N_2 = p^2 \left[\left(\frac{N_1}{p^2} \right)^{1-a_3} + a_1 \frac{a_3-1}{a_2+1} (H_2^{a_2+1} - H_1^{a_2+1}) \right]^{(1-a_3)}$
Woollons (1998)	$N_2 = \left[N_1^{-0.5} + c_0 * \left[\left(\frac{t_2}{100} \right)^2 - \left(\frac{t_1}{100} \right)^2 \right] \right]^{-2}$
Pienaar and Shiver (1981)	$N_2 = N_1 * e^{c_0} * (t_2^{b_1} - t_1^{b_1})$
Tomé <i>et al.</i> (1997)	$N_2 = N_1 * e^{c_0} * (t_2 - t_1)$

Modelo	Expresión Matemática
Bailey <i>et al.</i> (1985)	$N_2 = N_1 * \left(\frac{t_2}{t_1}\right)^{b_1} * e^{(c_0+c_1*s)*(t_2-t_1)}$
Zunino and Ferrando (1997)	$N_2 = N_1 * \left(\frac{t_2}{t_1}\right)^{b_1} * e^{c_0*(t_2-t_1)}$
Da Silva (Laar and Akca, 1997)	$N_2 = N_1 * e^{c_0} * (b_1^{t_2} - b_1^{t_1})$
Prasad <i>et al.</i> (2014)	$B_2 = N_2^k \left(B_1 H_1 N_1^{-k} + b_1 \left[\frac{(H_2^2 - H_1^2)}{2} - (\Omega_2 - \Omega_1)/c_1 \right] \right) / H_2$

N_1 =numero de árboles por hectárea; b =parámetros a estimar; $f(S)$ = función de índice de sitio; t =intervalo de tiempo (años); B = área basal; Ω = factor de ocupación; k = promedio de arboles suprimidos; N =densidad del rodal; H =altura.

Los modelos propuestos se analizaron con el programa estadístico R. El análisis estadístico se realizó con regresión no lineal. Para iniciar a trabajar en el programa “R” se activó la función “nls” y se inició con la captura de parámetros obteniendo así los valores del estadístico suma de mínimos cuadrados; paso seguido se analizaron los parámetros diámetro, altura y área basal de las mediciones 2008 y 2012.

Se evaluó el valor de las estimaciones de los errores estándar de los parámetros; el valor de T de Student que calcula el nivel de significancia de los parámetros ($Pr > |t|$); y el valor de la probabilidad que permite aceptar o rechazar H_0 ; el valor del parámetro de regresión es igual a cero si $(Pr > |T|) > \infty$. Por el contrario, el parámetro del modelo de regresión es adecuado y diferente de cero si $(Pr > |t|) < \infty$.

2.2.10. Ajuste de modelos

La base de datos del presente estudio fue utilizada para ajustar los nueve modelos de mortalidad. A los modelos ajustados se les realizaron pruebas de bondad de ajuste, así mismo a los estimadores de cada modelo se les practicaron pruebas para conocer el grado de exactitud y conocer si presentan parámetros eficientes.

La elección del mejor modelo se realizó en base aquel que obtuvo el mayor valor en el estadístico R^2 y los valores más bajos en error estándar, valor de T y una alta significancia de los estimadores de los parámetros del modelo de acuerdo a la prueba de hipótesis con la $Pr > |t|$. Además se examinaron los siguientes criterios estadísticos: raíz del error medio (RMSE), que evalúa la exactitud de las estimaciones; el coeficiente de determinación ajustado (R^2_{adj}), que muestra la proporción de la varianza total que es explicada por la función de mortalidad; el criterio de información de Akaike (AIC), es un índice que mide la calidad relativa de un modelo estadístico, para un conjunto dado de datos; por último se examinó el sesgo (E), el cual pone a prueba la desviación sistemática del modelo de las observaciones; estas expresiones pueden representarse de la siguiente manera:

Error

$$\bar{E} = \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y}_i)}{n}$$

Raíz del error medio cuadrático

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y}_i)^2}{n - p}}$$

Coeficiente de determinación (R^2_{adj})

$$R^2_{adj} = 1 - \frac{(n - 1) * \sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)^2}{(n - p) * \sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2}$$

Índice Akaike

$$AICD = n * \ln \hat{\sigma}^2 + 2 * K - \min(n * \ln \hat{\sigma}^2 + 2 * K)$$

2.3. Resultados

En la Tabla 5 se muestran los valores de las principales variables dasométricas en cada una de las mediciones (establecimiento 2008 y remediación 2012). Las parcelas en el año 2008 presentaron densidades de arbolado de 167 a 2,333 árboles ha⁻¹, con áreas basales de 10.89 a 67.72 m² ha⁻¹ y diámetros promedios de 10.28 a 45.00 cm. La composición por grupo de especies, considerando el total de las parcelas: para pino fue de 80% (máximo del 100%), encino con 1.5% (máximo de 27.4%), otras hojosas con 14.16% (máximo de 98.5%) y otras coníferas con 3.59% (máximo de 56.3%). En general se muestra un aumento en las variables a excepción del número de árboles, que disminuyó por la mortalidad durante el periodo evaluado.

Tabla 5. Variables descriptivas de la base de datos del establecimiento y medición de 91 sitios permanentes de investigación silvícola, utilizados en el ajuste de modelos de mortalidad en bosques del estado de Puebla, México.

Estadístico	Número de árboles por ha			Diámetro normal		Altura total		Área basal		
	N1	N2	M	DN1	DN2	AT1	AT2	AB1	AB2	M
Promedio	650	626	24	24.94	26.15	16.71	18.04	33.32	37.75	0.74
Mínimo	167	156	0	10.28	10.59	4.97	6.55	10.89	13.72	0.00
Máximo	2,333	2,333	444	45.00	44.93	33.62	34.77	67.72	71.70	12.10
Desviación estándar	406.4	401.6	50.7	8.52	7.81	6.16	5.93	13.62	13.77	1.65

N1 = Número inicial de árboles por hectárea (2008), N2 = remediación de número de árboles por hectárea (2012), M=mortalidad en número de árboles por hectárea, DN1 = diámetro normal inicial promedio (cm), DN2 = remediación de diámetro normal promedio (cm), AT1 = altura total inicial promedio (m), AT2 = remediación de altura total promedio (m), AB1 = área basal inicial (m²ha⁻¹), AB2 = remediación de área basal (m² ha⁻¹), M = mortalidad por AB.

De acuerdo con el coeficiente de Pearson, las variables dasométricas con alta asociación fueron N1-N2, AB1-AB2, DN1-DN2 y AT1-AT2. Entre las demás variables se mostró una asociación de baja a moderada. Los valores de correlación se muestran en Tabla 6.

Tabla 6. Correlación de Pearson entre variables dasométricas de los sitios permanentes de investigación silvícola.

Variables	N1	NM	N2	DN1	DN2	AT1	AT2	AD1	AD2	AB1	ABM	AB2	%M
-----------	----	----	----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	----

Variables	N1	NM	N2	DN1	DN2	AT1	AT2	AD1	AD2	AB1	ABM	AB2	%M
N1	1	.154	.992**	-.723**	-.701**	-.633**	-.583**	-.628**	-0.179	-.241*	-.118	-.006	-.046
NM	.154	1	.030	-.136	-.239*	-.094	-.190	-.067	-.072	.010	.447**	-.034	.734**
N2	.992**	.030	1	-.714**	-.678**	-.628**	-.565**	-.626**	-0.174	-.244*	-.174	-.001	-.139
DN1	-.723**	-.136	-.714**	1	.981**	.920**	.891**	.763**	.305**	.659**	.259*	.471**	.016
DN2	-.701**	-.239*	-.678**	.981**	1	.911**	.913**	.744**	.319**	.649**	.141	.509**	-.112
AT1	-.633**	-.094	-.628**	.920**	.911**	1	.981**	.793**	.225*	.621**	.203	.474**	-.012
AT2	-.583**	-.190	-.565**	.891**	.913**	.981**	1	.757**	.227*	.609**	.108	.508**	-.119
AD1	-.628**	-.067	-.626**	.763**	.744**	.793**	.757**	1	.299**	.724**	.177	.574**	-.019
AD2	-0.179	-.072	-0.174	.305**	.319**	.225*	.227*	.299**	1	.233*	.125	0.1951	.055
AB1	-.241*	.010	-.244*	.659**	.649**	.621**	.609**	.724**	.233*	1	.302**	.937**	-.009
ABM	-.118	.447**	-.174	.259*	.141	.203	.108	.177	.125	.302**	1	.152	.801**
AB2	-.006	-.034	-.001	.471**	.509**	.474**	.508**	.574**	0.1951	.937**	.152	1	-.131
%M	-.046	.734**	-.139	.016	-.112	-.012	-.119	-.019	.055	-.009	.801**	-.131	1

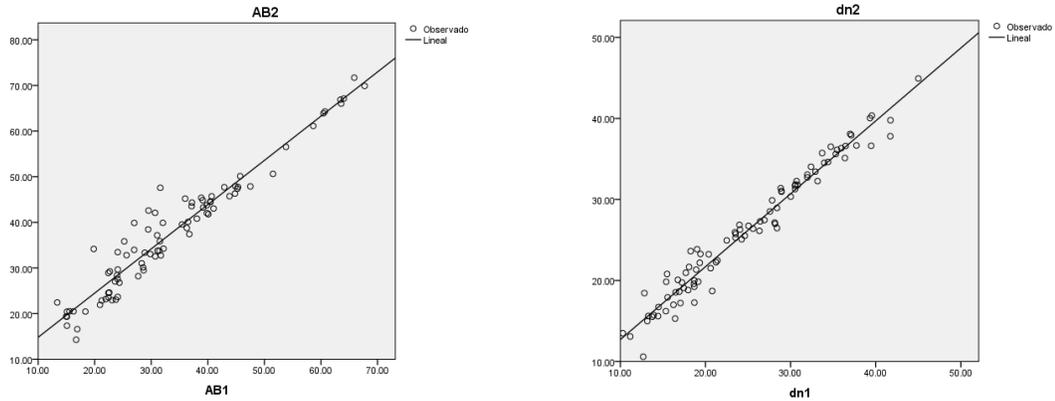
** . La correlación es significativa en el nivel 0,01 (2 colas). * . La correlación es significativa en el nivel 0,05 (2 colas). N1=Número inicial de árboles por hectárea, NM = mortalidad en número de árboles por hectárea, N2 = remediación de número de árboles por hectárea, DN1 = diámetro normal inicial promedio (cm), DN2 = remediación de diámetro normal promedio (cm), AT1 = altura total inicial promedio (m), AT2 = remediación de altura total promedio (m), AD1 = altura dominante inicial promedio (m), AD2 = remediación de altura dominante promedio (m), AB1 = área basal inicial (m² ha⁻¹), ABM = área basal de mortalidad (m² ha⁻¹), AB2 = remediación de área basal (m² ha⁻¹), %M = porcentaje de mortalidad por AB.

La variable área basal por su alta correlación entre la medición de inicio y final del periodo pudo modelarse linealmente, obteniendo un aumento a razón de 0.969 m² ha⁻¹ por unidad de área basal durante el periodo de crecimiento (4 años), lo que implica que son masas forestales en crecimiento constante (Tabla 7 y Figura 4a). Al modelar linealmente el número de árboles al final del periodo con el número inicial de árboles, (Tabla 7 y Figura 4b), se muestra poca mortalidad y esta desciende conforme la densidad aumenta.

Tabla 7. Modelo lineal para la estimación del área basal durante el periodo de remediación.

Modelo	SCE	CME	P>F	R ²	Parámetros	Error estándar	P>t
AB2=5.119+0.969AB1	1000.558	11.911	<0.0001	0.934	Bo=5.119	1.014	<.0001
					B1=0.969	0.028	<.0001
dn2=-3.715+0.900dn1	203.160	2.283	<0.0001	0.981	Bo=3.715	0.492	<.0001
					B1=0.900	0.019	<.0001

AB1 = área basal inicial (m² ha⁻¹), AB2 = remediación de área basal (m² ha⁻¹), dn1 = Diámetro normal promedio inicial (cm), dn2 = Diámetro normal promedio final (cm).



a b
Figura 4. Modelo lineal y comportamiento de datos observados para el área basal (a) y diámetro normal (b) al final del periodo con respecto al inicio de la medición.

Se evaluó el grado de ajuste de nueve funciones matemáticas no lineales de mortalidad con la variable N1, D1-DN2 (Tabla 8); y posteriormente el grupo de modelos fue ajustado con la variable N1, AB1-AB2 (Tabla 9). Del conjunto de modelos se observa que solo los modelos Bailey *et al.* (1985), Zunino Ferrando (1997) y Tome *et al.* (1997); muestran signo negativo en su parámetro B_1 , lo que indica un comportamiento real de lo que es la dinámica crecimiento del bosque y en este caso en la predicción de la mortalidad. Respecto al modelo Clutter y Jones (1980), Da Silva (1997) AB y Prasad *et al.* (2014), presentaron problemas de convergencia por lo que su ajuste no fue posible. Este problema puede ser causado porque los parámetros están muy correlacionados o son muy pequeños o alejados de las unidades (Tabla 8 y 9).

Tabla 8. Estadísticos de regresión, pruebas de hipótesis y grado de exactitud de nueve modelos no lineales, con variables independientes N1, DN1 y DN2 para estimar mortalidad en bosques irregulares mezclados del estado de Puebla.

Ecuación	R ²	RMSE	AIC	Sesgo	Parámetros	Std. Error	t value	Pr > t	
García <i>et al.</i> (2009)	0.98524	48.67915	970.3119	-0.8976	a1	0.25250	0.14942	1.690	0.0946
					a2	-1.18566	1.00008	-1.186	0.2390
					a3	-0.07022	0.56147	-0.125	0.9008
Woollons (1998)	0.98422	50.4670	974.9216	-7.1113	b1	0.042977	0.009707	4.427	2.67e-05***
Pienaar y Shiver (1981)	0.98497	49.5338	972.5079	-2.9319	b1	1.8295353	0.6759142	2.707	0.00814**
					b2	-0.0005521	0.0013353	-0.413	0.68027
Tome <i>et al.</i> , (1997)	0.98479	50.11121	971.5888	-5.2711	b1	-0.011436	0.002346	-4.874	4.67e-06***
Bailey <i>et al.</i> , (1985)	0.98450	50.305	975.3214	-4.6772	b1	-0.05872	0.10322	-0.569	0.571

Ecuación	R ²	RMSE	AIC	Sesgo	Parámetros	Std. Error	t value	Pr > t	
Zunino y Ferrando (1997)	0.98109	55.8337	973.2692	-22.7990	b2	-0.01962	0.01562	-1.256	0.212
					b1	0.2895	0.1953	1.483	0.142
					b2	-0.01671	0.0121	-1.377	0.172
Da Silva (1997)	0.98503	49.4250	972.1078	-2.5105	b1	1.04119	0.02684		
					b2	-0.12908	0.15794	-0.817	0.416

R² = Coeficiente de determinación, AIC = Coeficiente de Akaike, RMSE: Raíz del error medio cuadrático.

Los modelos generaron ajustes que explicaron el 98% de la varianza total observada en la mortalidad. El análisis estadístico muestra que el modelo de Zunino y Ferrando, (1997) es el más adecuado, ya que presentó un alto valor en los coeficientes de determinación (R²), valores reducidos en RMSE y los valores en sus parámetros fueron significativos y con bajo error estándar.

Tabla 9. Estadísticos de regresión, pruebas de hipótesis y grado de exactitud de nueve modelos no lineales, con variables independientes N1, AB1 y AB2 para estimar mortalidad en bosques irregulares mezclados del estado de Puebla.

Ecuación	R ²	RMSE	AIC	Sesgo	Parámetros	Std. Error	t value	Pr> t	
García <i>et al.</i> (2009)	0.98142	55.30139	993.525	-15.4659	a1	25.3954	126.3773	0.201	0.841
					a2	-0.4697	1.3209	-0.356	0.723
					a3	-0.1716	0.9826	-0.175	0.862
Woolons (1998)	0.98422	50.4670	992.537	-21.5715	b1	0.1446	0.1310	1.104	0.272
Pienaar y Shiver (1981)	0.9836807	51.33211	978.9981	-51.3321	b1	1.274981	0.847687	1.504	0.136
					b2	0.008181	0.009594	0.853	0.396
Tome <i>et al.</i> , (1997)	0.981114	55.8447	991.305	19.39844	b1	-0.012163	0.007767	-1.566	0.121
Bailey <i>et al.</i> , (1985)	0.98655	46.8526	962.379	3.17153	b1	0.24214	0.05231	4.629	1.25e-05***
					b2	-0.07371	0.01272	-5.796	1.01e-07***
Zunino y Ferrando (1997)	0.98123	55.6338	972.616	-18.1700	b1	-0.05946	0.0762	-0.780	0.438
					b2	0.001	0.0022	0.261	0.795

R² = Coeficiente de determinación, AIC = Coeficiente de Akaike, RMSE: Desviación de la raíz cuadrada media.

Los valores del estadístico RMSE obtenidos del grupo de nueve modelos evaluados van de 46.85 ha⁻¹ a 55.84 ha⁻¹, cubriendo el lapso de tiempo que comprende de 2008 a 2012. Dichos valores son inferiores a los encontrados en los trabajos de Ram Thapa, Harold E. Burkhart 2015; Álvarez *et al.* (2004) obtuvieron valores de RMSE = 86.77 árboles ha⁻¹ y un RMSE de validación cruzada de 91.81 árboles ha⁻¹ para predicciones de tres años para *Pinus radiata* en el noroeste de España. Diéguez-Aranda *et al.* (2005) observaron RMSE = 87.5 y 93.4 árboles ha⁻¹ para ajuste y validación cruzada, respectivamente, para predicciones de seis años para *Pinus silvestris*. Álvarez-González *et al.* (2010)

observaron un $RMSE = 83.4$ árboles ha^{-1} para el ajuste del modelo en su estudio a largo plazo para estimar el crecimiento en los bosques de haya en Suiza.

Al modelar la ecuación de Zunino y Ferrando (1997) variando densidad inicial y diámetro promedio (500, 700, 900 y 1100 árboles por ha, con diámetros promedio normales iniciales de 30, 25, 20, 15 cm, respectivamente) y el diámetro normal al final del periodo (4, 6,..., 42 cm por tipo de densidad), se observa un punto de culminación en donde la mortalidad inicia a partir de un diámetro normal promedio de 16 cm (Figura 5). Se observa poca mortalidad que inicia a partir de 378 árboles ha^{-1} con un árbol muerto; a la densidad inicial máxima observada de 2,333 árboles ha^{-1} se le estima una proyección de densidad durante el periodo de 2,283 árboles ha^{-1} , con mortalidad de 49 árboles.

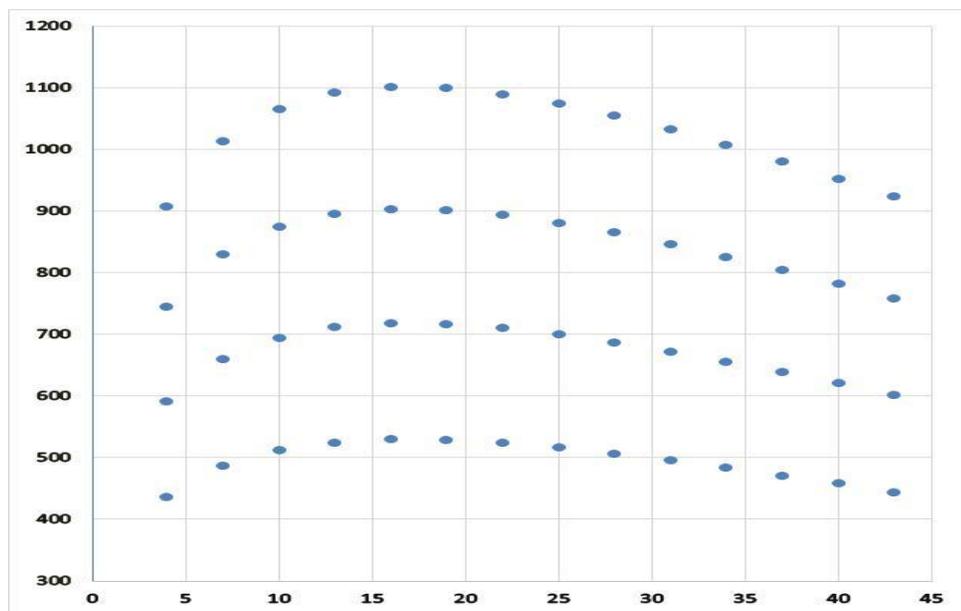


Figura 5. Modelo de Zunino y Ferrando (1997) respecto al diámetro normal.

Al variar la densidad inicial y el área basal (500, 700, 900 y 1100 árboles por ha, con áreas basales de $20 m^2 ha^{-1}$, respectivamente), se observa un punto de culminación en donde inicia la mortalidad a partir de un área basal de $12 m^2 ha^{-1}$

¹ (Figura 6). Es de mencionar que el número de árboles decrece con cambios poco diferenciados al aumentar el área basal lo que indica que el ecosistema tiene una alta productividad y soporta estas densidades.

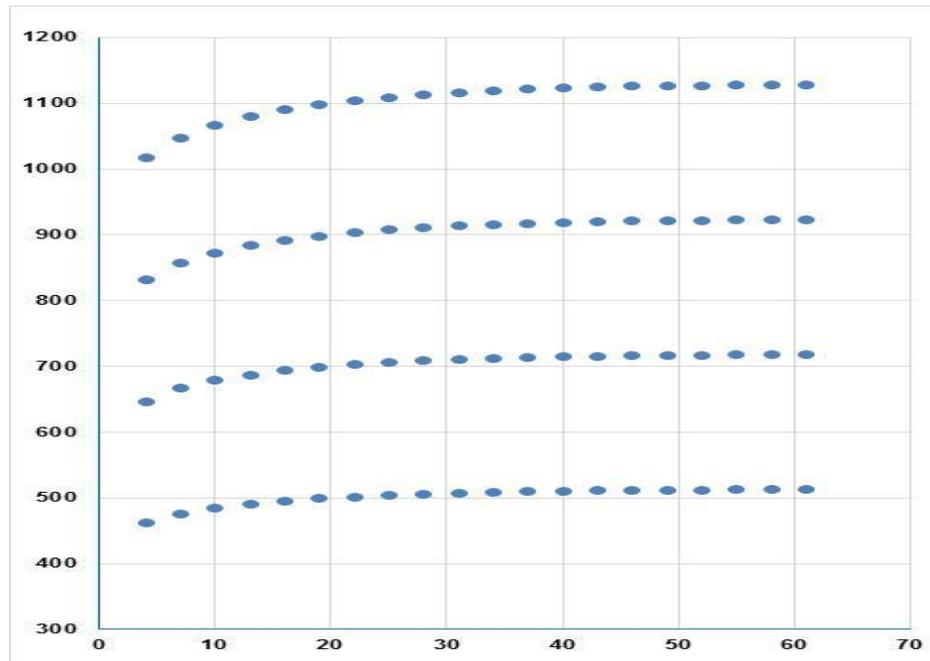


Figura 6. Modelo de Zunino y Ferrando (1997) respecto al área basal.

Respecto al signo de los parámetros, estos indican que la mortalidad en cinco años aumenta a medida que la densidad es mayor, aunque esta fue poco notoria. Lo anterior concuerda con lo presentado por Palahi *et al.* (2003) citado por Reyes *et al.* (2006) al observar que la probabilidad de sobrevivencia de un árbol, es explicada por su tasa de crecimiento en diámetro y su grado de densidad. Hann y Wang (1990) predijeron la mortalidad a nivel árbol individual para especies mezcladas de coníferas del suroeste de Oregon mediante una ecuación logística; las proyecciones de los rodales fueron limitadas por la densidad presente en el rodal considerando la densidad máxima; los resultados obtenidos demuestran que la tasa de mortalidad disminuye si el diámetro normal y la copa del arbolado aumenta.

2.4. Discusión

Derivado del ajuste de los modelos a nivel rodal, se determinó que el modelo no lineal de Zunino y Ferrando (1997) fue el mejor para estimar la mortalidad en el lapso de tiempo comprendido del 2008 al 2012 (cuatro años). El modelo mostró puntos de inflexión para mortalidad en área basal de $12 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ y en diámetro normal promedio de 16 cm.

A nivel rodal, conforme el diámetro normal y el área basal aumentan la mortalidad fue menor, así mismo se detectó que en las parcelas con mayor número de especies de encino y otras hojosas, la mortalidad disminuía, esto influido por la composición de especies presente en el rodal. Resultados similares fueron observados por Hann y Wang (1990) en un estudio de ecuaciones de mortalidad para árboles individuales en una región de coníferas-mixtas del suroeste de Oregon, donde la tasa de mortalidad decreció conforme el área basal o el radio de copa aumentan, y se incrementa cuando el índice de sitio y el cierre de copa incrementan.

Las variables con mayor correlación para estimar mortalidad con base al número de árboles en el rodal para los bosques de Puebla fueron: número de árboles, diámetro normal y área basal. De manera semejante, *Liang et al.*, (2005) estimaron la mortalidad con base a diámetro normal y área basal en un bosque mixto incoetáneo de coníferas en California y observaron que a mayor diámetro normal la mortalidad decrece e incrementa con el aumento del área basal del rodal para las especies de madera blanda (softwoods), pero no así para las especies de maderas duras (hardwoods). Fien *et al.* (2019) encontraron que la tasa de sobrevivencia en un bosque mixto incoetáneo crece conforme el área basal aumenta y el cierre de copas es menor. Resultados similares fueron obtenidos en especies de árboles de Noruega (*Thurnher et al.*, 2016). Álvarez *et al.* (2004) determinaron en un bosque coetáneo de España que los mejores resultados se obtuvieron cuando la función para estimar la mortalidad incluye el índice del sitio como variable explicativa y cuando la tasa

de cambio relativa en el número de árboles es directamente proporcional a la densidad inicial.

La tasa de mortalidad por número de árboles, observada de forma puntual en las parcelas, fue de 0 hasta 40% con promedio de 3.9%. En bosques de Italia, Bertini *et al.* (2019) determinaron que las tasas de mortalidad por número y por volumen ascendieron en promedio a 1.35 y 0.51%, respectivamente; Adame *et al.* (2008) observaron que la probabilidad de mortalidad en rodales de *Quercus pyrenaica* disminuyó al aumentar el diámetro individual a la altura del pecho y al aumentar la relación entre la altura del árbol evaluado y la altura dominante de la parcela de muestra.

CAPÍTULO 3. ESTIMACIÓN DEL CONTENIDO Y POTENCIAL DE CAPTURA DE CARBONO EN BIOMASA AÉREA EN BOSQUE TEMPLADO DEL ESTADO DE PUEBLA

Resumen

El presente estudio se realizó en bosques naturales de tres regiones del estado de Puebla, Iztaccihuatl Popocatepetl, Teziutlán y Chignahuapan-Zacatlán. La base de datos utilizada fue obtenida de 91 Sitios Permanentes de Investigación Silvícola (SPIS), establecidos en el año 2008 y remedidos en 2012. Se estimó biomasa aérea y potencial de captura de carbono por medio de ecuaciones alométricas. Se estimaron valores de biomasa aérea total de 5,335 árboles con diámetro normal igual o mayor a 7.5 cm. Se identificaron las especies forestales presente en los sitios de muestreo por género y por categorías diamétrica, encontrando diez especies distribuidas en seis géneros (*Pinus* 77.1%, *Abies* 0.9%, *hojosas* 1.5%, *Cupressus* 3.5%, *Alnus* y *Quercus* 4.1%) y 29 clases diamétricas. La Unidad de Manejo Forestal que presentó mayor potencial en captura de carbono fue la UMAFOR Zacatlán, con valores de 80.6 y 88.3 ton ha⁻¹, superando a las otras dos regiones tanto en el establecimiento como en la remediación. Además, el carbono acumulado en un periodo de cuatro años se presentó por encima de lo obtenido en la UMAFOR Iztaccihuatl Popocatepetl y Teziutlán con un valor de 7.7 ton ha⁻¹ de carbono almacenado en el estrato arbóreo. Se concluye que la masa arbórea presente en las áreas estudiadas tiene un potencial de captura de carbono anual de 0.99 ton ha⁻¹ en UMAFOR Iztaccihuatl Popocatepetl; 1.6 ton ha⁻¹ en UMAFOR Teziutlán y 1.9 ton ha⁻¹ en la UMAFOR Zacatlan, respectivamente.

Palabras clave:

Biomasa aérea, ecuaciones alométricas.

Abstract

The present study was realized in natural forests of three regions of Puebla state, Iztaccihuatl Popocatepetl, Teziutlan and Zacatlan. The database used was obtained of 91 permanent sampling sites for silvicultural research (SPIS), established in the year 2008 and remeasured in 2012. The aerial biomass and potential of carbon sequestration was estimated using allometric equations. It was estimated values of aerial biomass for 5,335 trees with a breast height equal or greater of 7.5 cm. The tree species recorded in the sampling sites were grouped per genus and diameter class. A total of ten tree species distributed in six genus were identified (*Pinus* 77.1%, *Abies* 0.9%, *hojosas* 1.5%, *Cupressus* 3.5%, *Alnus* y *Quercus* 4.1%); and 29 diametric classes. The Forest management unit that presented the greater potential in capture of carbono was the UMAFOR Zacatlan, with values of 80.6 and 88.3 ton/ha, over coming the others two regions, both during the establishment and in the remeasurement of plots. Also the accumulated carbon during the studied period of four years was superior to the estimates obtained for the UMAFOR Iztaccihuatl Popocatepetl and Teziutlan with a value of 7.7. It is concluded that the studied forests have a potential of annual carbon sequestration of 0.99 ton ha⁻¹ in UMAFOR Iztaccihuatl Popocatepetl; 1.6 ton ha⁻¹ in UMAFOR Teziutlan and 1.9 ton ha⁻¹ in the UMAFOR Zacatlan, respectively.

Keywords:

Aerial biomass, allometric equations.

3.1. Introducción

Los gases de efecto invernadero (GEI), emitidos a la atmósfera en el último siglo, ha provocado el calentamiento del planeta afectando los procesos atmosféricos (IPCC, 2001). El Sistema Terrestre de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de Estados Unidos (NOAA), manifiesta que la tasa de crecimiento de dióxido de carbono atmosférico aumentó durante el año 2015, en 3.05 partes por millón (ppm), el mayor incremento anual registrado en los últimos 56 años. Pieter Tans, científico de la (NOAA), observó que en el lapso comprendido de 2011 a 2015, la concentración atmosférica de este gas creció más de 2 ppm, situando el promedio anual por encima de las 400 ppm.

Las emisiones antropogénicas de CO₂ por el cambio de uso del suelo fueron de 0.9 (0.1-1.7) GtC año⁻¹ en promedio durante 2001-2011 y de 1750 a 2011, las emisiones de CO₂ de la combustión de combustibles fósiles y producción de cemento se han disparado a 375 (345-405) GtC a la atmósfera, mientras la deforestación y el cambio de uso de suelo son estimados en 180 (100-260) GtC, resultando ecuaciones acumulativas antropogénicas de 555 (470-640) GtC. De esta acumulación antropogénica de emisiones de CO₂, 240 (230-250) GtC están acumuladas en la atmósfera, 155 (125-185) GtC han sido absorbida por el océano y 160 (70-250) GtC han sido acumulados en ecosistemas terrestres naturales (IPCC, 2013).

En 2011, las concentraciones de gases efecto invernadero (GEI) fueron de 391 ppm⁻¹ de dióxido de carbono, 1,803 ppb de metano y 324 ppb de óxido nitroso (Cannel, 1996; IPCC, 2013). El 95% de las emisiones mundiales de CO₂ se producen en los países industrializados del hemisferio norte, con una tasa per cápita anual de 5 tC (toneladas de carbono).

Una forma de combatir el efecto invernadero es protegiendo y conservando los bosques a través de actividades de reforestación y restauración de ecosistemas

perturbados (White *et al.*, 2000). Dado que los árboles absorben el carbono de la atmósfera a través de la fotosíntesis separando el átomo de carbono de los átomos de oxígeno, los compuestos orgánicos son producidos a partir del agua y el CO₂ utilizando la energía solar; esta reacción produce celulosa, lignina, azúcares, grasas, almidones, proteínas, resina y fenoles (Steinlin, 1984). Como el proceso de fotosíntesis utiliza la energía solar, la formación de una tonelada de madera equivale a la absorción de aproximadamente 4.3 millones de kilocalorías que, de otra forma, resultarían en calentamiento de la atmósfera (Stamm, 1964). El oxígeno es devuelto a la atmósfera y el carbono es empleado para producir la biomasa en forma de raíces, tallos y follaje (Brown, 1996).

Se entiende por biomasa de un rodal forestal la cantidad total de materia orgánica presente en los árboles (Garzuglia y Saket, 2003). La biomasa de un árbol es el peso o masa del tejido de su planta viva; se expresa en unidades de toneladas métricas (t). La biomasa viva se clasifica en sobre el suelo (hojas, ramas y tallo) aérea y bajo el suelo (raíces). La biomasa seca sobre el suelo (BSS), se obtiene después de que las hojas, ramas y tallos se hayan secado por completo, para lo cual se utiliza un horno especial de laboratorio. En general, el agua representa aproximadamente el 50% del peso (o biomasa húmeda) de un árbol vivo. La biomasa aérea total (Bt) es el peso seco del material vegetal de los árboles con DAP mayor a 10 cm, incluyendo fustes, corteza, ramas y hojas, corresponde a la altura total del árbol, desde el suelo hasta el ápice de la copa. La biomasa de fustes (Bf), se refiere al peso seco de los fustes con DAP mayor a 7.5 cm; corresponde a la altura comercial del árbol desde el suelo hasta la primera bifurcación o inicio de la copa (Walquer *et al.*, 2011).

El carbono es uno de los elementos químicos más abundantes y está presente en todos los seres vivos. Es también un componente que se encuentra naturalmente en la atmósfera. Representado por el símbolo C, el carbono se encuentra en grandes cantidades en las hojas, ramas, tallos y raíces de los

árboles y constituye aproximadamente la mitad del total de la biomasa seca sobre el suelo de un árbol (Walker *et al.*, 2011). Por ejemplo, si un árbol tiene una biomasa seca sobre el suelo de 2.4 toneladas métricas entonces el carbono contenido en este árbol tiene un peso de 1.2 toneladas métricas (es decir; $2.40 \text{ t} \div 2 = 1.20 \text{ t}$).

La biomasa se utiliza como una medida de la capacidad de los ecosistemas para acumular materia orgánica a través del tiempo, se calcula multiplicando el volumen por la densidad de la madera, determinada ésta por medio de pequeñas muestras de madera sólida (Brown & Lugo, 1992). La madera de coníferas y latifoliadas está compuesta elementalmente por carbono (C, 50%), oxígeno (O, 43%), hidrógeno (H, 6%), nitrógeno (N, 0.8%) y de sustancias minerales (0.2%, cenizas) (CONAFOR-Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, 2011).

Los bosques pueden funcionar como emisores de carbono o como sumideros naturales de carbono (Bishop y Landell-Mills, 2007; Torres y Guevara, 2002); cuando el CO₂ se encuentra constituyendo alguna estructura de la planta o suelo y hasta que es enviado nuevamente a la atmósfera se considera “capturado”. En el momento de su liberación ya sea por la descomposición de la materia orgánica y/o por la quema de biomasa el CO₂ fluye para regresar al ciclo del carbono (De Jong *et al.*, 2004).

El potencial de captura de carbono en ecosistemas forestales es una variable compleja de estimar ya que esta capacidad varía en función de la estructura arbórea, la edad y la densidad de la población de cada rodal (Schulze *et al.*, 2000). Para calcular la cantidad de carbono que tiene un bosque se toma en cuenta la biomasa aérea (tronco y ramas), la subterránea (raíces), del suelo y de los árboles muertos en pie.

3.1.1. Métodos de estimación de biomasa y contenido de carbono aéreo

Las metodologías disponibles para estimar el contenido de carbono en el suelo y en la parte aérea del bosque se dividen en métodos directos e indirectos. Los métodos directos consisten en el derribo y corte de las secciones del arbolado para la estimación del peso verde y el peso seco de cada uno de los componentes del arbolado seleccionado. El segundo método consiste en la aplicación de ecuaciones alométricas que estiman el peso de las diferentes fracciones del árbol a partir de variables individuales (Cruz, 2007).

El peso seco total de los fustes de los árboles se obtiene con métodos indirectos multiplicando su volumen por la densidad básica de la madera y por la constante de contenido de humedad. Otras técnicas indirectas son: del árbol medio, se toma el árbol del área basal media mediante un inventario previo (rodales coetáneos); la técnica del árbol estratificado (rodales incoetáneos), se estratifica por clases diamétrica y se usa la técnica del árbol medio; y por último la técnica de estimación por regresión o alometría (ecuaciones alométricas), consiste en el estudio del cambio de proporción de varias partes de un organismo como resultado de su crecimiento, realizando un muestreo donde se relaciona su biomasa y dimensiones del árbol en pie (Garcidueñas, 1987 y Cruz, 2007). La ventaja de esta técnica es que los estimadores estadísticos pueden ser extrapolables para usarse con datos de bosques de crecimientos similares al área de estudio para estimar los componentes de biomasa (Parresol, 1999).

Una ecuación alométrica es una expresión matemática que permite estimar la cantidad de biomasa de un árbol; se generan a partir de análisis de regresión, relacionando variables de crecimiento de los árboles como diámetro normal (DN), altura comercial (AC), altura total (AT), área basal y densidad específica de la madera (Acosta *et al.*, 2002).

Las ecuaciones alométricas proporcionan estimaciones confiables a partir de mediciones de árboles en pie (Deans *et al.*, 1996; Sanquetta *et al.*, 2002;

Rodríguez *et al.*, 2007). El diámetro normal y la altura total, así como la densidad específica de la madera son las variables predictoras de las ecuaciones desarrolladas por ser fáciles de medir en campo, al mismo tiempo el ajuste de modelos potenciales y polinomiales es el más utilizado para estimar la cantidad de biomasa aérea total y de los componentes estructurales de las áreas forestales. Además, constituyen una herramienta importante para construir modelos mecanicistas de crecimiento forestal (Acosta *et al.*, 2002), utilizados para predecir la captura de carbono en los árboles.

En México existen pocos estudios desarrollados para medir los reservorios de carbono, razón por la que se desconoce el flujo de carbono asociado con la etapa de desarrollo de los rodales que influye de manera directa en la capacidad de almacenamiento de carbono total del ecosistema. La información cuantitativa del potencial de captura de carbono almacenado en bosques de clima templado no es suficiente. En el estado de Puebla hacen falta estudios que permitan estimar el potencial y contenido de carbono a través de ecuaciones alométricas que midan el impacto en la mitigación de gases efecto invernadero.

Bull *et al.* (2007) definieron como erróneo la estimación del carbón forestal en términos de propiedad legal y la precisión del inventario de carbono, debido al tiempo requerido para que un bosque se establezca, madure y se coseche, lo que produce error en la estimación de la biomasa de un bosque, sobre o subestimando los montos de carbono existentes en el arbolado y calculando erróneamente el potencial de captura de carbono en una determinada superficie (Brown *et al.*, 1996). Por ello la justificación en encontrar métodos cada vez más precisos y prácticos para su cuantificación y, por tanto, quienes gocen de este beneficio sepan bien a bien las cantidades con las que cuentan (Jiménez, 2010).

Al estimar el potencial de captura de carbono en biomasa aérea mediante modelos matemáticos podemos calcular los montos y fijación de carbono,

además de establecer las bases para la toma de decisiones óptimas en la política ambiental y gestión silvícola. En este sentido recae la importancia del presente estudio, al estimar el potencial de captura de carbono en biomasa aérea del estrato arbóreo almacenado del año 2008 al 2012, en bosques naturales de tres regiones del estado de Puebla, con métodos indirectos a través de la técnica de ecuaciones alométricas, con datos de sitios permanentes de investigación silvícola.

3.2. Materiales y métodos

3.2.1. Área de estudio

El área de estudio se estableció en el estado de Puebla, en las Unidades de Manejo Forestal Zacatlán, Teziutlán e Iztaccihuatl Popocatepetl, de la UMAFOR 2108, 2103 y 2101, respectivamente (Figura 7). La Unidad de Manejo Forestal 2108, Zacatlán, se localiza al Norte del estado de Puebla, forma parte de la Sierra Madre Oriental, colinda con los estados de Hidalgo al Oeste y con Tlaxcala al Sur. Se localiza en la Región Hidrológica “RH27 y RH26” de la cuenca del Río Tecoluta, en las subcuencas de los Ríos Necaxa, Ajajalpan, Apulco-Blanco y Río Panuco.

La segunda Unidad de Manejo Forestal 2103, Teziutlán, se localiza en la Sierra Madre Oriental, colinda con el estado de Veracruz, se extiende en la Planicie Costera del Golfo Norte. Está representada por las cuencas Río Nautla, Río Tecolutla, Río Cazones y Río Tuxpan.

Por último, la Unidad de Manejo Forestal 2101, Iztaccihuatl Popocatepetl, se localiza en la Provincia fisiográfica Eje Neovolcánico, correspondientes a los volcanes Citlaltepec (Pico de Orizaba), Popocatépetl e Iztaccihuatl. Comprende la Subprovincia 57 “Lagos y Volcanes del Anáhuac” y la Subprovincia 61.

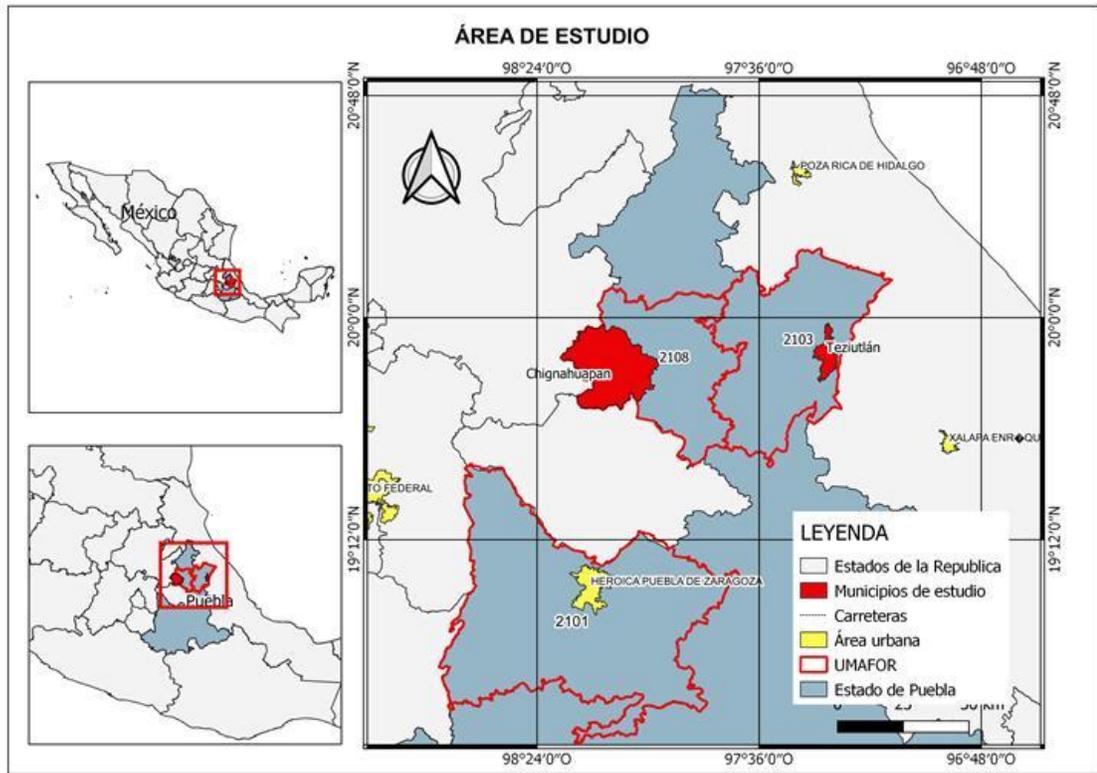


Figura 7. Ubicación y delimitación de las Unidades de Manejo Forestal Zacatlán – Chignahuapan (A), Teziutlán (B) y Iztacchuatl Popocatepetl (C).

3.2.2. Diseño y recolección de datos

El área de estudio comprende 91 Sitios Permanentes de Investigación Silvícola, establecidos y medidos bajo una planeación estratégica en el año 2008, bajo la metodología de Sitios Permanentes desarrollada por Valles y Quiñones (2004); cuatro años después se realizó una remediación de la totalidad de los sitios, utilizando la metodología de su establecimiento. Los sitios son de forma cuadrada con una superficie de 2,500 m², de 50 x 50 m, con una parcela central de 30 x 30 m y una franja de protección de 10 m en el perímetro. En cada sitio se registraron datos de control como: lugar, especie dominante, altitud, pendiente, exposición, clases de edad, estructura y coordenadas GPS. Se muestrearon un total de 5,335 árboles, las especies presentes son: *P. patula Schl.*, *P. hartwegii*, *P. montezumae*, *P. pseudostrobus*, *Abies religiosa*, *Alnus Sp.* y *Quercus Sp.*

3.2.3. Obtención de datos de campo

Los datos utilizados para estimar la biomasa aérea de los bosques fueron obtenidos de la parcela de 30 x 30 m. Se midieron todas las especies arbóreas con diámetro normal mayor o igual a 7.5 cm; los individuos con diámetro menor al mencionado se contabilizaron e identificaron por género. Las variables colectadas fueron: número de árbol, género, especie, distancia al centro del sitio a cada uno de los árboles, condición, diámetro normal (cm), grosor de corteza (mm), diámetro de copa (m), altura total (m), altura del fuste limpio (m), altura comercial (m), vigor y daño (Valles y Quiñones, 2004). Con estos datos se estimó a través de la técnica de ecuaciones alométricas la cantidad de biomasa aérea contenida en los estratos estudiados.

3.2.4. Selección de modelos para estimación de carbono

Antes de seleccionar los modelos para calcular el potencial de captura de carbono en el área de estudio, fue necesario precisar las especies forestales presente en los sitios de muestreo por género y por categorías diamétrica. En la Figura 8, se muestra la gráfica que enlista la presencia de especies en las tres regiones bajo estudio, la cual se obtuvo de 91 Sitios Permanentes de Investigación Silvícola establecidos en 2008. En la gráfica se evidencia una marcada predominancia del *P. patula*, seguido por *P. teocote* y *Abies religiosa*, lo que indica que se desarrollan mediante un proceso de sucesión natural, que obedece a características climáticas y edáficas presentes en el área de estudio.

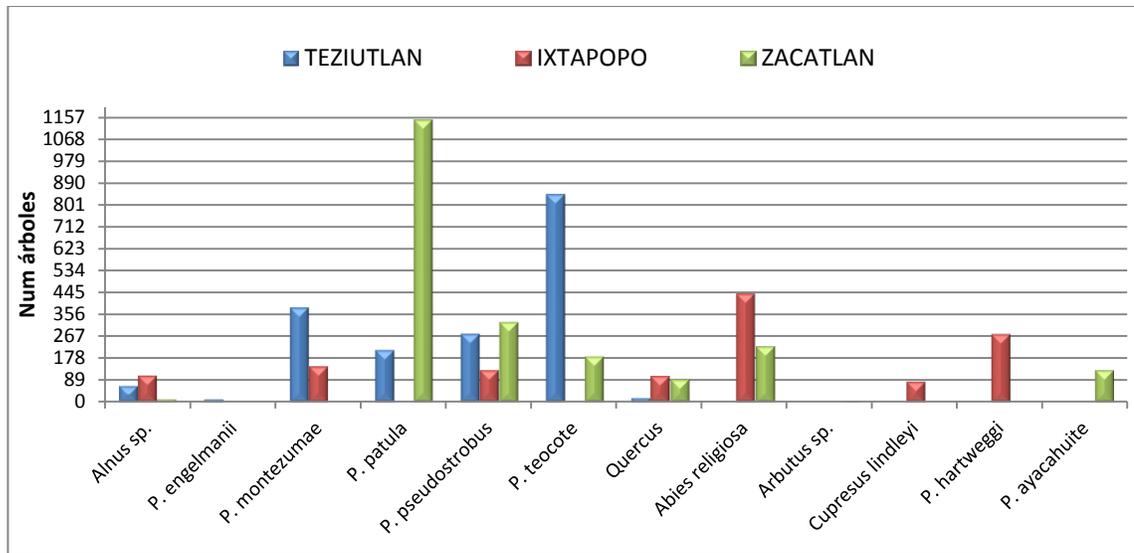


Figura 8. Presencia de especies forestales por UMAFOR, en tres regiones del estado de Puebla (Teziutlán, Iztacchihuatl Popocatepetl y Zacatlán).

Una vez identificadas las especies presentes en los sitios, se realizó una revisión documental de los principales estudios realizados en México y otros países para estimar carbono, se seleccionaron de la literatura los modelos que han aportado un mejor ajuste estadístico en trabajos similares desarrollados en estados vecinos al área de estudio y que serán utilizados en este estudio para estimar el potencial de captura de carbono a través de los datos de campo obtenidos. En la Tabla 10, se presentan diferentes fuentes para estimar la biomasa aérea y carbono para especies de clima templado, de acuerdo con las ecuaciones generadas en otros estudios en México para especies forestales. Los modelos son del tipo alométrico, de forma $Y = b * X^k$, donde Y es el contenido de biomasa y carbono, X es el diámetro y b, k son los estimadores de la ecuación. Los estimadores estadísticos de estos modelos presentaron un alto coeficiente de determinación (R^2), valores bajos en el parámetro de error estándar y valores significativos en los parámetros del modelo, por lo que se consideran confiable para estimar los componentes de biomasa de especies analizadas en este estudio. Estas ecuaciones alométricas ajustan con la variable diámetro normal (DAP) y altura total. Esta última es un dato complejo y costoso de obtener por la estructura y composición del bosque; además de

requerir equipo y personal capacitado. Esto sucedo sobre todo en bosques naturales multiespecíficos y con varios pisos, como es el caso de los bosques templados de México.

Tabla 10. Ecuaciones alométricas de mejor ajuste para la estimación de biomasa aérea y carbono de especies de bosques templados, en función del DAP y la altura total.

Autor	Especie	Función	Ecuación biomasa	Ecuación carbono
Díaz <i>et al.</i> , 2007	<i>Pinus patula</i> Schl. <i>et Cham</i>	$Y=b*x^k$	$B=0.0357*DN^{2.6916}$	$C= 0.0021*DN^{2.6451}$
Jiménez <i>et al.</i> , 2010	<i>Pinus hartwegii</i> <i>Lindl</i>	$Y=b*x^k$	$B=0.0635*DN^{2.4725}$	$C=0.0309*DN^{2.4722}$
Avendaño <i>et al.</i> , 2009	<i>Abies religiosa</i> :	$Y=b*x^k$	$B=0.0713*DN^{2.5104}$	$C= 0.0332*DN^{2.5104}$
Acosta <i>et al.</i> , 2009	<i>P. patula</i> y otras especies de pinos	$Y=b*x^k$	$B = 0.0948*DN^{2.4079}$	
	<i>Alnus sp</i> :		$B = 0.11765*DN^{2.23}$	
	<i>Quercus sp</i> :		$B = 0.1033*DN^{2.39}$	
Carrillo <i>et al.</i> , 2014	<i>Pinus montezumae</i>	$Y=b*x^k$	$B=0.013*DN^{3.0462}$	$C= 0.0065DN^{3.0484}$
Adrián Alejandro Palma Marroquín	<i>Pinus</i> <i>pseudostrobus</i>		$B=(0.045*(d130^{0.9256}*Ht)$	$C=(0.0192*(d130^{0.9256}*Ht^{0.9392})$
Carrillo <i>et al.</i> , 2014	<i>Alnus jorullensis</i> <i>ssp.</i>		$B= 0.0195 DN^{2.7519}$	$C= 0.009DN^{2.7522}$

Para establecer los modelos predictivos de biomasa y carbono, se empleó el diámetro normal registrado en campo y se obtuvo el ajuste de los parámetros b y k de los modelos propuestos para cada especie. Para estimar el contenido de carbono aéreo se empleó la biomasa de los árboles, a través del producto de la cantidad disponible en una determinada superficie por un factor que va desde 0.40 hasta el 0.55, esto respaldado por varios autores que han realizado trabajos en otros lugares encontrando que es la proporción de carbono contenida en cualquier especie vegetal. Ejemplo del caso es el trabajo de Figueroa-Navarro *et al.* (2010), determinaron porcentajes de carbono de C = 47.26% en *Quercus* y en *Aile* C = 51.3%

3.3. Resultados

3.3.1. Estructura diamétrica del bosque

Con el fin de describir la estructura diamétrica del bosque, se definieron 29 clases diamétricas para los 91 Sitios Permanentes de Investigación muestreados en las Unidades de Manejo Forestal de Zacatlán, Teziutlán e Iztaccihuatl Popocatepetl, correspondientes a las Unidades de Administración Forestal (UMAFOR), 2108, 2103 y 2101, respectivamente. La estructura del bosque fue obtenida mediante la medición de los diámetros y alturas de 5,335 árboles, de los cuales, 77.1% fueron *Pinus* Sp., 12.5% *Abies religiosa*, 0.9% hojosas, 1.5% *Cupressus* Sp., 3.5% *Alnus* Sp, y 4.1% *Quercus* Sp.

En la Figura 9 se observa que la mayor cantidad de arbolado se encuentra en la clase diamétrica de 10 cm, corresponde a 1,668 árboles, seguida de las categorías 15 y 20 con 1,129 y 813 árboles respectivamente. Las categorías diamétricas que presentan el número de árboles más bajo son las de 110 y 150, con un árbol y corresponde a los rangos de 107.5-112.4 y 147.05-152.4 cm, respectivamente. Este escenario es característico de bosques de segundo crecimiento que en el pasado fueron manejados bajo métodos intensivos de selección, lo que explica el comportamiento de esta gráfica.

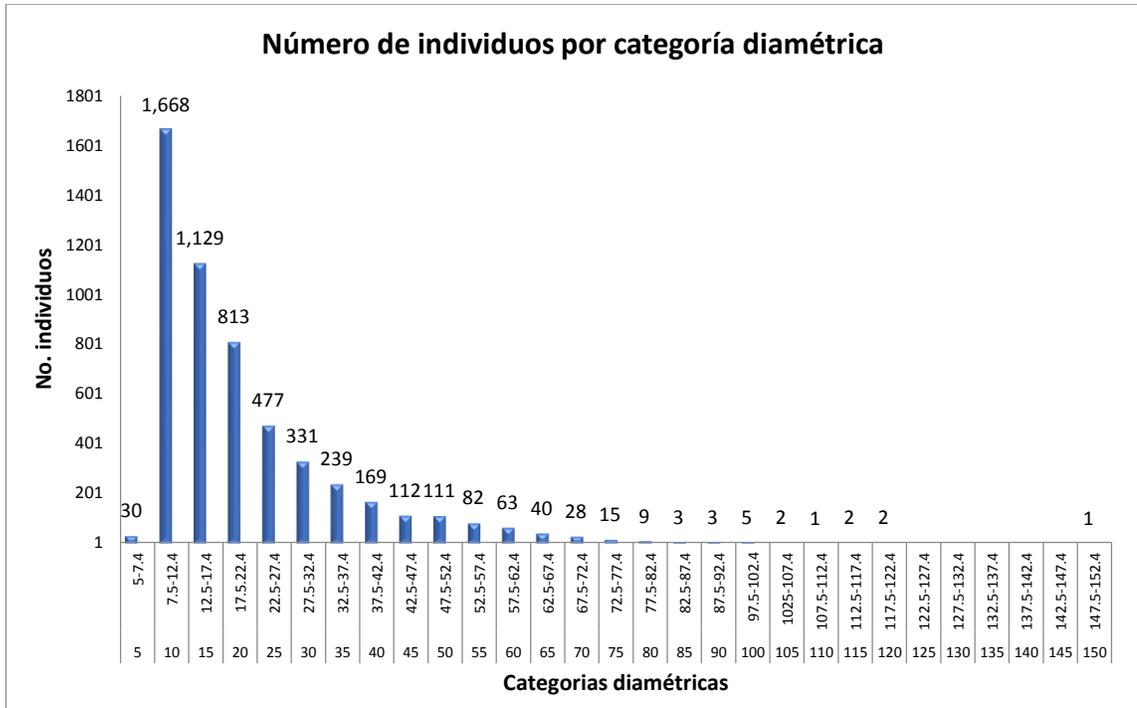


Figura 9. Número de individuos totales, por categoría diamétrica, en tres regiones del estado de Puebla (Teziutlán, Iztacchuatl Popocatepetl y Zacatlán).

En general, la dinámica de la estructura diamétrica muestra un patrón en el cual el mayor número de individuos están representados en las clases diamétrica pequeñas y disminuyendo de manera gradual hacia las clases más grandes; es decir, conforme aumenta el tamaño del diámetro se reduce el número de individuos. Este escenario es el resultado de los métodos silvícolas aplicados en la región, que han sido dirigidos a árboles del género *Pinus*, con diámetros mayores a 30 cm; cuya distribución natural corresponde a la vegetación de bosque templado de la región.

3.3.2. Contenido de carbono

Se calculó la biomasa multiplicando el volumen en m³ de cada individuo por un factor de densidad de la madera; posteriormente se estimó el contenido de carbono almacenado en la biomasa aérea de los árboles multiplicando la biomasa encontrada por el factor de contenido de carbono propuesto para cada especie (Díaz *et al.*, 2007). La concentración de carbono en la madera del fuste se obtuvo multiplicando la cantidad de carbono disponible en una determinada

superficie por un factor que va desde 0.40 hasta el 0.55. Lo anterior se respalda con lo obtenido en los estudios realizados por Callo (2001), Fragoso (2003) y Zamora (2003), quienes emplearon el factor 0.45, Barranco (2002), Herrera y Lucateros (2003), utilizaron el factor 0.55 y Valenzuela (2001), utilizó 0.50, para determinar el contenido de carbono de varias especies vegetales. Por otra parte, Figueroa *et al.*, (2005), determinaron porcentajes de carbono de 47.26% en encino (*Quercus peduncularis*) y 51.3% en el aile (*Alnus glabrata*).

Este factor fue obtenido de trabajos realizados en áreas y estados vecinos al área de estudio, asumiendo que la variación de las concentraciones de carbono para cada región no son significativas. Por lo anterior se considera aceptable utilizar el 50% sobre todo para aquellas especies en las cuales aún no se ha determinado la concentración de carbono.

Las ecuaciones obtenidas siguen un modelo potencial, $Y = b * X^k$, para *P. patula* $B = 0.0357 * DN^{2.6916}$ y $C = 0.0021 * DN^{2.6451}$; los parámetros para esta especie fueron estimados con un coeficiente de determinación $R^2 = 0.98$. Para *P. hartwegii* $B = 0.0635 * DN^{2.4725}$ y $C = 0.0309 * DN^{2.4722}$; los parámetros para esta especie fueron estimados con un coeficiente de determinación $R^2 = 0.98$. Para *Abies religiosa* $B = 0.0713 * DN^{2.510}$ y $C = 0.0332 * DN^{2.5104}$; los parámetros para esta especie fueron estimados con un coeficiente de determinación $R^2 = 0.99$. Para *Alnus jorullensis ssp.* $B = 0.0195 * DN^{2.7519}$ y $C = 0.009 * DN^{2.7520}$; los parámetros para esta especie fueron estimados con un coeficiente de determinación $R^2 = 0.93$. Para *Quercus sp.* $B = 0.1033 * DN^{2.39}$. Para *P. montezumae* $B = 0.013 * DN^{3.0462}$ y $C = 0.0065 * DN^{3.0484}$; los parámetros para esta especie fueron estimados con un coeficiente de determinación $R^2 = 0.99$. Para *P. ayacahuite* $B = 0.058 * (DN^2 * Ht)^{0.919}$; los parámetros para esta especie fueron estimados con un coeficiente de determinación $R^2 = 0.97$. Para *P. pseudostrobus* $B = 0.0455389 * (DN^{130} * Ht)^{0.9256}$ y $C = (0.0192922 * (d^{130} * Ht)^{0.9392})$; los parámetros para esta especie fueron estimados con un coeficiente de determinación $R^2 = 0.93$. Para *Cupressus lindleyi*. $B = 0.5266 * DN^{1.7712}$ y

$C=0.2637*DN^{1.7698}$; los parámetros para esta especie fueron estimados con un coeficiente de determinación $R^2 = 0.93$.

Se obtuvo el contenido de carbono multiplicando la cantidad disponible en una determinada superficie por un factor que va de 0.40 hasta 0.55. Lo anterior se respalda con lo obtenido en los estudios realizados por Callo (2001), Fragoso (2003) y Zamora (2003), quienes emplearon el factor 0.45; Barranco, (2002), Herrera y Lucateros (2003), utilizaron el factor 0.55 y Valenzuela (2001) utilizó 0.50 para determinar el contenido de carbono de varias especies vegetales. Por otra parte, Figueroa *et al.* (2005) determinaron porcentajes de carbono de 47.26% en encino (*Quercus peduncularis*) hasta 51.3% en el aile (*Alnus glabrata*), entre otras especies.

Se calculó la producción de biomasa y su distribución en los componentes de las especies forestales presentes en el área de estudio. Con esta información fue posible estimar el contenido y potencial de captura de carbono en biomasa en los boques del estado de Puebla en el periodo comprendido del año 2008 al 2012, además de resaltar el valor ecológico de los bosques como un servicio ambiental. Con esta información es posible en el largo plazo proponer diferentes prácticas silvícolas y estimar la cantidad de madera aprovechable que favorezcan la captura de carbono. El potencial de carbono acumulado en el periodo de cuatro años de los 91 sitios muestreados se expone en la Figura 10.

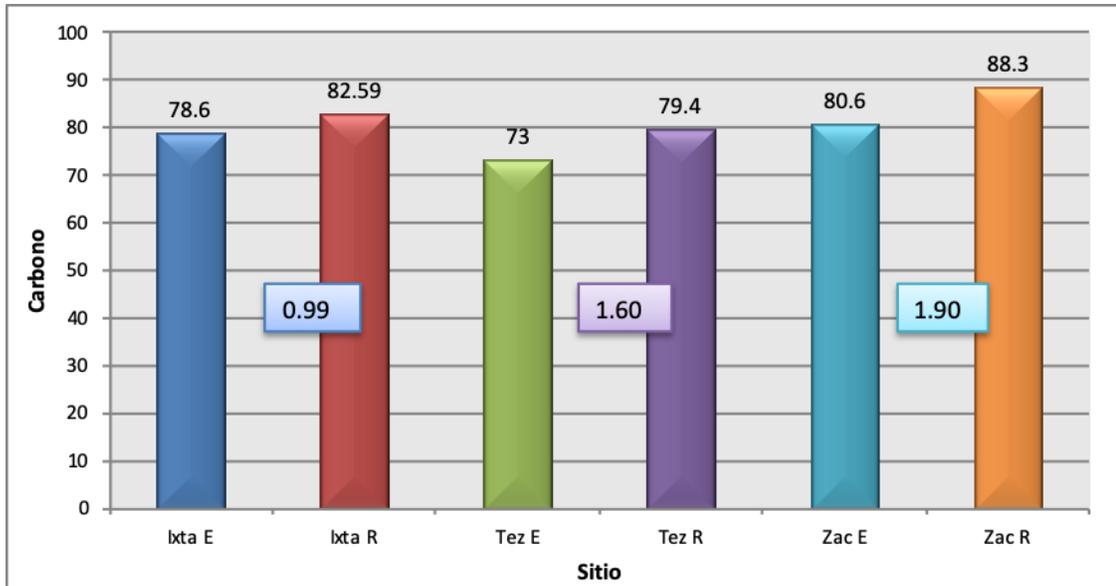


Figura 10. Potencial de captura de carbono de tres UMAFOR del estado de Puebla.

Los resultados obtenidos muestran valores similares en el potencial de captura de carbono de las tres UMAFOR evaluadas, con rangos que van de 73.0 a 80.6 t ha⁻¹ en el establecimiento y de 79.4 a 88.3 t ha⁻¹ en la remediación, lo que evidencia una superioridad en potencial de captura de carbono de la UMAFOR Zacatlán con respecto a las otras dos.

La UMAFOR Iztacchuatl Popocatepetl presentó valores de 78.6 t ha⁻¹ en su establecimiento en el año 2008 (valor inicial); para su remediación en el año 2012, la captura de carbono fue de 82.59 t ha⁻¹, lo que evidencia una diferencia de 3.99 t ha⁻¹ de carbono acumulado en el lapso de tiempo evaluado. Para el caso de la UMAFOR Teziutlán el carbono acumulado en lapso de cuatro años es mayor al de la UMAFOR Iztacchuatl Popocatepetl, lo anterior al observar una diferencia en los valores de establecimiento y remediación superiores a 6.0 t ha⁻¹. Por su parte la UMAFOR Zacatlán fue superior a las otras dos en el establecimiento y en la remediación con valores de 80.6 y 88.3 t ha⁻¹, respectivamente. Además, el carbono acumulado de 2008 a 2012 se presentó por encima de lo obtenido en la UMAFOR Iztacchuatl Popocatepetl y Teziutlán con un valor de 7.7 t ha⁻¹.

Se obtuvo que la UMAFOR Iztaccihuatl Popocatepetl capturó $0.99 \text{ t ha}^{-1}\text{año}$, la UMAFOR Teziutlán $1.60 \text{ t ha}^{-1}\text{año}$ y la UMAFOR Zacatlán $1.90 \text{ t ha}^{-1}\text{año}$ carbono almacenado en el estrato arbóreo. Esta diferencia se explica por la diferencia de las etapas de desarrollo de las masas forestales de las diferentes UMAFOR, debido a que la edad del arbolado y la biomasa acumulada es más determinante que la biomasa y la densidad del bosque. Es por ello que el carbono arbóreo se aporta relevantemente por la edad y biomasa de los árboles, dejando de manifiesto que los factores que determinan las estimaciones del componente arbóreo son los patrones de crecimiento de las especies y su dinámica de regeneración. Lo anterior coincide con lo encontrado por Kyrklund, (1990), que afirma que los bosques que tienen crecimiento neto son capaces de capturar CO_2 mientras que los bosques maduros que crecen poco retienen el carbono ya fijado, pero son incapaces de almacenar más CO_2 ; y los bosques que experimentan una pérdida neta de biomasa por la mortalidad debido a la decadencia de la masa forestal se conviertan en emisores de CO_2 .

Además, se pone de manifiesto que el potencial de captura de carbono es sensible a la tasa de crecimiento del bosque. Nabuurs y Mohren, (1993), encontraron que los valores de captación de carbono en bosques productivos, incluyendo el suelo y la hojarasca, pueden variar desde 0.8 a más de $5 \text{ MgC ha año}^{-1}$. Mery y Kanninen (1998) estimaron la captura de carbono en plantaciones de *P. radiata* y *Eucalyptus*; la cantidad total de carbono almacenado fue de 64.6 tC ha^{-1} en *Pinus radiata* y en las plantaciones de *Eucalyptus* de 48.8 tC ha^{-1} , considerando que el contenido de carbono en la molécula de CO_2 es 27.3% se llegó a la conclusión que la cantidad de carbono atmosférico secuestrado por las plantaciones forestales chilenas fue de 48.6 Tg (Tera gramos o millones de toneladas). Schroeder *et al.* (1993) presentaron cinco de las mejores alternativas para almacenar la mayor cantidad de CO_2 por unidad de área: la regeneración natural en zonas tropicales, en valores medios puede almacenar hasta 195 tC ha^{-1} ; la repoblación en zonas templadas puede tener el potencial

de almacenar hasta 120 tC ha⁻¹; la agrosilvicultura en zonas tropicales se ha calculado un valor medio de 95 tC ha⁻¹; la práctica de reforestación en zonas tropicales tiene un valor medio de 65 tC ha⁻¹ y la práctica de reforestación de zonas templadas tiene un valor medio de 56 tC ha⁻¹. Las prácticas silvícolas alcanzan valores medios más bajos en latitudes boreales con 10 tC ha⁻¹, seguidas por latitudes templadas 26 tC ha⁻¹ y tropicales 34 tC ha⁻¹. Nilsson y Schopfhauser (1995) estimaron que a nivel mundial podría disponerse de un total de 345 x 10⁶ ha⁻¹ de terreno para capturar carbono con una tasa máxima de 1.14 Pg año⁻¹ en la biomasa aérea después de 60 años, con un promedio de 3,3 MgC ha año⁻¹.

3.4. Discusión

La adecuada estimación de la biomasa es importante para evaluar el almacenamiento de carbono aéreo de los ecosistemas forestales, sin embargo, esta estimación es compleja por la variación de factores y variables presentes en los bosques como son: diversidad de especies, edad de los rodales, localización geográfica y la metodología utilizada (Schroeder *et al.*, 1997). Algunos autores como Brown *et al.*, (2000) y Wang *et al.*, (2000) han usado los datos de los inventarios forestales para calcular los reservorios tanto de biomasa como de carbono en muchas regiones del mundo para diferentes especies. Otros autores han hecho uso de los métodos directos que consisten en el derribo y corte de las secciones del arbolado para la estimación del peso verde y el peso seco de cada uno de los componentes seleccionados. Los métodos directos para la estimación de biomas ofrecen una alta precisión en su estimación, sin embargo, como mencionan Dávalos *et al.*, (2008), el desarrollo de este método es costoso debido al volumen de material que se muestrea para ajustar las ecuaciones. Asimismo, la aplicación de este método está restringida en Parques Nacionales, áreas naturales o especies protegidas, por ser un método destructivo que afecta el volumen y las existencias reales del predio.

En lugares donde no sea factible la cuantificación de biomasa con métodos destructivos, por cuestiones de protección, costos, tiempo y disposición de personal capacitado, se recomienda el uso de métodos indirectos, que consiste en la aplicación de ecuaciones matemáticas que estiman el peso de las diferentes fracciones del árbol a partir de variables individuales. Lo anterior es respaldado por López (1988) y Parresol (1999); quienes en sus trabajos exponen que la técnica de ecuaciones alométricas de crecimiento ofrecen estimaciones precisas cuando se extrapolan a situaciones de crecimientos similares a donde fueron generadas. En este trabajo, se seleccionó de la literatura los modelos generados para áreas vecinas al área de estudio, con similitud en las condiciones del bosque y con buen grado de ajuste estadístico en sus modelos, ya que refleja fielmente el potencial de captura de carbono. La variable de este trabajo es la procedencia de la base de datos, que fue obtenida de sitios permanentes de investigación silvícola, establecidos mediante una planeación estratégica y con remediciones periódicas. Los beneficios de estas áreas es que permiten monitorear el crecimiento maderable a través del tiempo, con mayor grado de aplicación en bosques con estructura irregular y en bosques mezclados para predecir cambios en la productividad de los bosques de forma natural; además estas áreas son excluidas del aprovechamiento forestal por tiempo indeterminado.

Los resultados obtenidos en el presente trabajo ponen de manifiesto que el potencial de captura de carbono es sensible a la tasa de crecimiento del bosque y que depende del manejo dado a la masa arbórea, edad, estructura y composición, por lo que se deben tratar aparte los datos provenientes de bosques naturales y plantaciones, así como considerar las distintas clases de desarrollo del rodal. En este sentido Cadena y Ángeles (2005), comentan que la tasa de fijación de carbono por medio de procesos de fotosíntesis es más alta en rodales jóvenes que en rodales maduros, pero el almacenamiento total de carbono en los componentes es mayor en los bosques maduros porque el carbono queda retenido en la biomasa aérea, mantillo, madera muerta, biomasa

subterránea y en el suelo. Esto sucede cuando la competencia por luz es un factor secundario, el crecimiento en diámetro es prioritario, por lo que la biomasa tiende a acumularse en el fuste (Santa Regina, 2000).

Figüero *et al.*, (2010), reportaron concentraciones de biomasa en el fuste de 36 a 85% para *Pinus patula*. Xiao *et al.*, (2003), obtuvieron para *Pinus sylvestris* L., concentraciones entre 67 y 93%, este rango está determinado por el tamaño del árbol y la localidad. Por esta razón las cifras de la cantidad de biomasa almacenada en los bosques son muy variables. Son *et al.*, (2004), obtuvieron 137.8 g ha⁻¹ en bosques mezclados de *Q. variabilis* Blume, *Q. mongólica* Fish. Pan *et al.*, (2011), estimaron que los bosques bajo manejo absorben en promedio 30% de todas las emisiones de CO₂ anualmente. Este promedio es variable por depender de la edad del rodal, calidad de sitio, composición de especies, densidad, condiciones climáticas, topográficas y método silvícola (Avendaño *et al.*, 2009); sin embargo, estos datos no pueden ser comparables en virtud de que corresponden a ecosistemas diferentes, así como a edades distintas al momento de hacer la evaluación de biomasa respectiva e incluso a la composición de especies.

Los resultados obtenidos en este estudio mediante la aplicación de ecuaciones alométricas presentan diferencias con los obtenidos por Avendaño *et al.*, (2009) para el carbono individual, debido que en este estudio se utilizó de manera generalizada el valor de la densidad de la madera para estimar la biomasa aérea de los árboles individuales, mientras que en el estudio realizado por Avendaño *et al.*, (2009) se recurrió al uso del método destructivo para la obtención de la biomasa en los diferentes componentes del árbol, lo cual es más preciso. Aun así, el uso de ecuaciones alométricas desarrolladas en condiciones similares permite la estimación de potencial de captura de carbono en los bosques del estado de Puebla. Castellanos *et al.* (1996) concluyeron que 72% de la biomasa se concentra en los fustes de *Pinus patula* en un estudio en Chignahuapan, Puebla. A su vez, Díaz *et al.*, (2007) registraron valores

menores de biomasa para árboles de esta especie en Tlaxco, Tlaxcala; observando que en árboles con diámetros normales menores a 7.5 cm, el valor es subestimado y en diámetros mayores a 30 cm el valor se sobreestima. Esto sucede cuando no se incluye la altura total como variable independiente, ya que esta reduce la sobrestimación de la biomasa en árboles con diámetros grandes.

CONCLUSIONES GENERALES

Los modelos matemáticos de estimación forestal son herramientas matemáticas que permiten al silvicultor modelar la dinámica de crecimiento del bosque, para detectar cambios en su composición y aplicar el tratamiento silvícola más adecuado. Dichas herramientas constituyen un aporte importante en la planeación del manejo de los recursos forestales, ya que con el uso de herramientas estadísticas se disminuye el tiempo en las mediciones forestales.

Los resultados obtenidos del análisis de datos de este estudio muestran una alta abundancia y una baja frecuencia, lo que refiere a un ecosistema con estructura heterogénea. Estas son características de especies con tendencia a la conglomeración local en manchones y pequeños grupos bastante distantes unos de otros. Esta situación es el resultado del manejo de bosques irregulares mediante el desarrollo de sistemas de selección de árboles individuales que tienden a favorecer un número reducido de especies.

Dentro de las limitaciones del estudio se pueden mencionar que dadas las condiciones ecológicas del área de estudio (parcelas con buena productividad y desarrollo) el periodo de cuatro años fue muy pequeño para modelar el comportamiento de la mortalidad significativa, debido a que las condiciones climáticas irregulares durante periodos cortos pueden tener efectos sobre las tasas de mortalidad en especies de lento crecimiento. Los modelos de mortalidad utilizados son propios de usarse en bosques regulares y puros, por lo que la interpretación de los mismos en bosques irregulares, aunque tuvieron muy buen ajuste, es complicada.

Conocer las tasas de incremento anual y por periodos de tiempo determinados de los bosques de Puebla, permitió calcular el total de CO₂ que potencialmente se captura. Esto multiplicado por la superficie que ocupa cada comunidad, dio como resultado el potencial total de toneladas de CO₂ que se captura por año.

Las funciones de biomasa utilizados en el presente estudio permitieron la determinación de contenido de biomasa y carbono en las especies estudiadas con una aceptable precisión, sin necesidad de emplear métodos destructivos que impliquen el derribo de árboles con métodos exhaustivos, lentos y costosos. Por lo anterior se concluye que las ecuaciones utilizadas para estimar los valores de biomasa y carbono son adecuadas y confiables para usarse en condiciones similares y para las mismas especies.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta M., M.; Vargas, H., J.; Velázquez M., A. y Etchevers B., J. D. 2002. Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencia*. México. 36 (6):725-736.
- Adame, P., del Río, M., & Cañellas, I. (2008). A mixed nonlinear height–diameter model for pyrenean oak (*Quercus pyrenaica* Willd.). *Forest Ecology and Management*, 256, 88–98. doi: 10.1016/j.foreco.2008.04.006
- Aguirre C.O.A, 1984. Estimación de índice de sitio para *Pinus pseudostrobus* Lindl., en la región de Iturbide, Nuevo León. Tesis Licenciatura. Universidad Autónoma de Chapingo. Chapingo, México. 71 p.
- Aguirre, O., Corral, J. J., Vargas, B., & Jiménez, J. 2008. Evaluación de modelos de diversidad-abundancia del estrato arbóreo en un bosque de niebla. *Rev. Fitotec. Mex.*, 31(3), 281-289.
- Aguirre, O., H. Kramer y J. Jiménez. 1998. Strukturuntersuchungen in einen Kiefern-Durchforstungsversuch Nordmexikos. *Allgemeine Forst-und Jagdzeitung* 168 (12):213-219.
- Aguirre, O., Hui, G., Gadow, K., & Jiménez, J. 2003. An analysis of spatial forest structure using neighbourhood-based variables. *Forest Ecology and Management*, 183(1-3), 137-145. doi: 10.1016/S0378-1127(03)00102-6.
- Ajbilou, R., T. Marañon, y J. Arroyo. 2003. Distribución de clases diamétrica y conservación de bosques en el norte de Marruecos. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 12:111-123.
- Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Valdecantos-Dema, A., Pando-Moreno, M., Aguirre-Calderón, O. A., & Treviño-Garza, E. J. (2011). Caracterización de la regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del parque ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(1), 31–39. doi: 10.5154/r.rchscfa.2010. 05032.

- Albert, M. 1999. Analyse der eingriffsbedingten Strukturveränderung und Durchforstungsmodellierung in Mischbeständen. PhD Diss., Faculty of Forest Sciences, Univ. Göttingen, Germany. Hainholz Verlag.
- Alder D. y Synnott T.J. 1992. Permanent Sample Plot Techniques for Mixed Tropical Forest. Tropical Forestry Papers 25. Oxford Forestry Institute, Oxford.
- Aleman V.R. 2001. Evaluación de la calidad de sitio para cuatro especies de pino en el P.P. Sierra de Nayar, municipio de Durango. Tesis para obtener el grado de Ingeniero en Ciencias Forestales. Durango, Dgo. UJED. Escuela de Ciencias Forestales. 80p.
- Alvarado D., de Bauer L. y Galindo J.A. 1991. Declinación y muerte de bosque de oyamel (*Abies religiosa*) en el sur del Valle de México. Agrociencia, serie Recursos Naturales Renovables 3: 123-143.
- Alvarez G., J. F., J. Schroder, R. Rodríguez S., and A. D. Ruiz G. 2002: Modelling the effects of thinnings on the diameter distribution of evenaged Maritime pine stands. Forest Ecology and Management 165: 57-65.
- Álvarez, J.G., Castedo, F., Ruíz, A.D., López, C.A., Gadow, K.v., 2004. A two-step Mortality model for even-aged stands of *Pinus radiata* D. Don in Galicia (Northwestern Spain). Ann. For. Sci. 61, 439–448.
- Andrasko, K. 1990. El recalentamiento del globo terráqueo y los bosques: estado actual de los conocimientos. Unasylva 163 Vol 41 3-11.
- Avendaño H., D. M.; Acosta M., M.; Carrillo A., F. y Etchevers B., D. 2009. Estimación de biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa*. Revista Fitotecnia Mexicana. México. 32 (3):233-238.
- Ávila B., C. H. Yl. López M. 2001. Distribución y análisis estructural de *Abies hickelii* (flous & gausson) en México. Interciencia 26(6):244-251.
- Barranco G., J. L. 2002. Captura de carbono retrospectivo, actual y potencial en el área natural protegida estatal Nahuatlaca-Matlazinca en el estado de México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 113 p.

- Bailey R.L., Borders B.E., Ware K.D., Jones E.P., A compatible model for slash pine plantation survival to density, age, site index and type and intensity of thinning, *For. Sci.* 31 (1985) 180–189.
- Bautista S., C. 2013. Estructura del bosque y arquitectura de brinzales de *Abies religiosa* en Tlaxco, Tlaxcala. 115 p.
- Bellingham, P., S. Wiser, D. Coomes and A. Dunningham. 2000. Review of permanent plots for long-term monitoring of New Zealand's indigenous forests. *Science for Conservation* 151. Department of Conservation. Wellington, New Zealand. 75 p.
- Bertini G., Ferretti F. Fabbio G., Raddi S. y Magnani F. 2019. Quantifying tree and volume mortality in Italian forests. *Forest Ecology and Management* (444), 42–49.
- Bishop, J. y Landell-Mills, N. 2007. Los servicios ambientales de los bosques. En: *La venta de servicios ambientales forestales*. Segunda Edición. Instituto Nacional de Ecología. México. pp. 47-74.
- Blaser, J. and C. Sabogal. 2011. Directrices Revisadas de la OIMT para la Ordenación sustentable de los bosques tropicales naturales. Informe completo. In.: OIMT, 2011, p. 110.
- Brassard, B. W. and H.Y. Chen 2010. Stand structure and composition dynamics of boreal mixed wood forest: Implications for forest management. Sustainable Forest Management Network. Edmonton, AB. Canada 19p.
- Bredenkamp, B. V., & Gregoire, T. G. (1988). A forestry application of Schnute's generalized growth function. *Forest Science*, 34, 790–797.
- Brown, S., Guillespe, A. J. R., Lugo, A. E. 1989. Biomass estimation for tropical forest with applications to forest inventory data. *Forest Science* 35(4):881-902.
- Brown, S. 1996. Los bosques y el cambio climático: el papel de los terrenos forestales como sumideros de carbono XII Congreso Mundial Forestal, Antalya Turquía. 107-121.

- Brown, S.; J. Sathaye; M. Cannell; P. Kauppi. 1996. Mitigation of carbon emission to the atmosphere by forest management. *Commonwealth Forestry Review*. 75(1): 80-91
- Brown, S. 1997a. Los bosques y el cambio climático: el papel de los terrenos forestales como sumideros de carbono. In *Acta del XI Congreso Mundial Forestal: Recursos Forestales y Arboles* pp. 13-22.
- Brown, S., Delaney, M., 2000. *Standard Operating Procedures for Measuring Carbon in Forests and Agriculture Projects* Version: 1.00. Winrock International, p. 51.
- Brown, S. 2001. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. *Environ. Poll.* 116: 363-372.
- Brown, S.; Lugo, A. 1992. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. *Revista Interciencia* No. 17.
- Bull, G.; Harkin, Z. y Wong, A. 2007. El desarrollo de mercados para el carbono forestal en la Columbia Británica, Canadá. En: *La venta de servicios ambientales forestales*. Segunda Edición. Instituto Nacional de Ecología. México. pp. 337-366.
- Cabrera, J., Motta, M. T., & Ortiz, R. 2001. Tendencias del mercado forestal y cálculo de rentabilidad: herramientas claves para el establecimiento de plantaciones forestales productivas (CORMADERA ed., pp. 137). Quito, Ecuador: OIMT-CORMADERA.
- Cadena M., O.I. y G. Ángeles P. 2005. Almacenes de carbono en hojarasca en bosques manejados de *Pinus patula* en Zacualtipán, Hidalgo. Resumen del VII Congreso Mexicano de Recursos Forestales. Chihuahua, Mex. p:422-423.
- Callo C., D. A. 2001. Cuantificación de carbono secuestrado por algunos sistemas agroforestales y testigos en tres pisos ecológicos de la amazonia del Perú. Tesis Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo Méx. 72 p.

- Callo-Concha, D., Rajagopal, I. y Krishnamurthy, L. 2004. Secuestro de Carbono por Sistemas Agroforestales en Veracruz. *Ciencia UANL*, 7: 60-65.
- Camacho R., F. I. Trejo y C. Bonfil. 2006. Estructura y composición de la vegetación ribereña de la barranca del río Tembembe, Morelos, México. *Bol. Soc. Bot. Méx.* 78: 17-31.
- Cannel, M.G. 1996. Forests as carbon sinks mitigating the greenhouse effect. *Commonwealth Forestry Review* 75(1): 92-99.
- Cao, M. And F. I. Woodwar. 1998. Net primary and ecosystem production and carbon stocks of terrestrial ecosystems and their responses to climate change. *Global Change Biology*, 4:185-198.
- Carey, E. V., S. Brown, A. J. Gillespie and A. E. Lugo. 1994. Tree mortality in lowland tropical moist and tropical lower montane moist forests of Venezuela. *Biotropica*. 26(3):255-265.
- Carrillo Anzúres, F., Acosta Mireles, M., Flores Ayala, E., Juárez Bravo, J. E., & Bonilla Padilla, E. (2014). Estimación de biomasa y carbono en dos especies arbóreas en La Sierra Nevada, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5(5), 779-793.
- Castellanos B., J. F. 1993. Producción de biomasa y eficiencia de crecimiento en rodales de *Pinus patula*. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Posgraduados. Montecillos, México. 66 p.
- Castellanos, J., A. Velázquez, J. Vargas, F. Rodríguez y A. Fierros. 1996. Producción de biomasa en un rodal de *Pinus patula*. *Agrociencia* 30: 123-128.
- Castellanos-Bolaños, J. F., Treviño-Garza, E. J., Aguirre-Calderón, Ó. A., Jiménez-Pérez, J., Musalem-Santiago, M., & López-Aguillón, R. 2008. Estructura de bosques de *Pinus patula* bajo manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Madera y Bosques*, 14(2), 51-63.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2012. Inventario Nacional

- Forestal y de Suelos, informe del 2004-2009. Primera edición. CONAFOR. Zapopan, Jalisco, México. 173 p.
- Clutter, J.L., J.C. Fortson, J.C. Piennar, L.V. Blister y R.L. Bayley. 1983. Timber management: A quantitative approach. Wiley New York. 333 p.
- Clutter, J. L., Jones, Jr., E. P., 1980. Prediction of growth after thinning in old-field slash pine plantations. Research Paper SE-217, USDA Forest Service, 14 p.
- CONAFOR-Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. 2011. Consideraciones tecnológicas en la protección de la madera. México.
- Corral-Rivas, J., O. Aguirre, J. Jiménez y S. Corral. 2005. Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el Bosque Mesófilo de Montaña "El Cielo", Tamaulipas, México. Investigaciones agrarias. Sistemas de Recursos Forestales 14(2):217-228.
- Corral, R. S. y Návar, C. J. J. (2005). Análisis del crecimiento e incremento de cinco pináceas de los bosques de Durango, México. Madera y Bosques 11(1):49-47.
- Corral-Rivas, J., Vargas, L.B; Wehenkel, CH., O. Aguirre; Álvarez, G.J.G y Rojo A.A. 2009. Guía para el establecimiento de sitios de investigación forestal y de suelos en bosques del estado de Durango. Editorial de la Universidad Juárez del estado de Durango. Primera Edición 2009. p 71.
- Cramer, W., A. Bondeau, F.I. Woodward, I. C. Prentice, R. A. Brovkin, P. M. Cox, V. Fisher, J. A. Foley, A. D. Friend, C. Kucharik, M. R. Lomas, N. Ramankutty, S. Sitch, B. Smith, A. White and C. Young-Molling. 2001. Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO₂ and climate change: results from six dynamic global vegetation models. Global Change Biology, 7(4):357-373.
- Cruz M., Z. 2007. Sistema de ecuaciones para estimación y participación de biomasa aérea en Atopixco, Zacualtipan, Hidalgo. Tesis maestría. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Estado de México. 39 p.
- Cuanalo, De la C. J., Villa, S.A.B., Castro, R.A. 1987. Cuarenta años de Administración Técnica en la Unidad Industrial de Explotación Forestal de

- San Rafael (1947-1987). UIEF de San Rafael. Boletín No. 13. San Rafael, México. 104p.
- Cuevas, G., R., E. A. Cisneros-Lepe., E. J. Jardel-Peáes., E. V., Sánchez-Rodríguez., L. Guzmán-Hernández., N. M. Núñez-López., y C. Rodríguez-Guerrero. 2011. Análisis estructural y de diversidad en los bosques de Abies de Jalisco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 1219-1233.
- Cutini, A., F. Chianucci, and M. C. Manetti. 2013. Allometric relationships for volume and biomass for stone pine (*Pinus pinea* L.) in Italian coastal stands. *IForest* 6: 331-337.
- De Jong, B. H. J.; Macera, O. y Hernández- Tejeda, T. 2004. Opciones de captura de carbono en el sector forestal. En: Cambio climático: una visión desde México. SEMARNAT-INE. México. pp. 369-380.
- Dahms, W.G. 1983. Growth-simulation model for lodgepole pine in central Oregon. USDA Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Portland, Oregon. Research Paper PNW-302. 22 p.
- Daily, G.C. 1997. Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems. Island Press. Nueva York, EUA. 392 p.
- Dauber E, Terán J, Guzmán R. 2002. Estimación de biomasa y carbono en bosques naturales de Bolivia. *Revista Forestal Iberoamericana* 1: 13–23
- Dávalos S., R., M.I. Morato y E. Martínez P.C. 2008. Almacenamiento de carbono. In: R.H. Manson, V. Hernández-Ortiz, S. Gallina y K. Mehltreter, Eds. Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: Biodiversidad, manejo y conservación. Inecol, INE-Semarnat. México, D.F. p:223-233.
- Deans, J.; Mora, J.; Grace, J. 1996. Biomass relationships for tree species in regenerating semi-deciduos tropical moist forest in Cameroon. *Forest Ecology and Management* 88(3): 215-225.
- Del Río, M., Montes, F., Cañellas, I., & Montero, G. 2003. Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Invest. Agrar: Sist. Recur. For.*, 12(1), 159-176. doi: 10.5424/795.

- Díaz F., R.; Acosta M., M.; Carrillo A., F.; Buendía-Rodríguez, E.; Flores-Ayala, E. y Etchevers-Barra, D. 2007. Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula* Schl. et Cham. Madera y Bosques. México. 13 (1):25-34.
- Diéguez-Aranda U, Rojo Alboreca A, Castedo-Dorado F, Álvarez González J.G., Barrio-Anta M, Crecente-Campo F, *et al.*, 2009. Herramientas silvícolas para la gestión forestal sostenible en Galicia. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela, Spain; 2009. ISBN: 978-84-692-7395-1.
- Dixon R., K., S. Brown, R. Houghton A., A. Solomon M., M. Trexler C., and J. Wisniewski. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263: 185-190.
- Domínguez-Cabrera, G.; Aguirre-Calderon, O.A.; Jiménez-Pérez, J.; Rodríguez-Laguna, R. y Díaz-Balderas, J.A. 2009. Biomasa aérea y factores de expansión de especies arbóreas en bosques del sur de Nuevo León. *Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. México. 15 (1):59-64.
- Eit, Tuhus E (2001) Models for individual tree mortality in Norway. *For Ecol Manag* 154:69-84
- Encina, D. J. A., F. J Encina D., E. Mata E. y J. Valdés R. 2008. Aspectos estructurales composición florística y caracterización ecológica del bosque de oyamel de la sierra de Zapalinamé, Coahuila, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 83:13-24.
- Falkowski, P., R. J. Scholes, E. Boyle, J. Canadell, D. Canfield, J. Elser, N. Gruber, K. Hibbard, P. Hogberg, S. Linder, F. T. Mackenzie, B. Moore III, T. Pedersen, Y. A Test of Our Knowledge of Earth as a System. *Science* 290(5490):291-296.
- FAO. 2005. Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2005. Roma, Italia. 169 p.
- FAO. 2011. Situación de los bosques del mundo 2011. Roma. www.fao.org/docrep/013/i2000s/i2000s00.htm.

- FAO. 2018. El estado de los bosques del mundo - Las vías forestales hacia el desarrollo sostenible. Roma. Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
- Ferrell, G.T. 1980. Risk-rating systems for mature red fir and white fir in northern California, U.S.D.A. For. Ser., General Teach.Rep. PSW-39.
- Fien K. P. E., Fraver, S., Teets A., Weiskittel R. A., Hollinger D. Y. 2019. Drivers of individual tree growth and mortality in an uneven-aged, mixed-species coniferforest. *Forest Ecology and Management* .<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.06.043>.
- Figueroa-Navarro, C., J. D. Etchevers B., A. Velásquez M. y M. Acosta M. 2005. Concentración de carbono en diferentes tipos de vegetación de la Sierra Norte de Oaxaca. *Terra* 23(1):57-64.
- Figueroa-Navarro, C., G. Ángeles-Pérez, A. Velázquez-Martínez, H. M. de los Santos-Posadas 2010. Estimación de la biomasa en un bosque bajo manejo de *Pinus patula* Schltdl. et Cham. en Zacualtipan, Hidalgo. *Revista ...* 1(1): 95-105.
- Fragoso L., P. I. 2003. Estimación del contenido y captura de carbono en biomasa aérea del predio "Cerro Grande" municipio de Tancítaro, Michoacán. Tesis de Licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Michoacán, México. 47 p.
- Franklin, J. F., Spies, T. A., Van Pelt, R., Carey, A. B., Thornburgh, D. A., Berg, D. R., & Bible, K. (2002). Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155(1), 399-423.
- Fung I., C. B. Field, J. A. Berry, M. v. Thompson, J. T. Randerson, J. T. Randerson, C. M. Malmstorm, P. M. Vitosuek, G. James Collatz, P.J. Sellers, D.A. Radall, A. S. atmosphere and biosphere. *Global Biogeochemical Cycles*, 11: 507-533.
- Gadow, K.V.& HUI, g.; 1999. *Modelling Forest Development* Klumer Academic Publishers. Dordrecht.

- Gadow, K.V., A. Rojo-Alboreca, J.G. Álvarez-González y R. Rodríguez Soalleiro. 1999. "Ensayos de crecimiento. Parcelas permanentes, temporales y de intervalo". *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*. Fuera de Serie, núm. 1. 229-310.
- Gadow K.V., Sánchez O.S. y Álvarez J.G. 2007. *Estructura y Crecimiento del Bosque*. Universidad de Göttingen, Alemania. 287 pp.
- Gadow, K. V., Zhang, C. Y., Wehenkel, C., Pommerening, A., Corral-Rivas, J., Korol, M., Myklush, S., Ying, G., Kiviste, A. & Zhao, X. H. 2012. Forest structure and diversity. In *Continuous Cover Forestry* (pp. 29-83). Springer Netherlands.
- Gaillard de B., C.; Pece, M.; Juárez G., M.; Maldonado, A.; Acosta, V. H. y Gómez, A. 2002. Biomasa aérea de ejemplares de Quebracho Blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) en dos localidades del Parque Chaqueño Seco. *Quebracho, Revista de Ciencias Forestales*. Universidad Nacional de Santiago del Estero. Santiago del Estero, Argentina. 9:115-127.
- García, E. 1988. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Tercera Edición. Talleres de offset Larios. México. 252 p. Hitchcock y Grier, C.C. y R.S. Logan, 1978. Oldgrowth Douglas-fir communities of a western Oregon watershed: biomass distribution and production budgets. *Ecol. Monogr.* 47(4):373-400.
- García, O. 1994. Minimum data for forest plantation management. En: García, O., Martínez Millán, F.J. 1998. *Seminario sobre modelos de crecimiento*. Universidad Politécnica de Madrid.
- García, O., 2009. A simple and effective forest stand mortality model. *International Journal of Mathematical and Computational Forestry & NaturalResource Sciences (MCFNS)* 1 (1), 1–9.
- García, O., 2011. Dynamical implications of the variability representation insite-index modelling. *European Journal of Forest Research* 130 (4), 671–675.

- Garcidueñas M., A. R. 1987. Producción de biomasa y acumulación de nutrientes en un rodal de *Pinus montezumae* Lamb. Tesis maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillos, México.
- Gardner, T. 2012. Monitoring forest biodiversity: improving conservation through ecologically-responsible management. Routledge.
- Garzuglia, M. y M. Saket. 2003. Wood volume and woody biomass. Food and Agricultural Organization of the United Nations. Roma. 30 p.
- Gavilán, R. G., y Rubio, A. 2005. ¿Pueden los índices de diversidad biológica ser aplicados como parámetros técnicos de la gestión forestal? I Reunión sobre ecología, ecofisiología y suelos forestales, Pontevedra. <http://www.secforestales.org/web/images/stories/c20.pdf>.
- Gay, C.; Martínez, J. 1995. Mitigación de Emisiones y Graduación de Gases en México. *Interciencia* 20(6): 336-342.
- Gayoso, J., y B. Schlegel. 2001. Proyectos forestales para la mitigación de gases efecto invernadero. Una tarea pendiente. *Ambiente y Desarrollo* 1: 41-49.
- Granados, S. D., G. F. López R. y M. A. Hernández G. 2007. Ecología y silvicultura en bosques templados. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 13(1):67-83.
- Hamilton, D.A., Jr. 1986. A logistic model of mortality in thinned and unthinned mixed conifer stands of northern Idaho. *Forest Science* 32:989-1000.
- Hamilton, DA., Jr., and B.M. EDWARDS. 1976. Modeling the probability of individual tree mortality. USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden, Utah. Research Paper INT- 185. 22 p.
- Hann, D. W., y Wang, C. H. (1990). Mortality equations for individual trees in the mixed-conifer zone of southwest Oregon. Corvallis. OR: Forest Research Lab, College of Forestry, Oregon State University.
- Hartshorn, G. S. 1980. Neotropical forest dynamics. *Biotropica*. 12:23-30.
- Hasenauer, H., 2005. Concepts within tree growth modeling. En: Hasenauer, H. (Ed.), *Sustainable Forest Management. Growth Models for Europe*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 3–17.

Hernández, J., Aguirre, O.A., Alanís, E., Jiménez, J., González, M.A. 2013. Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del noroeste de México. Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente. 19(3):189-199.

- Hernández L., I. 2007. Cambios en la estructura y composición del bosque bajo dos tratamientos silviculturales en la Comunidad de Capulálpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca, México. Tesis de maestría. Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Turrialba, Costa Rica. pp. 5-20.
- Herrera D., V. F. y A. Lucatero B. 2003. Inventario de carbono capturado actual en el ejido Las Casitas municipio de Izúcar de Matamoros, Puebla, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 90 p.
- Houghton, R.A. 2005. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. *Global Change Biology* 11: 945-958.
- INEGI. 2011. Anuario estadístico del estado de Puebla 2011, resultados definitivos. Tabulados básicos. México, inegi.www.inegi.gob.mx (3 de febrero de 2015).
- Innes J. 1993. Forest health. Its assessment and status. CAB Int. Wallingford, UK. 677 p.
- IPCC 2001. Tercer Informe de Evaluación. Cambio climático 2001. Mitigación. Resúmenes del grupo de trabajo III. Resumen técnico. www.grida.no/climate/ipcc_tar/vol4/spanish/pdf/wg3sum.pdf.
- IPCC, 2012. Glossary of terms. In: *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation* (Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (eds.)). A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, pp. 555-564.
- IPCC, 2013. Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to The Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y.

- Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Ishii, H. T., S. Tanabe y T. Hiura. 2004. Exploring the relationships among canopy structure, stand productivity, and biodiversity of temperate forest ecosystems. *For. Sci.* 50 (3): 342-355.
- Jardel, P. E. J. 2011. El manejo forestal en México: conceptos básicos, antecedentes, estado actual y perspectivas Retrieved from http://era-mx.org/Estudios_y_proyectos/Estudios/Edo_Bosques/Libro_2011/2_Jardel_el_Manejo_3.doc.
- Jiménez, C. C. 2010. Uso de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en la parte aérea de *Pinus hartwegii* Lindl. En el Parque Nacional Iztaccihuatl Popocatepetl. Tesis de Licenciatura. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 58 p.
- Jiménez, J. y Alanís, E. 2011. Análisis de la frecuencia de los incendios forestales en la Sierra Madre Oriental y Occidental del norte de México y sur de Estados Unidos de América. *Ciencia UANL* 14(3):255-263.
- Jiménez, J., Aguirre, O., & Kramer, H. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Invest. Agrar. Sist. Recur. For.*, 10(2), 355-366. doi: 10.5424/729.
- Juárez B., J. E. 2008. Uso de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono de *Alnus jorullensis* H. B. K. ssp. *jorullensis* en bosques mezclados de Tequexquinahuac, Texcoco, estado de México. Tesis licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Estado de México. 60 p.
- Kitzberger T, T Veblen. 1999. Fire-induced changes in northern Patagonian landscapes. *Landscape Ecology* 14: 1-15.
- Kiviste, A.; Álvarez G., J. G.; Rojo A., A.; Ruiz G., A. D. 2002. Funciones de crecimiento de aplicación en el ámbito forestal. Monografías INIA: Forestal Núm. 4. Ministerio de Ciencia y Tecnología. Madrid. 190 p.

- Klap J, J Oude Voshaar, W de Vries, J Erisman 2000. Effects of environmental stress on forest crown condition in Europe. Part IV: Statistical analysis of relationships. *Water, Air and Soil Pollution*. 119: 387-420.
- Kleinn, C. y D. Morales 2002. "Consideraciones metodológicas al establecer parcelas permanentes de observación en bosques naturales o en plantaciones forestales". *Revista Forestal Centroamericana*, núm. 39-40; 9-12 pp.
- Kohl M., Ch. T. Scoott and A. Zingg. 1995. Evaluation of permanent sample surveys for growth and yield studies: a Swiss example. *For. Ecol. Manage.* 71: 187-194.
- Kyrklund, B. 1990. Cómo pueden contribuir los bosques y las industrias forestales a reducir el exceso de anhídrido carbónico en la atmósfera. *Unasylva* 163 Vol 41 12-14.
- Laar, A., & Akça, A. (1997). *Forest mensuration*. Göttingen, Germany: Cuvillier Verlag.
- Lähde, E., O. Laiho, Y. Norokorpi y T. Saksa. 1999. Stand structure as the basis of diversity index. *For. Ecol. Manage.* 115: 213-220.
- Landsberg, J. J. and Gower, S. T. 1997. *Applications of Physiological Ecology to Forest Management*. Academic Press. San Diego, U.S.A. 354 p.
- Lee, Y.J., 1971. Predicting mortality for even-aged stands of lodgepole pine. *For. Chron.* 47, 29–32.
- Liang, J., Buongiorno J. y Monserud. 2005. Estimation and application of a growth and yield model for uneven-aged mixed conifer stands in California. *International Forestry Review* Vol. 7(2). 101-112.
- López R., C. 1988. Modelos para estimación de biomasa de *Pinus cembroides* Zucc. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 55 p.
- López T., J. L. 1995. Alometría de variables dasométricas en árboles de vegetación secundaria, derivada de una selva mediana subperennifolia. Tesis maestría. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, estado de México. 90 p.

- López-Feldman, A. 2012. Deforestation in México: A preliminary analysis. University Library of Munich, Germany.
- López M.A., Velásquez-Mendoza J., Velásquez-Mendoza A., González-Romero V. y Cetina-Alcalá V.M. 1998. Estado nutrimental de *Abies religiosa* en una área con problemas de contaminación ambiental. Agrocencia Serie Recursos Naturales Renovables. 1: 53-59.
- López-López M.A., Velásquez-Mendoza J., Velásquez-Mendoza A., González-Romero V. y Cetina-Alcalá V.M. 1998. Estado nutrimental de *Abies religiosa* en un área con problemas de contaminación ambiental. Agrocencia Serie Recursos Naturales Renovables. 1: 53-59.
- Magurran A.E. 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science. Oxford, UK. 256 pp.
- Manion P. 1991. Tree disease concepts. Prentice Hall. Englewood Cliffs. 402 p.
- Manzanilla, B. H. 1980. Los sitios permanentes de investigación silvícola del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales (INIF). Inédito. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos/Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). México. 68 pp.
- Mendoza B., M. A. 1993. Conceptos Básicos de Manejo Forestal UTEHA NORIEGA. Editores. México. 161 p.
- Monroy R., C. y Návar C., J. J. 2004. Ecuaciones de aditividad para estimar componentes de biomasa de *Hevea brasiliensis* Muell. Arg., en Veracruz, México. Madera y Bosques 10(2):29-43.
- Mendoza B., M. A. 1993. Conceptos Básicos de Manejo Forestal UTEHA NORIEGA. Editores. México. 161 p.
- Mery, G., and M. Kanninen. 1998. Las plantaciones forestales y el secuestro de carbono en Chile. Primer Congreso Latinoamericano IUFRO Valdivia Chile 1998. 14p.
- Moreno, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manual y Tesis SEA. Editado por Cooperación Iberoamericana (CYTED), UNESCO (ORCYT) y SEA. Vol. 1. Pachuca, Hidalgo, México. 83p.

- Monserud R.A., Simulation of forest tree mortality, For. Sci. 22 (1976).
- Montes de Oca-Cano, E.; García-Ramírez, P.; Nájera-Luna, J. A. y Méndez-González, J. 2009. Ajuste de ecuaciones de biomasa para *Pinus duranguensis* (Martínez M.) en la región de El Salto, Durango. Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente. México. 15 (1):59-64.
- Mostacedo, B. y Fredericksen, T.S. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. BOLFOP; Santa Cruz, Bolivia. 87p.
- Motz, K., Sterba, H., & Pommerening, A. 2010. Sampling measures of tree diversity. Forest Ecology and Management, 260(11), 1985-1996.
- Muños, 2006. Análisis de modelos de predicción del rendimiento, mortalidad e incorporación en bosques mezclados del San Dimas, Dgo. Tesis maestría Facultad Ciencias Forestales UJED.
- Nabuurs, G.J. y G.M.J. Mohren. 1993. Carbon fixation through forestation activities: A study of the carbon sequestering potential of selected forest types. Commissioned by the Foundation Face. Report IBN 93/4. Institute for Forestry and Nature Research, Forests Absorbing Carbondioxyde Emission. Holanda. 206 p.
- Návar, C. J. J., & González, G. S. 2009. Diversidad, estructura y productividad de bosques templados de Durango, México. Polibotánica, (27), 71-87 URL: <http://redalyc.uaemex.mx/pdf/621/62111396005.pdf>.
- Neumann, M., & Starlinger, F. 2001. The significance of different indices for stand structure and diversity in forests. Forest Ecology and Management, 145(1), 91-106. doi: 10.1016/S0378-1127(00)00577-6.
- Nilsson S. and W. Schopfhauser. 1995 The carbon-sequestration potential of a global afforestation program. Climatic Change 30: 267-293
- Oliver, C.D. y B.C. Larson. 1996. Forest Stand Dynamics. John Wuley & Sons. New York, USA. 520 p.
- Onaindia, M., I. Domínguez, I. Albizu, C. Garbisu and I. Amezaga. 2004. Vegetation diversity and vertical structure as indicators of forest disturbance. Forest Ecology and Management 195: 341-354.

- Ordóñez J. A., B. J. De Jong, y O. Maser. 2001. Almacenamiento de carbono en un bosque de *Pinus pseudostrobus* en Nuevo San Juan, Michoacán. *Madera y Bosques* 7: 27-47.
- Ozdemir, I., Ozkan, K., Mert, A., Ozkan, U. Y., Senturk, O., & Alkan, O. 2012. [Mapping forest stand structural diversity using RapidEye satellite data].
- Päivinen, R., H. Gyde L., S. Poso y T. Zawila-Nieszwiecki. 1994. Directrices internacionales de IUFRO para la monitorización de los recursos forestales. Unión Internacional de Institutos de Investigación Forestal. IUFRO World Series Vol. 5. Viena, Austria. pp. 55-97.
- Palahí, M., Pukkala, T., Miina, J., & Montero, G. (2002). Individual-tree growth and mortality models for Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in northeast Spain. *HAL*, 60(1): 1-10.
- Palahí, M., Pukkala, T., Miina, J., Montero, G., 2003. Individual-tree growth and mortality models for Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in north-east Spain. *Ann. For. Sci.* 60, 1–10.
- Pan, Y., R. A. Birdsey, J. Fang, R. Houghton, P. E. Kauppi, W. A. Kurz, O. L. Phillips, A. Shvidenko, S. L. Lewis, J. G. Canadell, P. Ciais, R. B. Jackson, S. W. Pacala, A. D. McGuire, S. Piao, A. Rautiainen, S. Sitch, and D. Hayes. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333: 988-993.
- Panel Intergubernamental del Cambio Climático (PICC). 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. PICC. Ginebra, Suiza. 104 p.
- Parresol, B. R. 1999. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. *Forest Science* 45(4), 573-593.
- Peet, R.K., Christensen, N.L., 1987. Competition and tree death. *Bioscience* 37, 586–595.
- Peng C., Growth and yield models for uneven-aged stands: past, present and future, *For. Ecol. Manage.* 132 (2000) 259–279.

- Peña, C. 2003. Changes in forest structure and species composition during secondary forest succession in the Bolivian Amazon, *Biotropica* 35: 450-461.
- Palma M.A.A. 2011. Estimación de biomasa y carbono de *Pinus pseudostrobus* en San José del Rincón, Estado de México. Tesis, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Pham, A. T., D. Grandpré D., y S. Gauthier. 2004. Gap dynamics and replacement patterns in gaps of the northeastern boreal forest of Quebec. *Can. J. For. Res.* 34:353-364.
- Pimienta de la T., D. J.; Domínguez C., G.; Aguirre C., O.; Hernández, F. J. y Jiménez P., J. 2007. Estimación de biomasa y contenido de carbono de *Pinus cooperi* Blanco, en Pueblo Nuevo, Durango. *Madera y Bosques*. México. 13 (1): 35-46.
- Pienaar L.V., Shiver B.D., Survival functions for site-prepared slash pine plantations in the flatwoods of Georgia and northern Florida, *South. J. Appl. For.* 5 (1981) 59–62.
- Pienaar L.V., Page H., Rhoney J.W., Yield prediction for mechanically site-prepared slash pine plantations, *South. J. Appl. For.* 14 (1990) 104–109.
- Prasad, V., Álvarez-González, J. G., y García, O. (2014). Developing a dynamic growth model for teak plantations in India. *Forest Ecosystems*, 1(1), 1-10.
- Prodan, M.; Peters, R.; Cox, F.; Real, P. 1997. *Mensura Forestal. Serie de investigación y educación en desarrollo sostenible / IICA*. San José, Costa Rica. 561 p.
- Ramírez S., R. 2006. Efecto de la aplicación de dos métodos de regeneración sobre la estructura, diversidad y composición de un bosque de pino encino en la Sierra Juárez de Oaxaca, México. Tesis de maestría CATIE. Turrialba, Costa Rica. 97 p.
- Reyes-Hernández, V., & Comeau, P. G. (2014). Survival probability of white spruce and trembling aspen in boreal pure and mixed stands experiencing self-thinning. *Forest Ecology and Management*. S/n: 1-9.

- Rodríguez, R., J. Jiménez, O. Aguirre y E. Treviño. 2006. Estimación del carbono almacenado en un bosque de niebla en Tamaulipas, México. *Ciencia UANL* 9 (2): 179-188.
- Rodríguez-Laguna, R; Jiménez-Pérez, J.; Aguirre-Calderón, O.; Jurado-Ybarra, E. 2007. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa aérea en especies de encino y pino en Iturbide, N. L. *Ciencia Forestal en México* 32 (101): 39-56.
- Royo-Martínez, G. E.; Jasso-Mata, J.; Vargas-Hernández, J. J.; Palma-López, D. J. y Velázquez-Martínez, A. 2005. Biomasa aérea en plantaciones comerciales de hule (*Hevea brasiliensis* Mull. Erg.) en el estado de Oaxaca, México. *Agrociencia. Colegio de Postgraduados. Texcoco, México.* 39(4):449-456.
- Rosa, H.; Kandel, S. y Dimas, L. 2004. Compensación por servicios ambientales y comunidades rurales. PRISMA-INE-CCMSS. México. pp. 21-23.
- Rotty, R.M., G. Marland. 1986. Production of CO₂ from fossil fuel burning by fuel type, 1860-1982. Report NDP-006. Carbon Dioxide Information Center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.
- Sánchez R., E. V., L. López M., E. García M., y R. Cuevas G. 2003. Estructura y composición florística y diversidad de especies leñosas de un bosque Mesófilo de Montaña en la sierra de Manantlán, Jalisco. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 73:17-34.
- Sanquetta R., C.; Farinha W., L.; Arce E., D. 2002. Ecuaciones de biomasa aérea y subterránea de *Pinus taeda* en el sur del estado de Paraná, Brasil. *Patagonia Forestal* (8)1: 1-9.
- Santa Regina, I. 2000. Biomass estimation and nutrient pools in four *Quercus pyrenaica* in Sierra de Gata Mountains, Salamanca, Spain. *Forest Ecology and Management* 132:127–141.
- Santiago P., A. L., E. J. Jardel P., R. Cuevas G. y F. M. Huerta M. 2009. Vegetación de bordes en un bosque mesófilo de montaña del occidente de México. *Bol. Soc. Bot. Mex.* 85: 31-49.

Saravanan, S., Ravichandran, K., Balasubramanian, A., & Paneerselvam, K.
2013.

- Savedra-Romero L., Alvarado-Rosales D., Vargas-Hernández J. y Hernández-Tejeda T. 2003. Análisis de la precipitación pluvial en bosques de *Abies religiosa* (HBK.) Schlecht. et Cham., en el sur de la ciudad de México. *Agrociencia serie Recursos Naturales Renovables* 1: 57-64.
- Schroeder, P. R. K. Dixon y J. K. Winjum. 1993. Ordenación forestal y agrosilvicultura para reducir el dióxido de carbono atmosférico. *Unasylva* 173 Vol 44 52-60.
- Schroeder, P., S. Brown, J. Mo, R. Birdsey, and C. Cieszewski. 1997. Biomass estimation for temperate broadleaf forest of the United States using inventory data. *For. Sci.* 43 (3) 424-434.
- Schulze, E. D., Ch. Wirt y M. Heimann. 2000. Managing forest after Kyoto. *Science* 289(5487):2058-2059.
- SEMARNAT, 2011. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Anuario estadístico de la producción forestal 2009. México. <http://www.semarnat.gob.mx/temas/gestionambiental/forestalsuelos/Anuarios/>.
- SEMARNAT. 2014. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Anuario estadístico de la producción forestal 2013. México. http://www.semarnat.gob.mx/sites/default/files/documentos/forestal/anuarios/anuario_2013.pdf (12 de diciembre de 2014).
- Serrano, L.; Pardos, J. A.; Pugnaire, F. I. y Domingo F. 1995. Absorption of radiation, photosynthesis, and biomass production in plants. In: *Handbook of plant and crop physiology*. Marcel Dekker. USA. Pp. 243-256.
- Shand, E. 1996. Biodiversidad y retención de carbono. XII Congreso Mundial Forestal, Antalya Turquía .143.
- Shannon C. 1948. The mathematical theory of communication. En: *The mathematical theory of communication*. Shannon C.E. & Weaver W. (Ed). Univ. of Illinois Press Urbana. p. 29-125.
- Sheil, D., S. Jennings and P. Savill. 2000. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo: a Ugandan rain forest. *Journal of Tropical Ecology*. 16:765-800.

- Simula, M. 2001. Comercio y medio ambiente en la producción forestal (D. D. s. D. M. ambiente, Trans.) (2001 ed., pp. 45). Washington, D.C.: Inter-American Development Bank.
- Smith, D. M., B. C. Larson., M. J. Kelty y P. J. Kelty y P. M. S. Ashton. 1996. The Practice of Silviculture: Applied Forest Ecology. 9a. Ed. John Wiley & Sons, Nueva York, EUA. 537 p.
- Solís, M. R., Aguirre, C. Ó. A., Treviño, G. E. J., Jiménez, P. J., Jurado, Y. E., & Corral, R. J. 2006. Efecto de dos tratamientos silvícolas en la estructura de ecosistemas forestales en Durango, México. *Madera y Bosques*, 12(2), 49-64.
- Son, Y., H. Park, M. Yi, H. Jin, D. Y. Kim, R. Kim and J. Hwang. 2004. Biomass, production and nutrient distribution of a natural oak forest in central Korea. *Ecological Research* 19:21–28.
- Stamm, A. J. 1964. Wood and Cellulose Science. The Ronald Press Company, N. Y. 549 pp.
- Steinlin, H. 1984. The forest resources of the earth. *Plant Research and Development*. Vol (20) 74-92.
- Structure and floristic composition of tree diversity in Andaman tropical evergreen forest of middle Andaman, India. *Indian Journal of Forestry*, 36(2), 167-171.
- Thurnher C., Astrup R, Sjølie H. K. y Hasenauer. 2016. Comparison of mortality models for Norwegian tree species. *Austrian Journal of Forest Science* - 63-86.
- Tomé M., Falcao A., Amaro A., Globulus V1.0.0: A regionalized growth model for eucalypt plantations in Portugal, in: Ortega A., Gezan S. (Eds.), *Proceedings of the 5–7 September IUFRO Conference: Modelling growth of fast-grown tree species*, 1997, pp. 138–145.
- Torres R., J. M. y Guevara S., A. 2002. El potencial de México para la producción de servicios ambientales: captura de carbono y desempeño hidráulico. *Gaceta Ecológica*. INE. México. 63:40-59.

- Valenzuela H., T. 2001. Estimación de secuestro de carbono en bosques naturales de oyamel (*Abies religiosa*) en el sur del Distrito Federal. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 127 p.
- Valsta, L.T., 1993. Stand Management optimization based on growth simulators. The Finnish Forest Research Institute, Research Papers 453.51 + 81 pp.
- Valles, G. A. G. y Quiñones, CH. A. 2004. Manual para el establecimiento de sitios permanentes de investigación silvícola (SPIS) en bosques naturales. Folleto Científico Núm. 22. CEVAG – INIFAP. SAGARPA. 36p.
- Vanclay, J.K., 1994. Modelling forest growth and yield. Applications to mixed tropical forest. CAB International, Wallingford, UK.
- Vanclay, J.K.. 1995. Growth models for tropical forest: a synthesis of models and methods. For. Sci. 41, 7–42.
- Vargas-Larreta, Benedicto; Álvarez-González, Juan G.; Corral-Rivas, J. Javier y Aguirre Calderón, Óscar A. Construcción de curvas dinámicas de índice de sitio para *Pinus cooperi* blanco. Revista Fitotecnia Mexicana 2010, vol. 33. ISSN 0187-7380.
- Vargas-Larreta, B., Corral-Rivas, J. J., Aguirre-Calderón, O. A., López-Martínez, J. O., Santos-Posadas, H. M., Zamudio-Sánchez, F. J.,... Aguirre-Calderó, C. G. (2017). SiBiFor: Forest Biometric System for forest management in Mexico. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, 23(3), 437-455. doi: 10.5154/r.rchscfa.2017.06.040
- Vázquez C., V. F. 2013. Estructura composición y diversidad arbórea en área de manejo forestal de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. Tesis de Licenciatura UNSIJ. Oaxaca México. 102 p.
- Veblen T, C Donoso, T Kitzberger, A Rebertus. 1996. Ecology of southern Chilean and Argentinean Nothofagus forests. In Veblen T, R Hill, J Read eds. The Ecology and Biogeography of Nothofagus Forests. Yale University Press, New Haven, Connecticut, p. 293-353.

- Veblen T, D Lorenz. 1988. Recent vegetation changes along the forest/steppe ecotone in northern Patagonia. *Annals of the Association of American Geographers* 78: 93-111.
- Veblen T, T Kitzberger, R Villalba. 2004. Nuevos paradigmas en ecología y su influencia sobre el conocimiento de la dinámica de los bosques del sur de Argentina y Chile. In Arturi M, J Frangí, J Goya eds. *Ecología y Manejo de Bosques de Argentina*. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina, p. 1-48.
- Velásquez, A., J. F. Mas, J. R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P. C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra y J. L. Palacio. 2009. *Bosques Mexicanos*. World Wildlife Fund. México, D.F. México.
- Vidal, A.; Benítez, J. Y.; Carlos, R. y Gra, H. 2004. Estimación de la biomasa de copa para árboles en pie de *Pinus caribaea* var. *caribaea* en la E.F.I. La Palma de la Provincia de Pinar del Río, Cuba. Quebracho. *Revista de Ciencias Forestales*. Universidad Nacional de Santiago de Estero. Santiago de Estero, Argentina. 11:60-66.
- Villalba R, T Veblen. 1998. Influences of large-scale climatic variability on episodic tree mortality at the forest-steppe ecotone in northern Patagonia. *Ecology* 79: 2624-2640.
- Walker, W., A. Baccini, M. Nepstad, N. Horning, D. Knight, E. Braun, y A. Bausch. 2011. *Guía de Campo para la Estimación de Biomasa y Carbono Forestal*. Versión 1.0. Woods Hole Research Center, Falmouth, Massachusetts, USA.
- Wehenkel, C., Corral-Rivas, J. J., & Gadow, K. V. 2014. Quantifying differences between ecosystems with particular reference to selection forests in Durango/Mexico. *Forest Ecology and Management*, 316, 117-124.
- White, A.; Cannel, M. G. R; Friend, A. D. 2000. CO₂ stabilization, climate change and terrestrial carbon sink. *Global Change Biology* 6(7): 817-833.

- Wang, R., T. Letchford, P. Corneau and J. Kimmins. 2000. Above- and below-ground biomass and nutrient distribution of a paper birch and subalpine fir mixed-species stand in the sub-boreal spruce zone of British Columbia. *Forest Ecology and Management* 130:17–26.
- Woollons, R.C., 1998. Even-aged stand mortality estimation through a two-step regression process. *For. Ecol. Manage* 105, 189–195.
- Wykoff, W.R., N.L. Crookston y A.R. Stage. 1982. User's guide to the stand prognosis model. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-133.
- Xiao, C.-W., J. C. Yuste, I. A. Janssens, P. Roskams, L. Nachtergale, A. Carrara, B. Y. Sanchez, and R. Ceulemans. 2003. Above- and belowground biomass and net primary production in a 73-year-old Scots pine forest. *Tree Physiology* 23(8): 505-516.
- Zacarías E., L. E., G. Cornejo-Tenorio, J. Cortés-Flores, N. González-Castañeda y G. Ibarra-Manríquez. 2011. Composición, estructura y diversidad del cerro El Águila, Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 854-869.
- Zamora C., J.C. 2003. Estimación del contenido de carbono en biomasa aérea en el bosque de pino del ejido “La Majada” municipio de Periban de Ramos, Michoacán. Tesis de Licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Michoacán, México. 47 p.
- Zepeda B., M; Domínguez, A. 1998. Niveles de incremento y rendimiento maderable de poblaciones naturales de *Pinus arizonica* Engl., en El Poleo, Chihuahua. *Madera y Bosques*, 4: 27-39.
- Zunino C.A., Ferrando M.T., Modelación del crecimiento y rendimiento de plantaciones de *Eucalyptus* en Chile. Una primera etapa, in: Ortega A., Gezan S. (Eds.), *Proceedings of the 5–7 September IUFRO Conference: Modelling growth of fast-grown tree species*, 1997, pp. 155–164.