

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

Departamento de Ciencias Básicas



**Valor ecológico y capacidad germinativa de especies arbustivas y arbóreas
como alternativa de restauración integral en áreas degradadas por incendios
en bosques templados.**

PROYECTO FINAL DE MAESTRIA

Como requisito para obtener el grado de:

MAESTRIA EN RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

PRESENTADA POR:

ALDO TOVAR CÁRDENAS

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

Departamento de Ciencias Básicas

**Valor ecológico y capacidad germinativa de especies arbustivas y arbóreas
como alternativa de restauración integral en áreas degradadas por incendios
en bosques templados.**

PROYECTO FINAL DE MAESTRIA

Como requisito para obtener el grado de:

MAESTRIA EN RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

PRESENTADA POR:

ALDO TOVAR CÁRDENAS

COMITÉ DE PROYECTO

Dr. Homero Alejandro Garate Escamilla

Director de proyecto

Dr. Enrique Jurado Ybarra

Asesor de proyecto

Dr. Mauricio Cotera Correa

Asesor de proyecto

Dedicatoria

A mis padres, hermanas y todos mis seres queridos.

Agradecimientos

Al consejo nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico que me fue otorgado a través de la beca nacional.

Al Dr. Homero por aceptar ser mi director de proyecto, por brindarme su amistad, el apoyo y los valiosos consejos que fueron claves para la realización de esta investigación.

Al Dr. Enrique por su gran apoyo, consejos, sugerencias, amistad y regaños que forjaron una parte de mi persona y carrera.

Al comité de proyecto, Dr. Mauricio, que con sus comentarios y sugerencias ayudaron a mejorar dicha investigación.

A mis padres Aldo Tovar y Nora Cárdenas, que sin sus consejos y apoyo nada de esto hubiera sido posible.

A mis hermanas Maya, Elvia y Edit por su gran apoyo incondicional.

A todos mis preciados amigos y colegas (Abimael, Filiberto, Mayela, Jorge, Carlos, Mayra, Melvin), que me apoyaron hasta el último momento en la realización de esta investigación.

A Marycielo por ser una estupenda amiga y pareja, que me apoyo en todo momento desde el inicio del posgrado, soportándome en cada una de mis etapas.

A todas aquellas personas que no fueron mencionadas.

ÍNDICE

1. Introducción.....	7
2. Antecedentes	8
3. Problemática del sitio restaurado	10
3.1. Justificación	11
4. Hipótesis	11
5. Objetivo.....	12
5.1. Objetivos específicos	12
6. Metodología	13
6.1. Área de estudio	13
6.2. Sitios de muestreo	14
6.3. Identificación de especies y toma de datos	14
6.4. Importancia ecológica	15
6.5. Índices de diversidad.....	16
6.6. Comparación germinativa	17
6.6.1. Métodos de colecta y extracción de semillas	17
6.6.2. Pruebas de germinación.....	18
6.7. Análisis estadístico.....	19
7. Resultados	20
7.1. Valor de importancia.....	20
7.1.1. Abundancia relativa (Ar)	20
7.1.2. Dominancia relativa (Dr)	20
7.1.3. Frecuencia relativa (Fr)	20
7.1.4. Índice de Valor de Importancia	20
7.2. Índices de diversidad.....	21
7.3. Germinación	22
7.3.1. Porcentaje de germinación.....	22
7.3.2. Velocidad de germinación	22
8. Discusión	23
9. Conclusiones.....	26
10. Recomendaciones	26
11. Bibliografía	28

Índice de figuras

Fig. 1. Mapa del área de estudio en la localidad El Tejocote.	13
Fig. 2. Ubicación de los sitios de muestreo.	14

Índice de tablas

Tabla 1. Parámetros ecológicos de las especies muestreadas.	21
Tabla 2. Valores de los Índices de diversidad de Margalef, de Simpson y de Shannon-Weiner.	22
Tabla 3. Porcentajes de germinación y velocidad de germinación de las especies utilizadas. Letras diferentes indican diferencias entre medias. Letras similares indican semejanzas entre medias.	23

1. Introducción

México es poseedor de una gran variedad de factores ambientales que favorecen los escenarios adecuados para que se desarrollen la gran mayoría de ecosistemas conocidos en el mundo (Rzedowski, 2006; SEMARNAT, 2022). En este contexto, los bosques templados (BT) ocupan el 15% del territorio mexicano, éstos son ecosistemas de gran importancia debido a la diversidad de especies que lo componen, así como los servicios ecosistémicos que proveen (CONAFOR, 2009; Aguirre, 2015). Los BT suministran múltiples recursos forestales que además aportan más del 1% del Producto Interno Bruto (PIB) del país, además, aportan servicios culturales como belleza escénica o actividades recreativas (CONAFOR, 2015; Galicia *et al.*, 2018; SEMARNAT, 2018; FAO, 2022).

La destrucción de los ecosistemas es un grave problema que ocurre en todo el mundo, siendo las actividades humanas el origen principal de su deterioro que, además, contribuyen de manera negativa al aumento significativo del cambio climático, (CONAFOR, 2009; IPBES, 2018; Fog Corradine, 2018). Estas actividades que dañan progresivamente cualquier tipo de ecosistema son denominadas degradación ambiental (SEMARNAT, 2018). La degradación ambiental se define como el deterioro, la alteración o modificación del medio a causa del uso inadecuado de los recursos naturales, ocasionando la pérdida de un ecosistema y provocar más eventos destructivos (Lavell, 1996; Zurrita *et al.*, 2015).

En relación con lo anterior, México se encuentra entre los países con el mayor índice de degradación de bosques templados a nivel mundial; las principales causas de esta degradación son la tala desmedida e ilegal, la aparición de plagas y enfermedades y los incendios forestales (CONAFOR, 2009; Pausas y Keeley, 2009; Goldstein *et al.*, 2011). Los incendios forestales son fuegos descontrolados que afectan la flora y la fauna de un ecosistema, se pueden producir de diversas formas, por ejemplo; ser causados intencionalmente, por malas prácticas de distintas actividades, por accidentes y suscitarse de manera natural como parte de los

procesos ecológicos del ecosistema (Pausas, 2012; Gobierno de Canarias, 2022; CNE, 2022). Sin embargo, el 99% de los incendios son de origen antrópico (CONAFOR, 2010).

La incidencia de los incendios forestales en los bosques templados puede provocar daños irreversibles debido al tiempo que demora el ecosistema en regenerarse, llegando a tardar hasta 50 años de manera natural, ya que en este tipo de ecosistemas el crecimiento de la vegetación suele ser lento (CONAFOR, 2010). Asimismo, después de sucedido un incendio, el ecosistema queda en un estado frágil en el cual el suelo suele quedar sin cobertura vegetal induciendo a la erosión, a perder la capacidad de infiltración del agua, al desplazamiento de la fauna nativa, así como a cambios en las condiciones climáticas del sitio (Figuerola *et al.*, 2020).

La restauración ecológica (RE) aparece como una necesidad por conservar y recuperar el valioso recurso natural del mundo y tiene como objetivo revertir los efectos degradantes causados por el ser humano como la erosión, la deforestación, incendios forestales, sobrepastoreo, o cualquier actividad que ocasione algún daño al medio (SER, 2004). En el caso específico de retención de suelos y control de la erosión, se utilizan las reforestaciones, las zanjas bordo, zanjas trincheras, terrazas, terrazas individuales, barreras de piedra, barreras de material vegetal muerto, cercos vivos, cortinas rompevientos, sistemas agroforestales, taludes, presa de piedra con alambre, presas de morillos y de gaviones, entre muchas otras (CONAFOR, 2018). Es necesario mencionar que, la reforestación de un área supone múltiples beneficios al reconstruir los servicios ecosistémicos de regulación, de abastecimiento, de apoyo y los culturales que, al final dan como resultado la recuperación de las condiciones ambientales naturales (Ruiz, 2002; FAO, 2022).

2. Antecedentes

En México, los bosques templados (BT) pertenecen a una reducida lista de ecosistemas con prioridad para restaurar en caso de sufrir algún tipo de degradación, los otros ecosistemas pertenecientes a esta reducida lista son; las

selvas tropicales, los manglares y las zonas áridas (CONAFOR, 2009). En este contexto, un territorio de bosque templado que forma parte de las muchas áreas prioritarias del país para aplicar programas de reforestación, como estrategia de restauración ecológica, es el Parque Nacional Cumbres de Monterrey (PNCM), N.L. (CONAFOR, 2009). El PNCM fue proclamado como Área Natural Protegida (ANP) en 1939, esto se debió a la presión que estaba pasando el parque por consecuencia de las actividades humanas que se estaban realizando sin control alguno (ganadería, agricultura, silvicultura y el crecimiento urbano) (CONANP, 2006). Esta ANP, es considerada como un importante proveedor de servicios ecosistémicos (Cantú *et al.*, 2013; Uvalle-Sauceda *et al.*, 2013; Fig. 1c). Sin embargo, los recursos naturales del parque, así como los servicios mencionados, se han visto gravemente dañados debido a las diversas actividades recreativas dentro del ANP, a la expansión de los asentamientos humanos y a los incendios forestales causados (Fueyo-Mac Donald, 2013).

Existen múltiples instituciones y organizaciones con el enfoque en el desarrollo sustentable, la conservación y restauración de los recursos naturales, que se encargan de los programas de reforestación en Nuevo León, los más destacables son: Coca cola, Pronatura Noreste, Amigos de la Sierra, CONAFOR, CONANP, Pepsico, The Nature Conservancy (TNC), entre otras. Esta última, es una organización mundial fundada en 1951 que cuenta con un amplio personal de científicos capacitados, TNC fomenta el desarrollo sustentable, el combate contra el cambio climático y la conservación y restauración de los ecosistemas (The Nature Conservancy, 2022a). Actualmente TNC se encarga de proteger más de 50 millones de hectáreas de territorio. En México, TNC se hace cargo de conservar y restaurar más de 3.5 millones de hectáreas (The Nature Conservancy, 2022b). Además, actualmente esta organización es la encargada de proporcionar los recursos económicos al proyecto de restauración del bosque templado en el PNCM.

Para las obras de reforestación del BT, las instituciones y organizaciones mencionadas anteriormente se centran en la producción de múltiples especies nativas, tales como;

- **Especies del género Pinus:** *Pinus ayacahuite*, *Pinus cembroides*, *Pinus devoniana*, *Pinus douglasiana*, *Pinus greggii*, *Pinus pseudostrobus*, *Pinus montezumae*, *Pinus oaxacana*, *Pinus oocarpa*, *Pinus patula*;
- **Especies del género Quercus:** *Quercus rugosa* y *Quercus microphylla*;
- **Otras especies:** como *Abies religiosa*, *Agave spp.*, *Cupressus lindleyi* y *Fraxinus uhdei*.

Adicionalmente, para evitar, reducir y revertir los efectos degradantes que causan la erosión, se recurre a las obras de conservación de suelos, con el propósito de reducir el desplazamiento y la velocidad de las partículas del suelo. Una de las técnicas comúnmente utilizadas después de suscitado un incendio son las barreras hechas con el material vegetal muerto situadas en las curvas a nivel, ya que para su elaboración se aprovechan los restos de los árboles que ya están muertos (troncos y ramas) (Vázquez Ruiz, 2011; CONAFOR, 2018).

En Nuevo León, las diversas instituciones encargadas de los proyectos de reforestación comúnmente utilizan plántulas de *Pinus pseudostrobus* para restaurar las áreas del BT degradadas por incendios que, en múltiples ocasiones no logra las metas deseadas de sobrevivencia (Sigala *et al.*, 2015). En este sentido, identificar el valor ecológico de otras especies del bosque templado es necesario para fomentar el uso de especies nativas que consoliden los servicios ecosistémicos e incrementan las tasas de sobrevivencia de las reforestaciones.

3. Problemática del sitio restaurado

El Parque Nacional Cumbres de Monterrey (PNCM) históricamente ha sufrido múltiples incendios que en su mayoría son por causa antrópica, dejando como consecuencia graves daños en el ecosistema. En marzo del año 2021 en el PNCM

ocurrió un incendio forestal que arrasó con más de 8 mil hectáreas. Tal incendio dañó una gran porción del bosque templado del parque, así como las viviendas de los habitantes de las localidades aledañas. Este suceso provocó la degradación del suelo (erosión) ocasionada por la ausencia de cobertura vegetal y de los servicios ecosistémicos, la pérdida de especies vegetales que se encuentra en algún riesgo de conservación, deterioro de la calidad de vida de las personas, entre otras.

Aunado a los incendios, se encuentra el frecuente uso de especies que no son nativas y/o dominantes en el BT perteneciente al PNCM, un ejemplo claro es la utilización de *Pinus pseudostrobus* en obras restauración ecológica del mismo ecosistema. De esta forma, las consecuencias que deja emplear este tipo de prácticas provocan la exclusión de especies que ofrecen iguales o mayores beneficios al ecosistema.

Es por tal motivo que, fomentar el uso de las especies que representen un valor ecológico mayor es lo más idóneo para facilitar y mejorar las obras de restauración del bosque templado, así como también minimizar los costos del proyecto.

3.1. Justificación

A mediados del año 2021, en la localidad El Tejocote en Santiago N.L., perteneciente al Parque Nacional Cumbres de Monterrey aconteció un incendio de gran magnitud que degradó significativamente los terrenos pertenecientes a comunidad.

Actualmente ya se están realizando acciones de restauración ecológica en algunas áreas de la localidad El Tejocote mediante la implementación de obras de retención de suelo y reforestaciones con *Pinus pseudostrobus*.

4. Hipótesis

Las especies arbustivas y arbóreas del bosque templado poseen el mismo o mayor valor ecológico que el *Pinus pseudostrobus* para la restauración ecológica.

5. Objetivo

El objetivo del proyecto es identificar las especies arbóreas más adecuadas para la reforestación e identificar las especies arbustivas más idóneas para retener suelo en un área del bosque templado restaurada con *Pinus pseudostrobus* afectada por incendios en la localidad el Tejocote en Santiago, N.L.

5.1. Objetivos específicos

- 1)** Determinar la diversidad, abundancia, dominancia, frecuencia e Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies arbustivas y arbóreas de la comunidad El Tejocote.
- 2)** Determinar el porcentaje de germinación de siete especies arbustivas y arbóreas del bosque templado.
- 3)** Identificar que especies son más fáciles de producir en condiciones de vivero.

6. Metodología

6.1. Área de estudio

El estudio se realizó en un área de 10 hectáreas incendiada de bosque templado de la localidad El Tejocote (localizada en las coordenadas $25^{\circ}19'54.551''N$ y $100^{\circ}15'09.236''W$ a 1905 metros sobre el nivel del mar con una temperatura y precipitación promedio de $13^{\circ}C$ y 640 mm respectivamente) en la Laguna de Sánchez en Santiago N.L., que forma parte del Parque Nacional Cumbres de Monterrey (Fig. 1d; Cantú *et al.*, 2013; INEGI, 2022).

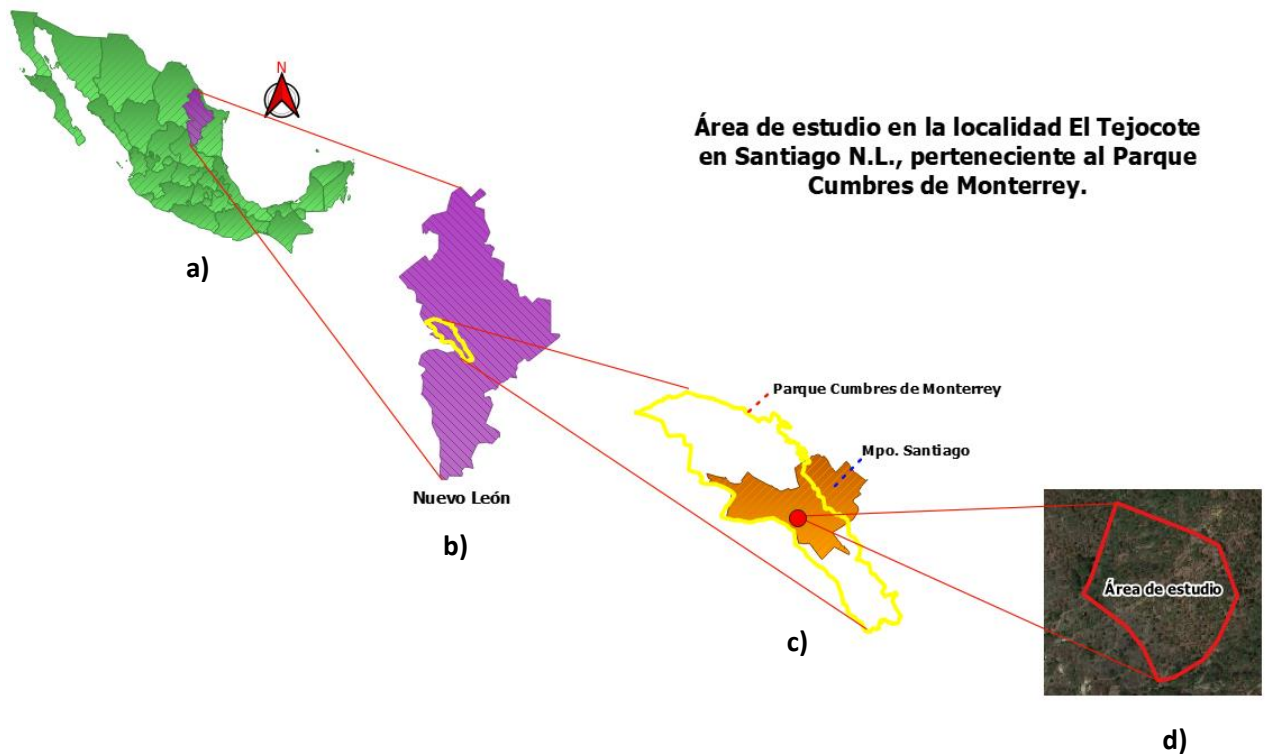


Fig. 1. Mapa del área de estudio en la localidad El Tejocote.

6.2. Sitios de muestreo

Para comprobar el valor ecológico de las especies se realizó un muestreo del área de estudio ubicada en la localidad el Tejocote, en el que se establecieron 10 sitios circulares de 10 x 10 m equivalentes a 100m², con una separación mínima de 20 m entre cada sitio (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2011). Los sitios se ubicaron de manera aleatoria en el polígono (Fig. 2).

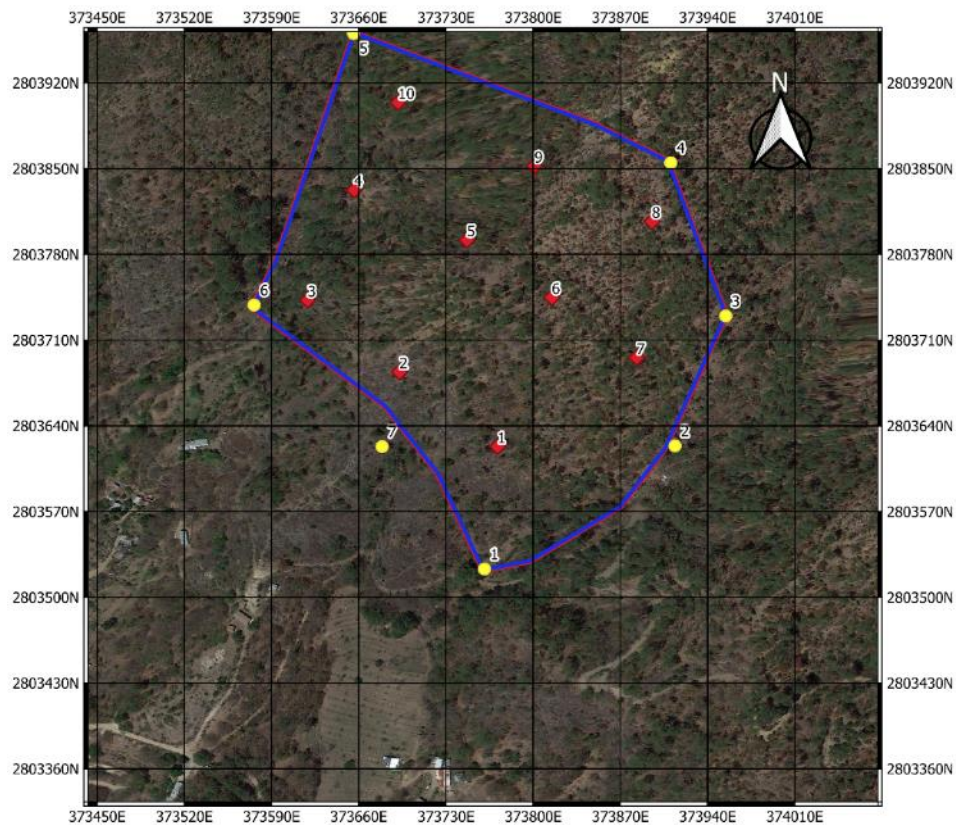


Fig. 2. Ubicación de los sitios de muestreo.

6.3. Identificación de especies y toma de datos

Una vez seleccionados las áreas de muestreo en campo, se realizó un censo para identificar las especies arbóreas y arbustivas presentes en los sitios. A cada individuo se le tomó el diámetro de fuste, la altura y el diámetro de copa de norte a sur y este a oeste. Las especies encontradas fueron *Pinus pseudostrabus* (Pino

blanco), *Pinus teocote* (Pino azteca), *Arbutus xalapensis* (Madroño), *Rhus virens* (Lantrisco), *Juniperus flaccida* (Cedro), *Quercus laeta* (Encino blanco) y *Agave scabra* (Agave).

6.4. Importancia ecológica

Para conocer el valor de importancia de las especies nativas del sitio fue necesario calcular el Índice de Valor de importancia (IVI). En este sentido, al utilizar dicho método, será posible identificar de manera precisa la contribución de las especies al ecosistema (Cottam y Curtis, 1956; Magurran, 2004). El cálculo del IVI (Fórmula 1) se realiza con la sumatoria de abundancia relativa (Ar ; Fórmula 2), dominancia relativa (Dr ; Fórmula 3) y frecuencia relativa (Fr ; Fórmula 4) (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2011; Campo y Duval, 2014).

Fórmula 1.

$$IVI = \frac{\sum_{i=1}^n (AR_i, DR_i, FR_i)}{3}$$

Donde IVI es el Índice de Valor de importancia, Ar es la Abundancia, Dr es la dominancia y Fr es la Frecuencia de las especies.

Fórmula 2.

$$A = \left(\frac{\text{No. de individuos de la especie}}{\text{No. total de todas las especies}} \right) \times 100$$

$$Ar = \left(\frac{n}{N} \right) \times 100$$

Donde Ar es abundancia relativa, n es el número de individuos de la especie, N es el número total de todas las especies.

Fórmula 3.

$$D = \left(\frac{\text{Área de copa de la especie}}{\text{Área de copa de todas las especies}} \right) \times 100$$

$$Dr = \left(\frac{i}{N} \right) \times 100$$

Donde Dr es dominancia relativa, i es el área de copa de la especie y N es el área de copa total de todas las especies.

Fórmula 4.

$$F = \left(\frac{\text{No. de parcelas con la especie}}{\text{No. de parcelas muestreadas}} \right) \times 100$$

$$Fr = \left(\frac{n}{N} \right) \times 100$$

Donde Fr es la frecuencia relativa, n es el número de parcelas con la especie, N es el número total de parcelas muestreadas.

6.5. Índices de diversidad

Por medio de la riqueza específica (S) es posible obtener la diversidad de un área con el simple conteo del total de una población, es decir, con un censo de especies de un área determinada (Moreno, 2001). El cálculo de la diversidad es posible medirla a través de diversos índices; a) Índice de Margalef (Formula 5), b) Índice de Simpson (Formula 6), c) Índice de Shannon (Formula 7).

Fórmula 5.

$$D_{MG} = \frac{S - 1}{\ln N}$$

Donde D_{MG} es diversidad de Margalef, S es el número de especies presentes y N es el número total de individuos (Moreno, 2001).

Fórmula 6.

$$\text{Complemento de Simpson} = 1 - \sum p_i^2$$

Donde p_i es la abundancia proporcional a la especie i , es el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra (Moreno, 2001).

Fórmula 7.

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

$$p_i = n_i / N$$

Donde H es el índice de Shannon-Wiener, P_i es la abundancia proporcional de la especie, s es el número total de las especies, \ln es el logaritmo natural, n_i es el número de individuos de la especie i y N es el número total de individuos (Mostacedo y Fredericksen, 2000).

6.6. Comparación germinativa

6.6.1. Métodos de colecta y extracción de semillas

Para todas las especies se colectó germoplasma del suelo del sitio y de conos y frutos aun adheridos a la copa del árbol. A continuación, se describirá detalladamente el proceso de obtención de las semillas de cada especie:

- a) ***Pinus pseudostrobus* y *Pinus teocote***: Los conos fueron colocados en lugares secos y cálidos para facilitar la abertura de los conos. Una vez liberadas las semillas del cono se seleccionaron manualmente.
- b) ***Juniperus flaccida***: Los conos fueron colocados en lugares secos y cálidos para que se secaran. Después, se colocaron contenedor con agua durante

24 horas para suavizar los conos. Por último, se depositaron en un mortero para triturar el fruto y así poder extraer manualmente las semillas.

- c) ***Arbutus xalapensis* y *Rhus virens***: Los frutos se dejaron secar por varios días hasta que la pulpa desapareciera. Posteriormente se depositaron en un mortero para separar la semilla de la cubierta del fruto seco. Ya estando todos los frutos molidos en el mortero, se separaron las semillas de los residuos de los frutos manualmente.
- d) ***Quercus laeta***: La selección de las semillas de encino consistió en separar manualmente las semillas del material vegetal seco como hojas y ramas, ya que no requiere otro tipo de tratamiento.
- e) ***Agave scabra***: El fruto se colocó en un lugar seco y cálido hasta que abriera. Posteriormente se separaron manualmente las semillas de cualquier otro material vegetal muerto.

6.6.2. Pruebas de germinación

Para tener un mejor entendimiento sobre el valor ecológico de las especies, además de los Índices de diversidad, abundancia (Ar), dominancia (Dr), frecuencia (Fr) e Índice de Valor de Importancia (IVI), se optó por realizar pruebas de germinación con semillas colectadas en los sitios de muestreo con la finalidad de conocer el grado de dificultad de obtención de la semilla en campo, los costos de las semillas y producción de las plántulas y los porcentajes de germinación de las semillas. En este contexto, el conocimiento referente a la germinación es fundamental, ya que, mediante este proceso el ser humano es capaz de reproducir cualquier planta en la cantidad deseada, facilitando las tareas de restauración ecológica en los ecosistemas que se encuentren degradados acelerando su recuperación (Villamil y García, 1998).

El montaje del experimento se realizó el 30 de abril de 2022. Para medir la germinación se utilizaron 144 semillas de las 7 especies del bosque templado. Posterior a la colecta, se seleccionaron las semillas que no presentaran ningún tipo

de daño, debido a que la calidad de las semillas es parte fundamental para asegurar la germinación, ya que dichas semillas pueden ser dañadas por bacterias, hongos e insectos (Arguedas y Torres, 1994; Arguedas, 1997; Pachón y Castaño, 1999). Además, se hizo la prueba de flotabilidad para todas las especies para determinar viabilidad de la semilla

De las siete especies utilizadas, solamente las semillas de *Pinus pseudostrobus*, *Pinus teocote*, *Quercus laeta* y *Juniperus flaccida* tuvieron un proceso pregerminativo. Las semillas de *Pinus pseudostrobus* y *P. teocote* fueron sumergidas en agua durante 24 horas, las de *Quercus laeta* se remojaron durante dos horas antes del montaje del experimento. Las semillas de *Juniperus flaccida* se escarificaron con ácido sulfúrico al 100% durante 45 minutos.

Para iniciar el proceso de germinación se colocaron las semillas en charolas de plástico de 288 cavidades con sustrato de tipo vermiculita, por lo tanto, se acomodaron dos especies por charola.

6.7. Análisis estadístico

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de las medias del porcentaje de germinación. Además, se utilizó la prueba de Tukey para comparar las medias de los tratamientos. La diferencia estadística estuvo basada en “**p < 0.05**” señalando que los números son estadísticamente significativos.

7. Resultados

7.1. Valor de importancia

7.1.1. Abundancia relativa (Ar)

Las especies con mayor abundancia relativa (Ar) fueron el Encino blanco (*Quercus laeta*) con 39.08 % (340 individuos/ha) y *Pinus teocote* con 32% (280 individuos/ha), mientras que las especies con menor abundancia relativa fueron el *Pinus pseudostrobus* y el *Juniperus flaccida* ya que obtuvieron 5.75% y 2.3% (50 y 20 individuos/ha) respectivamente. En relación con las especies arbustivas, *Agave scabra* alcanzó 11.49% (100 individuos/ha), *Arbutus xalapensis* y *Rhus virens* 4.6% (40 individuos/ha) (Tabla 1).

7.1.2. Dominancia relativa (Dr)

La Dr en las especies arbóreas fue de 69.1% para el *Pinus teocote*, 11.49% para el *Quercus laeta* y 10.53% para el *Pinus pseudostrobus*. La especie arbustiva con la mayor Dr fue el *Arbutus xalapensis* con 4.7% (Tabla 1).

7.1.3. Frecuencia relativa (Fr)

Respecto a la frecuencia relativa (Fr), las especies arbóreas *Pinus teocote* y *Quercus laeta* obtuvieron 34.6% y 26.9%. Para esta misma categoría, las especies *Pinus pseudostrobus* y *Juniperus flaccida* consiguieron 7.7% y 3.8% respectivamente. Las especies arbustivas *Agave scabra* y *Arbutus xalapensis* alcanzaron 11.5% (Tabla 1).

7.1.4. Índice de Valor de Importancia relativa

En la Tabla 1 se aprecia que, de las especies arbóreas, *Pinus teocote* tuvo la mayor representación ecológica con un Valor de Importancia (IVI) de 45.57%. La especie *Quercus laeta* tuvo 25.8%. Las especies arbustivas con el mayor peso ecológico fueron el *Agave scabra* y *Arbutus xalapensis* con 7.9% y 6.9% respectivamente (Tabla 1).

Tabla 1. Parámetros ecológicos de las especies muestreadas.

Nombre común	Especie	No. Individuos	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		Valores de importancia	
			N/ha	Relativa	m2/ha	Relativa	N/Sitio	Relativa	IVI	Relativa
Pino azteca	<i>Pinus teocote</i>	28	280	32.18	5816.08	69.91	9	34.62	136.7	45.57
Encino blanco	<i>Quercus laeta</i>	34	340	39.08	956.37	11.49	7	26.92	77.5	25.83
Agave	<i>Agave scabra</i>	10	100	11.49	78.45	0.94	3	11.54	23.98	7.99
Pino blanco	<i>Pinus pseudostrabus</i>	5	50	5.75	875.71	10.53	2	7.69	23.96	7.99
Madroño	<i>Arbutus xalapensis</i>	4	40	4.6	390.44	4.69	3	11.54	20.83	6.94
Lantrisco	<i>Rhus virens</i>	4	40	4.6	32.77	0.39	1	3.85	8.84	2.95
Cedro	<i>Juniperus flaccida</i>	2	20	2.3	170.09	2.04	1	3.85	8.19	2.73
Total		87	870	100	8319.92	100	26	100	300	100

7.2. Índices de diversidad

Los índices de diversidad utilizados (índice de Margalef, de Simpson y Shannon-Weiner) obtuvieron valores similares para todos los sitios (Tabla 2). Los sitios 1, 2, 3, 4, 5 y 7 mostraron los valores más bajos. En el sitio 6 solo se encontró una especie. Los sitios 8, 9 y 10 expresan los valores más altos.

Cada uno de los índices utilizados (de Margalef, de Simpson y Shannon-Weiner) posee un rango de valores distinto, para el índice de Margalef los valores inferiores a 2 muestran poca biodiversidad y los valores mayores a 5 manifiestan una biodiversidad alta (Margalef, 1972). Para el índice de Simpson los valores oscilan entre 0 y 1, el 1 significa alta biodiversidad (Krebs, 1985; Soler *et al.*, 2012). En el índice de Shannon-Weiner los valores van de 0.5 a 5, menor a 2 significa poca biodiversidad y mayor a 3 indican alta biodiversidad (Somarriba, 1999).

El índice de Margalef, de Simpson y de Shannon-Weiner promediaron valores de 0.74, 0.46 y 0.76 ($p = 0.20$) respectivamente reflejando una baja diversidad en el área de estudio (Tabla 2).

Tabla 2. Valores de los Índices de diversidad de Margalef, de Simpson y de Shannon-Weiner.

No. de sitio	Índice de Margalef	Índice de Simpson	Índice de Shannon- Weiner
1	0.402	0.486	0.679
2	0.417	0.297	0.474
3	0.910	0.370	0.683
4	0.480	0.5	0.693
5	0.621	0.32	0.500
6	0	0	0
7	0.621	0.48	0.673
8	1.737	0.78	1.557
9	0.804	0.652	1.077
10	1.442	0.718	1.320
Promedio	0.743	0.460	0.765

7.3. Germinación

7.3.1. Porcentaje de germinación

Las pruebas de germinación muestran, que las semillas de las especies *Pinus pseudostrobus* y *Agave scabra* obtuvieron el mayor porcentaje de germinación con 94% y 84% respectivamente. Las semillas de *Pinus teocote* obtuvieron 31% de germinación y las semillas de *Rhus virens* y *Quercus laeta* obtuvieron 10% y 7%. Por otra parte, las especies *Juniperus fláccida* y *Arbutus xalapensis* no presentaron ninguna semilla germinada (Tabla 3). A través del análisis de varianza (ANOVA) se encontró que no existen diferencias estadísticas significativas entre las cinco especies que si germinaron en esta variable ($F= 2.60$, $gl = 4$, $P = 0.098$).

7.3.2. Velocidad de germinación

La especie que germinó más rápido fue el *Agave scabra* a los 6 días después de la puesta. *Pinus teocote* y *Pinus pseudostrobus* tardaron 8 días en germinar. Las especies *Quercus laeta* y *Rhus virens* germinaron a los 11 y 12 días. Las medias de velocidad de germinación de todas las especies fueron; 11 días para *Pinus teocote*,

14 días para *Agave scabra*, 16 días para *Pinus pseudostrobus*, 25 días para *Quercus laeta* y 30 días para *Rhus virens* (Tabla 3). Mediante el ANOVA se encontraron diferencias estadísticas significativas entre las cinco especies en esta variable ($F= 13.14$, $gl = 4$, $P = 0.0000001$).

Tabla 3. Porcentajes de germinación y velocidad de germinación de las especies utilizadas. Letras diferentes indican diferencias entre medias. Letras similares indican semejanzas entre medias.

Especie	Nombre común	Porcentaje de germinación	Velocidad de germinación (Días)
<i>Juniperus flaccida</i>	Cedro	0 ± 0	0 ± 0
<i>Arbutus xalapensis</i>	Madroño	0 ± 0	0 ± 0
<i>Quercus laeta</i>	Encino blanco	7.6 ± 0.74 a	25 ± 8.92 b
<i>Rhus virens</i>	Lantrisco	10.4 ± 1.32 a	30.7 ± 10.18 b
<i>Pinus teocote</i>	Pino azteca	31.9 ± 3.49 b	11.5 ± 2.44 a
<i>Agave scabra</i>	Agave	84 ± 7.96 b	14.2 ± 5.51 a
<i>Pinus pseudostrobus</i>	Pino blanco	94.4 ± 10.09 b	16.5 ± 6.05 a

8. Discusión

De acuerdo con los resultados encontrados en este trabajo, la especie con mayor abundancia relativa fue el *Quercus laeta* con 39%. Los datos aportados por Alanís-Rodríguez *et al.* (2011) muestran que diversas especies presentan persistencia después de un incendio como *Quercus polymorpha*, *Quercus rysophylla*, *Quercus laeta*, entre otras, teniendo como resultado que son el género más abundante post-incendio.

Dentro del parámetro Dominancia encontramos que el *Pinus teocote* fue la especie con mayor Dr con 69.9%. Esto coincide con Graciano-Ávila *et al.* (2017), donde exponen que especies del género *Pinus* son las que poseen los valores más altos de dominancia relativa con 70.9% y la especie arbustiva *Arbutus xalapensis* obtuvo 4.7% de Dr. Este resultado concuerda con Alanís-Rodríguez *et al.* (2011) donde está última obtuvo 0.2% de Dr y también Graciano-Ávila *et al.* (2017) consiguió un 2.1%.

En relación con la frecuencia relativa sobresalen *Pinus teocote* y *Quercus laeta* con 45.5% y 25.8% respectivamente. Esto concuerda con lo expuesto por Hernández-Salas *et al.* (2013) en donde presenta que los *Pinus* y *Quercus* son los géneros con mayor frecuencia con un 30.4% y 25% respectivamente.

El índice de valor de importancia presenta que *Pinus teocote* fue la especie con el mayor valor (136.7%), seguido por el *Quercus laeta* con 77.5%. Sin embargo, Alanís-Rodríguez *et al.*, (2010) en su estudio manifiesta, que las especies del género *Quercus* son las que presentan el mayor IVI (71.5%), y en segundo lugar las especies del género *Pinus* (5.16%) en un área regenerada naturalmente después de un incendio. Asimismo, Hernández-Salas *et al.* (2013) revela que las especies del género *Pinus* obtuvieron 85.1% de IVI.

En lo que respecta a los índices de diversidad, se obtuvieron valores de 0.74 para el índice de Margalef, 0.46 para el de Simpson y 0.76 para el de Shannon-Weiner indicando que la diversidad es baja. Por otro lado, Alanís-Rodríguez *et al.* (2011) alcanzó valores de 3.64 para el índice de Margalef y 2.39 para el de Shannon-Weiner, señalando una alta diversidad a los 9 años después del incendio. Asimismo, se muestran otros valores similares para el índice de Margalef (1.53) y el de Shannon-Weiner (1.74) demostrando una baja diversidad del BT (Graciano-Ávila *et al.*, 2017)

Con relación a los porcentajes de germinación para el *Pinus pseudostrobus* fue de 94%. Estos resultados se asemejan a los reportados por Sáenz *et al.* (2011), quien obtuvo promedios de germinación de 80 a 95%.

Otra de las especies, *Pinus teocote*, obtuvo 31% de germinación, sin embargo, Ramírez-García (2000) consiguió para esta misma especie promedios de germinación de 27.7 %, 69.74 y 78.93% con semillas de tres sitios diferentes.

El *Quercus laeta* tuvo 7% de germinación. Esta baja germinación del *Quercus* probablemente se dió a causa de la desecación de la semilla, provocando así que

la semilla perezca, esto sucede en algunas especies de *Quercus* de semilla pequeña, particularmente en *Quercus microphylla* y *Q. crassifolia* (Zavala-Chávez, 2004).

La especie *Juniperus fláccida* no tuvo germinación (0%). Esto quizá se deba a que la cubierta de la semilla es muy gruesa, según lo expuesto por Zamora-Serrano *et al.* (2012), en donde muestra que algunas especies del género *Juniperus* son complicadas de germinar, aun estando en condiciones controladas de laboratorio, alcanzando un 3% a 28% de germinación como máximo.

La especie *Agave scabra* obtuvo 84% de germinación. A este respecto, Ramírez-Tobías (2010) muestra resultados similares en su estudio, donde obtuvo 91% de germinación para el género *Agave* (*Agave angustifolia*, *Agave americana*, *Agave aspérrima*, *Agave cupreata*, *Agave duranguensis*, *Agave lechuguilla*, *Agave striata*, y *Agave salmiana*).

La especie *Rhus virens* alcanzó 10% de germinación. Aunque, para esta especie, Tipton (1992) señala, que *Rhus virens* puede llegar a tener porcentajes de germinación superiores de hasta 69%, pero utilizando tratamientos pregerminativos, además, de mantener las semillas a una temperatura constante de 31°C

La especie *Arbutus xalapensis* no presentó germinación. Con relación a esto, Tovar-Rocha *et al.* (2014) mencionan, que la viabilidad de la semilla depende de la maduración del fruto, resultando mayor germinación en frutos inmaduros y poca o nula en frutos secos o maduros. Sin embargo, Narbona *et al.* (2003) demostró que los porcentajes de germinación pueden ser mayores utilizando ácido sulfúrico como medio de escarificación, dado que el obtuvo 44% de germinación para esta especie.

Por todo lo descrito anteriormente, en este trabajo encontré que las especies con mayor peso ecológico son *Pinus teocote*, *Quercus laeta*, *Agave scabra* y *Arbutus xalapensis*, que pudieran utilizarse en futuros trabajos de reforestación dados los atributos ecológicos demostrados. Aunque también considero que hacen falta más

estudios al respecto para establecer una directriz común en los casos de restauración ecológica.

9. Conclusiones

De acuerdo con los resultados obtenidos en este trabajo, los parámetros ecológicos (índice de valor de importancia) evaluados indican, que las especies arbóreas con mayor peso ecológico son *Pinus teocote* y *Quercus laeta*. Ahora bien, con respecto a las especies arbustivas, las más significativas fueron *Agave scabra* y *Arbutus xalapensis*.

Para las pruebas de germinación realizadas, se demostró que la especie arbórea más fácil de reproducir en vivero es el *Pinus pseudostrobus* y la especie arbustiva es el *Agave scabra*.

10. Recomendaciones

Dado los resultados obtenidos en este trabajo, se recomienda que, para las obras de restauración ecológica en el área de bosque templado estudiada, utilizar las especies *Pinus teocote*, *Quercus laeta*, *Agave scabra* y *Arbutus xalapensis* debido a sus atributos ecológicos, de esta manera se fomenta la conservación de los componentes originales del ecosistema. Por lo tanto, se plantea, que en primer lugar se debieran utilizar las especies arbustivas dado su desarrollo radicular más precoz y con esto fomentar la retención de suelo y de esta manera preparar el medio para las especies arbóreas, puesto que en la mayoría de los trabajos reportados en reforestación no se les da importancia a las especies arbustivas, debido quizá a que no se ha medido la capacidad de estas plantas para retención de suelo y mejoramiento de hábitat.

Por lo tanto, iniciar una reforestación con este tipo de plantas permitiría el desarrollo primario de hábitat tanto de otras especies vegetales como de fauna diversa,

acelerando el proceso de establecimiento de las especies arbóreas disminuyendo el tiempo de recuperación del sitio.

En algunos casos es recomendable utilizar la especie *Pinus pseudostrobus*, aunque no posea el mayor peso ecológico, dado su alto porcentaje y velocidad de germinación.

11. Bibliografía

Aguirre-Calderón, O. A. (2015). Manejo forestal en el siglo XXI. *Madera y bosques*, 21(SPE), 17-28.

Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Pando-Moreno, M., Aguirre-Calderón, Ó. A., Treviño-Garza, E. J., & García Galindo, P. C. (2010). Efecto de la restauración ecológica post-incendio en la diversidad arbórea del Parque Ecológico Chipinque, México. *Madera y Bosques*, 16(4), 39–54.

Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Valdecantos-Dema, A., Pando-Moreno, M., Aguirre-Calderón, O., & Treviño-Garza, E. J. (2011). Caracterización de 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.

Arguedas, M. (1997). Plagas de semillas forestales en América Central y el Caribe. CATIE. Turrialba, Costa Rica.

Arguedas, M. y Torres, G. (1994). Problemas fitosanitarios en semillas forestales. ITCRCIT. No. 11.

Campo, A. M., & Duval, V. S. (2014). Diversidad y valor de importancia para la conservación de la vegetación natural: Parque Nacional Lihué Calel (Argentina).

Cantú, C., Marmolejo, J., González, F., Uvalle, J., & González, D. U. (2013). El Parque Nacional Cumbres de Monterrey en el Contexto Mexicano de la Conservación. *Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México*, 15. Pp 43 – 49.

Comisión Nacional de Prevención de Riesgos y atención de Emergencias (CNE). (23 de marzo de 2022). ¿Qué es un Incendio Forestal? Recuperado de:

https://www.cne.go.cr/reduccion_riesgo/informacion_educativa/recomentaciones_consejos/incendio_forestal.aspx. Consultado el 23 de marzo de 22.

Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2009). Restauración de ecosistemas forestales. Guía práctica para comunicadores. Zapopan, Jalisco. Primera edición. P 11, 37 - 40. Recuperado de: <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/7/579Restauraci%C3%B3n%20de%20ecosistemas%20forestales.pdf> .

Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2010). Incendios forestales, Guía práctica para comunicadores. Zapopan, Jalisco. 3era edición. P 6 - 15.

Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). Servicios ambientales. (febrero de 2015). Recuperado de: <https://www.gob.mx/conafor/documentos/servicios-ambientales-27810>. Consultado el 27 de abril de 2022.

Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2018). Protección, Restauración y conservación de suelos forestales. Manual de obras prácticas. 5ta edición. Zapopan, Jalisco. P 105 – 247.

Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). *¿Qué hacemos?* Recuperado de: <https://www.gob.mx/conafor/que-hacemos>. Consultado el 01 de abril de 2022.

Cottam, G. y Curtis, J.T. (1956). The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology*, 37, 451- 460.

Figuroa, E. P., Rivas, J. J. C., Rangel, S. B. M., Camacho, R. R., Carvajal, M. F., Velazquez, R. B., Gerardo, J. A. & Sánchez, A. S. (2020). INCENDIOS FORESTALES. P 5.

Fog Corradine, L. (2018). Degradación de ecosistemas. *El planeta pierde terreno*. Revista *Pesquisa Javeriana*. Recuperado de:

<https://www.javeriana.edu.co/pesquisa/el-planeta-pierde-terreno/>. Consultado el 8 de febrero de 2022.

Fueyo-Mac Donald, L. (2013). Las Áreas Naturales Protegidas en México y el Parque Nacional Cumbres de Monterrey, en: Cantú-Ayala et al. (eds.), Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México. UANL-CONANP. México. Pp. 37-40.

Galicia, L., Chávez-Vergara, B. M., Kolb, M., Jasso-Flores, R. I., Rodríguez-Bustos, L. A., Solís, L. E., & Villanueva, A. (2018). Perspectivas del enfoque socioecológico en la conservación, el aprovechamiento y pago de servicios ambientales de los bosques templados de México. *Madera y bosques*, 24(2).

Gobierno de Canarias, Consejería de Transición Ecológica, Lucha contra el Cambio Climático y Planificación territorial. (11 de febrero de 2022). *Principales causas de los incendios Forestales*. Recuperado de: https://www.gobiernodecanarias.org/medioambiente/temas/biodiversidad/politica_forestal/incendios-forestales/causas_y_efectos_de_los_incendios_forestales/principales_causas/. Consultado el 22 de marzo de 2022.

Goldstein, A., Erickson, H., Gephart, N., & Stevenson, S. (2011). Evaluation of land use policy and financial mechanism that affect deforestation in Mexico. <http://www.monitoreoforestal.gob.mx/repositorioidigital/files/original/388205ed5a67d798d8ce85b6dc4a0cb8.pdf>

Graciano-Ávila, G., Aguirre-Calderón, Ó. A., Alanís-Rodríguez, E., & Lujan-Soto, J. E. (2017). Composición, estructura y diversidad de especies arbóreas en un bosque templado del Noroeste de México. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*, 4(12), 535-542.

Hernández-Salas, J., Aguirre-Calderón, Ó. A., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Treviño-Garza, E. J., González-Tagle, M. A., ... & Domínguez-Pereda, A. (2013). Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del noroeste de México. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 19(2), 189-200.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Disponible en línea: <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/ahl/>. Consultado el 28 de febrero de 2022.

Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). (2018). Informe de evaluación en materia de degradación y restauración de suelos a nivel mundial. Recuperado de: https://reliefweb.int/sites/reliefweb.int/files/resources/ldr_primer_es.pdf. Consultado el 8 de febrero de 2022.

Krebs, C. J. (1985). *Ecología: estudio de la distribución y la abundancia* (No. 574.5 K92e). México, MX: Edit. Harla.

Lavell, A. (1996). Degradación ambiental, riesgo y desastre urbano. Problemas y conceptos: hacia la definición de una agenda de investigación. *Ciudades en riesgo*.

Magurran, a. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd. Blackwell Publishing company. Oxford, UK. pp. 106–121.

Margalef, R. (1972). *Homage to Evelyn Hutchinson, or why there is an upper limit to diversity*. Connecticut Academy of Arts and Sciences.

Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp. P 26.

Mostacedo B. y Fredericksen, T. S. (2000). Manual de Métodos Básicos de muestreo y análisis en Ecología Vegetal. *BOLFOR*. Editora El País, Santa Cruz, Bolivia, p. 45.

Narbona, E.; M. Arista, y P. L. Ortiz, (2003). Germinación de las semillas de madroño (*Arbutus unedo* L. Ericaceae). *Acta Botánica Malacitana*, **28**: 73-78.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). *Servicios ecosistémicos y biodiversidad*. Recuperado de: <http://www.fao.org/ecosystem-services-biodiversity/es/>. Consultado el 11 de febrero del 2022.

Pachón, C.E. y Castaño, J. (1999). Identificación de hongos en semillas almacenadas de maíz y frijol. *Fitopatología*. No. 23. En línea disponible: <http://ciagrope.tripod.com/fitote23.html>.

Pausas, J. G. (2012). *Incendios Forestales*. Ed. Catarata. CSIC. Madrid, España. 1 - 3 p.

Pausas, J.G., y J.E. Keeley. (2009). A burning story: The role of fire in the history of life. *BioScience* 59: 593-601

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). (2006). Programa de Conservación y Manejo. *PARQUE NACIONAL CUMBRES DE MONTERREY MÉXICO*.

Ramírez García, E. (2000). *VARIACIÓN DE SEMILLAS Y PLÁNTULAS DE TRES PROCEDENCIAS DE Pinus teocote Schl. & Cham*. [Instituto de Genética Forestal]. <https://www.uv.mx/iif/files/2014/10/Tesis-Elba-Pinus-teocote-MC.pdf>

Ramírez Tobías, H. (2010). *Características bioquímico-fisiológicas de la germinación y desarrollo de plantas jóvenes de maguey (Agave) y su relación con la especie, temperatura y potencial de agua del sustrato* [Colegio de Postgraduados]. http://colposdigital.colpos.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/10521/307/Ramirez_Tobias_HM_DC_Botanica_2010.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Ruiz, B. I. (2002). Manual de reforestación para América Tropical. *Gen. Tech. Rep. IITF-18*. San Juan, PR: US Department of Agriculture, Forest Service, International Institute of Tropical Forestry, 2002: 206 pages, 18.

Rzedowski, J. (2006). Vegetación de México. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), México, 504.

Sáenz, J. T., Muñoz, H. J., & Rueda, A. (2011). Especies promisorias de clima templado para plantaciones forestales comerciales en Michoacán. *Libro Técnico*, (10), 1-64.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2018). Anuario estadístico de la Producción Forestal 2018. Recuperado de: <https://dsiappsdev.semarnat.gob.mx/datos/portal/publicaciones/2021/2018.pdf>. Consultado el 29 de abril de 2022.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (26 de octubre de 2018). Que es la restauración forestal. Recuperado de: <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/que-es-la-restauracion-forestal?idiom=es>. Consultado el 17 de mayo de 2021.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). *Informe del Medio Ambiente*. Recuperado de: <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/cap4.html>. Consultado el 22 de marzo de 2022.

Sigala Rodríguez, J. Á., González Tagle, M. A., & Jiménez Pérez, J. (2015). Análisis de supervivencia para una reforestación con *Pinus pseudostrobus* Lindl. en el sur de Nuevo León. *Ciencia UANL*, 18(75), 61-66.

Society for Ecological Restoration. (2004). Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Recuperado de:

https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER_Primer/ser-primer-spanish.pdf. Consultado el 10 de febrero de 2022.

Soler, P., Berroterán, J., Gil, J., & Acosta, R. (2012). Índice valor de importancia, diversidad y similaridad florística de especies leñosas en tres ecosistemas de los llanos centrales de Venezuela. *Agronomía Tropical*, 62(1-4), 025-038.

Somarriba, E. (1999). Diversidad Shannon. *Agroforestería en las Américas (CATIE) Volumen 6, número 23 (1999), páginas 72-74*.

The Nature Conservancy. (2022a, May 12). *Quien Somos*. <https://www.nature.org/es-us/sobre-tnc/quienes-somos/>

The Nature Conservancy. (2022b, May 12). *¿Quiénes Somos? | TNC Mexico*. 2022. <https://www.tncmx.org/sobre-tnc-mx/quienes-somos/>

Tipton, J. L. (1992). Requirements for seed germination of Mexican redbud, evergreen sumac, and mealy sage. *HortScience*, 27(4), 313-316.

Tovar-Rocha, V., Rocha-Granados, M., & Delgado-Valerio, P. (2014). Influencia de la maduración del fruto de *Arbutus xalapensis* kunth sobre la germinación de semillas y embriones cigóticos. *Polibotánica*, (37), 79-92.

Uvalle-Sauceda, J., C. Cantú-Ayala, F. González-Saldívar y J. Marmolejo-Moncivais. (2013). Climas, en: Cantú-Ayala et al. (eds.), *Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México*. UANL-CONANP. México. Pp. 41-51.

Vázquez Ruiz, R. (2011). *Obras De Compensación Ambiental Por El Cambio De Uso De Suelo En Terrenos Forestales En Chiapas*. Tesis de licenciatura. (No. S 591. V391 2011.). 24, 25 p.

Villamil, J. M. P., & García, F. P. (1998). *Germinación de semillas*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. P 17.

Zamora Serrano, C., Cruz Chávez, F. J., & López Martínez, J. (2012). Tecnología para la preservación de *Juniperus comitana* Mart. y *J. deppeana* var. *gambona* (Mart.) RP Adams. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 3(11), 91-98.

Zavala-Chávez, F. (2004). Deseccación de bellotas y su relación con la viabilidad y germinación en nueve especies de encinos mexicanos. *CIENCIA ergo-sum, Revista Científica Multidisciplinaria de Prospectiva*, 11(2), 177-185.

Zurrita, A. A., Badii, M. H., Guillen, A., Lugo Serrato, O., & Aguilar Garnica, J. J. (2015). Factores Causantes de Degradación Ambiental (Factors Causing Environmental Degradation). *Daena: International Journal of Good Conscience*, 10(3), 1-9.