



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

**RESTAURACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS
CON PLANTACIONES MIXTAS**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTOR EN CIENCIAS NATURALES

PRESENTA:

M. en BIByC JOSÉ FLAVIO MÁRQUEZ TORRES

ASESORA DE TESIS: DRA. CRISTINA MARTÍNEZ GARZA

CUERNAVACA, MORELOS.

DICIEMBRE, 2022

Agradecimientos

Al Doctorado en Ciencias Naturales (DCN) de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM) por darme la oportunidad de poder continuar con mi formación académica.

Al Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación (CIByC) que alberga la línea terminal de Biología Evolutiva y Conservación del DCN.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca que me fue otorgada No. 293325.

A la Secretaría de Desarrollo Sustentable del Estado de Morelos por la donación de las especies arbóreas utilizadas para este trabajo.

A los miembros del comité de revisión de tesis Dra. María Marcela Osorio Beristain, Dr. Norman Mercado Silva, Dr. Homero Julio Eudes Campo Alves, Dr. Marc William Cadotte, Dra. Patricia Valentina Carrasco Carballido y Dra. Marinés de la Peña Domene.

A los miembros de mi comité tutorial Dra. María Marcela Osorio Beristain, Dr. Norman Mercado Silva, Dr. Homero Julio Eudes Campo Alves, Dr. Marc William Cadotte.

A los miembros del comite de permanencia y predoctoral Dra. María Marcela Osorio Beristain, Dra. Marinés de la Peña Domene, Dra. Ek del Val de Gortari, Dr. Moisés Méndez Toribio y Dra. Eliane Ceccon.

Agradecimientos a título personal

A la Dra. Cristina Martínez Garza por sus enseñanzas, su paciencia y sus comentarios para la realización de esta y las tesis pasadas... Doctora, muchas gracias!!!

A mis padres, Teresa Torres y Flavio Marquez (mis jefiñes) por su apoyo incondicional, por siempre encaminarme por el camino correcto y enseñarme los valores que a la fecha me guían.

A mis hermanas, Fabiola, Nallely y Mayra por siempre estar allí en los mejores y peores momentos, las quiero mucho.

Al Dr. Homero Julio Eudes Campo Alves por brindarme espacio en su Laboratorio de Biogeoquímica Terrestre y Clima del Instituto de Ecología de la UNAM y al M. en C. Enrique Solís Villalpando por transmitir su conocimiento y ayuda en los análisis de suelo.

A los profesores del posgrado por transmitir su conocimiento.

A todos los integrantes de Team C Héctor, Marcos, Gerardo, Ivonne, Ale, Cesar, Neptali, Alberto, Miguel y Victoria por siempre hacer divertidas las salidas de campo.

A las Maestras Luz María y Alondra por su gran apoyo y amistad.

A los pobladores de Quilamula, Gilberto, Esteban, Oliverio, Jehu, David, y en especial a Goyo por su enorme ayuda en campo, sin ustedes no hubiera sido posible el establecer la plantación.

Citar como: Márquez-Torres, J.F. (2022). Restauración de servicios ecosistémicos con plantaciones mixtas. Tesis de Doctorado, Doctorado en Ciencias Naturales, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Morelos, México. 184 pp.

ÍNDICE GENERAL

| | |
|--|----|
| Índice de figuras ----- | 7 |
| Índice de tablas ----- | 10 |
| Resumen ----- | 12 |
| Abstract----- | 13 |
| Capítulo I Introducción general----- | 14 |
| Introducción ----- | 15 |
| Antecedentes----- | 20 |
| Objetivo general ----- | 27 |
| Objetivos particulares ----- | 27 |
| Hipótesis----- | 27 |
| Metodología----- | 28 |
| SITIO DE ESTUDIO ----- | 28 |
| DISEÑO EXPERIMENTAL ----- | 32 |
| REPLANTE----- | 37 |
| ESTIMACIÓN DE DIVERSIDAD FILOGENÉTICA ----- | 38 |
| Literatura citada ----- | 39 |
| Capítulo II Supervivencia de 12 especies de árboles nativos en plantaciones de restauración en la selva estacionalmente seca ----- | 49 |
| Capítulo III Desempeño de 12 especies de árboles nativos en plantaciones de policultivo en la selva estacionalmente seca ----- | 67 |
| Introducción ----- | 68 |
| Objetivo general ----- | 71 |
| Objetivos particulares ----- | 71 |
| Hipótesis----- | 71 |
| Predicciones----- | 72 |
| Metodología----- | 73 |
| ESTIMACIÓN DE SUPERVIVENCIA ----- | 73 |
| ESTIMACIÓN DEL INCREMENTO EN VOLUMEN ----- | 73 |
| Análisis de datos----- | 74 |

| | |
|---|-----|
| SUPERVIVENCIA ----- | 74 |
| INCREMENTO EN VOLUMEN----- | 75 |
| CORRELACIONES----- | 76 |
| Resultados ----- | 76 |
| SUPERVIVENCIA ----- | 76 |
| INCREMENTO EN VOLUMEN----- | 90 |
| CORRELACIONES----- | 96 |
| Discusión ----- | 100 |
| Literatura citada ----- | 106 |
| Capítulo IV Desempeño de 12 especies de arboles nativos en plantaciones de monocultivo y policultivo en la selva estacionalmente seca----- | 113 |
| Introducción ----- | 114 |
| Objetivo general ----- | 116 |
| Objetivos particulares ----- | 116 |
| Hipótesis----- | 116 |
| Predicciones----- | 116 |
| Metodología----- | 118 |
| Análisis de datos----- | 118 |
| SUPERVIVENCIA ----- | 118 |
| INCREMENTO EN VOLUMEN----- | 119 |
| Resultados ----- | 119 |
| SUPERVIVENCIA ----- | 119 |
| INCREMENTO EN VOLUMEN----- | 128 |
| Discusión ----- | 134 |
| Literatura citada ----- | 139 |
| Capítulo V Herbivoría de 12 especies de árboles nativos en policultivos en la selva estacionalmente seca ----- | 150 |
| Introducción ----- | 151 |
| Objetivo general ----- | 156 |
| Objetivos particulares ----- | 156 |
| Hipótesis----- | 156 |

| | |
|---------------------------------|-----|
| Metodología----- | 158 |
| ESTIMACIÓN DE DAÑO FOLIAR ----- | 158 |
| Análisis de datos----- | 159 |
| DAÑO FOLIAR----- | 159 |
| CORRELACIÓN----- | 160 |
| Resultados ----- | 160 |
| DAÑO FOLIAR----- | 160 |
| CORRELACIONES----- | 162 |
| Discusión ----- | 166 |
| Literatura citada ----- | 171 |
| Conclusiones generales----- | 184 |

ÍNDICE DE FIGURAS

Capítulo I

Figura 1. Terreno en el mes de junio del 2017 antes de la plantación, se señala un árbol de *Mimosa benthamii* (Fabaceae). -----30

Figura 2. Localización de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla en el Estado de Morelos, México. Se muestra la ubicación del Ejido de Quilamula. -----31

Figura 3. Diseño experimental de las parcelas de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Los recuadros oscuros representan las parcelas con tratamiento de monocultivos y los recuadros blancos las parcelas de policultivos.-----34

Figura 4. Disposición espacial de las 30 plantas trasplantadas por tratamiento en cada parcela. -----36

Capítulo III

Figura 1. Curvas de supervivencia en individuos de 11 especies arbóreas bajo tratamientos de policultivo, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.-----79

Figura 2. Curvas de supervivencia de seis especies arbóreas leguminosas y cinco no-leguminosas, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.-----80

Figura 3. Curvas de supervivencia de seis especies arbóreas sucesionales tempranas bajo tratamientos de policultivo, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019. ---83

Figura 4. Curvas de supervivencia de cinco especies arbóreas sucesionales tardías bajo tratamientos de policultivos, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019. ---84

Figura 5. Curvas de supervivencia de seis especies arbóreas leguminosas bajo tratamientos de policultivo, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el

naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019. ---87

Figura 6. Curvas de supervivencia de cinco especies arbóreas no-leguminosas bajo tratamientos de policultivo, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019. ---88

Figura 7. Curvas de supervivencia de tres especies arbóreas tempranas leguminosas, tres tempranas no-leguminosas, tres tardías leguminosas y dos tardías no-leguminosas, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019. -----89

Figura 8. Incrementos en volumen ($\log \text{volumen}+1$) de 11 especies arbóreas creciendo en distintos tratamientos de policultivo en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar. -----93

Figura 9. Incrementos en volumen ($\log \text{volumen}+1$) de seis especies arbóreas tempranas y cinco tardías creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar. -----94

Figura 10. Correlación de Pearson de la diversidad filogenética y el porcentaje de supervivencia en 12 especies arbóreas creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. -----97

Figura 11. Correlación de Pearson de la diversidad filogenética y el incremento en volumen en 12 especies arbóreas creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. -----98

Figura 12. Correlación de Pearson de incremento en volumen y el porcentaje de supervivencia en 12 especies arbóreas creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. -----99

Capítulo IV

Figura 1. Curvas de supervivencia de seis especies arbóreas leguminosas y seis no-leguminosas, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.----- 121

Figura 2. Curvas de supervivencia de tres especies arbóreas tempranas leguminosas, tres tempranas no-leguminosas, tres tardías leguminosas y tres tardías no-leguminosas, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.----- 125

Figura 3. Curvas de supervivencia de seis especies arbóreas leguminosas y seis no-leguminosas, creciendo en plantaciones de monocultivo y policultivo en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.----- 126

Figura 4. Curvas de supervivencia de 12 especies arbóreas creciendo en plantaciones de monocultivo y policultivo en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.----- 127

Figura 5. Incrementos en volumen ($\log \text{volumen} + 1$) de seis especies arbóreas tempranas y seis tardías creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar. ----- 132

Figura 6. Incrementos en volumen ($\log \text{volumen} + 1$) de seis especies arbóreas leguminosas y seis tardías creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar. ----- 133

Capítulo V

Figura 1. Herbivoría (*proporción de IH*) en individuos de 12 especies arbóreas (seis especies leguminosas y seis no-leguminosas), bajo tratamiento de plantación de monocultivo y policultivo, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El estadístico muestra la interacción tipo estado sucesional \times grupo funcional. Las líneas representan el error estándar.----- 164

Figura 2. Herbivoría (*proporción de IH*) en individuos de 12 especies arbóreas (seis especies tempranas y seis tardías), bajo tratamiento de plantación de monocultivo y policultivo, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar. El color de fondo amarillo representa a las especies tempranas, el color rojo a las especies tardías, el color de la barra verde corresponde a las especies leguminosas y el azul a las especies no-leguminosas.----- 165

ÍNDICE DE TABLAS

Capítulo I

Tabla 1. Servicios ecosistémicos. Tomado de *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005). ----- 17

Tabla 2. Especies arbóreas trasplantadas al sitio; se presenta el nombre científico, la familia a la que pertenecen, su estado sucesional y el agrupamiento por tratamiento de policultivo señalado con una marca. -----35

Capítulo III

Tabla 1. Porcentaje de supervivencia de 11 especies arbóreas por los factores tratamiento de plantación, estado sucesional y grupo funcional establecidas en plantaciones de policultivo en Quilamula, Morelos, México. Los resultados significativos se muestran en negritas ($p < 0.05$).-----78

Tabla 2. Porcentaje de supervivencia de 11 especies arbóreas por la combinación de los factores tratamiento de plantación, estado sucesional y grupo funcional establecidas en plantaciones de policultivo en Quilamula, Morelos, México. Los resultados significativos se muestran en negritas ($p < 0.05$).-----82

Tabla 3. Promedio del incremento en volumen ($\text{cm}^3/\text{mes} \pm$ el error estándar) de 11 especies por los factores tratamiento de plantación, estado sucesional y grupo funcional creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. ----91

Tabla 4. ANOVAs de una vía por tratamiento de policultivo (siete niveles, 3 leguminosas, 3 no-leguminosas, 6 leguminosas, 6 no-leguminosas, mixto 1, mixto 2 y todas las especies), estado sucesional (dos niveles, especies tempranas y tardías), grupo funcional (dos niveles, especies leguminosas y no-leguminosas) y por especie (9 niveles). La variable dependiente fue el incremento en volumen. Los resultados significativos se encuentran en negritas ($p < 0.05$).-----92

Tabla 5. Promedio del incremento en volumen ($\text{cm}^3/\text{mes} \pm$ error estándar) de 11 especies arbóreas por tratamiento de policultivo en parcelas de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Los promedios del incremento en volumen que no se pudieron obtener por dado por la baja unidad muestral de individuos (<3) se muestra con una X. --95

Tabla 6. Correlación de Pearson entre los factores porcentaje de supervivencia diversidad filogenética e incremento en volumen. Los resultados significativos se muestran en negritas * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$. -----96

Capítulo IV

Tabla 1. Porcentaje de supervivencia de 12 especies arbóreas por los factores tratamiento de plantación, estado sucesional y grupo funcional, en plantaciones de monocultivo y policultivo en Quilamula, Morelos, México. Los resultados significativos se muestran en negritas ($p < 0.05$).----- 120

Tabla 2. Porcentaje de supervivencia de 12 especies arbóreas por los factores tratamiento de plantación, estado sucesional y grupo funcional, así como también las combinaciones de estos en plantaciones de monocultivo y policultivo en Quilamula, Morelos, México. Los resultados significativos se muestran en negritas ($p < 0.05$). ----- 124

Tabla 3. Promedio del incremento en volumen ($\text{cm}^3/\text{mes} \pm$ error estándar) de 12 especies arbóreas creciendo en plantaciones de monocultivo y policultivo en Quilamula, Morelos, México. ----- 130

Tabla 4. ANOVA factorial por tipo de plantación (dos niveles, monocultivo y policultivo) estado sucesional (dos niveles, especies tempranas y tardías) y grupo funcional (dos niveles, especies leguminosas y no-leguminosas). La variable dependiente fue el incremento en volumen. Los resultados significativos se encuentran en negritas ($p < 0.05$). ----- 131

Capítulo V

Tabla 1. ANOVA factorial con las variables independientes: tipo de plantación (dos niveles, monocultivo y policultivo y), estado sucesional y (dos niveles, especies tempranas y tardías) grupo funcional (dos niveles, leguminosas y no-leguminosas) y ANOVAs de una vía con las variables dependientes policultivo (siete niveles, 3 leguminosas, 3 no-leguminosas, 6 leguminosas 6 no-leguminosas, mixto 1, mixto 2 y todas las especies) y monocultivo (12 niveles, *Dalbergia congestiflora*, *Eysenhardtia polystachya*, *Gliricidia sepium*, *Haematoxylum brasiletto*, *Leucaena leucocephala*, *Pithecellobium dulce*, *Amphipterygium adstringens*, *Bursera linanoe*, *Dodonaea viscosa*, *Stemmadenia bella*, *Swietenia humilis* y *Tabebuia rosea*). La variable dependiente para los tres ANOVAs fue el índice de herbivoría (IH). Los resultados significativos se muestran en negritas ($P < 0.05$). ----- 163

RESUMEN

A pesar de que las selvas estacionalmente secas de México son conocidas por su riqueza florística y sus altos endemismos, son de los ecosistemas que más deforestación presentan. Las plantaciones de restauración ofrecen beneficios ecológicos a corto plazo para la recuperación de la cobertura vegetal, de las funciones y los servicios del ecosistema. Las plantaciones pueden ser principalmente de especies de diferente estado sucesional, grupo funcional, de especies de rápido crecimiento o una mezcla de estos factores y características. La diversidad filogenética en la elección de las especies en plantaciones ha sido un factor poco o nulamente explorado. Este trabajo evaluó si plantaciones de policultivo basadas en la diversidad filogenética logran generar mayor desempeño (supervivencia y crecimiento) además de cuantificar los daños por herbívoros como otra medida de respuesta a la diversidad funcional. En el año 2017 se plantaron 12 especies (seis tempranas y seis tardías) de diferente grupo funcional (seis leguminosas y seis no-leguminosas) en tratamientos de monocultivo y con distinto índice de diversidad filogenética en la selva estacional de Quilamula, Morelos. Después de 850 días del establecimiento de las plantaciones, la supervivencia, el crecimiento y los daños por herbívoros fueron estadísticamente similares entre los monocultivos y policultivos, lo que puede estar ligado al poco tiempo de establecimiento y evaluación. Se encontró correlación positiva entre la diversidad filogenética, la supervivencia y el crecimiento, por lo que se sigue que la diversidad filogenética tiene que ser un atributo para tomar en cuenta en futuros proyectos de restauración ecológica.

ABSTRACT

Even though the seasonally dry forests of Mexico are known for their rich flora and their high endemism, they are one of the ecosystems with the most deforestation. Restoration plantings offer short-term ecological benefits for the recovery of vegetation cover, ecosystem functions and services. The plantations can be mainly of species of different successional stage, functional group, of fast-growing species or a mixture of these factors and characteristics. The phylogenetic diversity in the choice of species in plantations has been little or no explored factor. This work evaluated whether polyculture plantations based on phylogenetic diversity manage to generate higher performance (survival and growth) in addition to quantifying damage by herbivores as another measure of response to functional diversity. In 2017, 12 species (six early and six late) of different functional groups (six legumes and six non-legumes) were planted in monoculture treatments and with different index of phylogenetic diversity in the seasonal forest of Quilamula, Morelos. After 850 days from the establishment of the plantations, survival, growth and damage by herbivores were statistically similar between monocultures and polycultures, which may be linked to the short time of establishment and evaluation. A positive correlation was found between phylogenetic diversity, survival and growth, so it follows that phylogenetic diversity has to be an attribute to take into account in future ecological restoration projects.

CAPÍTULO I
INTRODUCCIÓN GENERAL

INTRODUCCIÓN

El éxito de proyectos de restauración ecológica depende de una planeación y ejecución de estrategias adecuadas, entre otros factores. Durante mucho tiempo, las plantaciones de restauración han sido utilizadas como la principal estrategia para recuperar la cobertura vegetal (Singh *et al.*, 2002), conservar la biodiversidad (Omeja *et al.*, 2011) y mantener la provisión de los servicios ecosistémicos (Benayas *et al.*, 2009). En ese escenario, para buscar maximizar el éxito de la restauración se han tomado decisiones sobre las especies que serán utilizadas (Vásquez-Yanes *et al.*, 1999), la diversidad funcional de estas (Spasojevic *et al.*, 2018), el estado sucesional (Parrotta y Knowleslos, 2001), la tasa de crecimiento o el diseño de plantación (monocultivos o policultivos Piotta *et al.*, 2004). La diversidad filogenética inicial de la plantación como atributo promotor de un mejor ensamble del ecosistema y desempeño de las plantas, ha sido un atributo escasamente explorado.

Las selvas estacionalmente secas (SES, *sensu* Dirzo *et al.*, 2011) corresponden a un 75% de las selvas tropicales a nivel global y a un 42% de las selvas de Centroamérica y el Caribe (Murphy y Lugo, 1995). Las SES de México son conocidas por su riqueza florística y su alto endemismo a nivel de especie (Lott y Atkinson, 2010) donde cerca del 60% son endémicas al país (Rzedowski, 1991). La familia *Fabaceae* es una de las más representativas en la SES de México ya que cuenta con 1851 especies dentro de 140 géneros (Sousa *et al.*, 2001). Por otra parte, las SES son de los ecosistemas que más deforestación presentan (Dirzo *et al.*, 2011; Aide *et al.*, 2013). Las principales causas de la

deforestación en las SES son las actividades agrícolas, pecuarias y los asentamientos humanos; estas actividades han propiciado que solo pequeñas fracciones de SES permanezcan intactas (Trejo y Dirzo, 2000; Ceccon, 2011). Por su extensión territorial, su alto número de endemismos y para lograr contrarrestar los efectos nocivos de las actividades antropogénicas, la SES es un ecosistema prioritario para la conservación y restauración.

La pérdida de cobertura vegetal resulta en la pérdida de las funciones y servicios del ecosistema. Las funciones del ecosistema son todos aquellos procesos biológicos, geoquímicos y físicos que tienen lugar dentro de un ecosistema (De Groot, 1992; Bronstein, 2008). Los servicios ecosistémicos, hoy en día llamados “beneficios de la naturaleza para las personas” (Díaz *et al.*, 2015) son todos aquellos beneficios que las personas obtienen de los procesos ecosistémicos (MEA, 2005; Tabla 1). Además, las interacciones bióticas dentro de los ecosistemas contribuyen al mantenimiento de las funciones y servicios ecosistémicos (Bronstein, 2008). Por ejemplo, los herbívoros pueden llegar a consumir hasta el 15% de la producción primaria neta anual (Harthey y Jones, 2008) contribuyendo de manera directa a los servicios ecosistémicos de soporte mediante el ciclo de nutrientes y la producción primaria (Díaz *et al.*, 2005). La pérdida de cobertura vegetal impacta de manera negativa a las interacciones bióticas y por ende a los servicios ecosistémicos.

Tabla 1. Servicios ecosistémicos. Tomado de *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005).



Las funciones del ecosistema se pueden recuperar mediante acciones de restauración ecológica. La restauración ecológica es la práctica de intervenir en la recuperación de los ecosistemas que han sido degradados, dañados o destruidos (Gann *et al.*, 2019) mientras que la ecología de la restauración es la ciencia que aporta conceptos, metodologías y herramientas para esta intervención (Gann *et al.*, 2019). Los niveles de intervención van desde la intervención mínima, como lo es detener la causa de la perturbación (Stern *et al.*, 2002), hasta los niveles máximos, como la modificación de las condiciones del suelo y la introducción o eliminación de especies (Benayas *et al.*, 2009). El establecimiento de plantaciones es una intervención máxima (revisado en Martínez-Garza *et al.*, 2016). Además, el establecimiento de plantación de especies nativas es una de las

técnicas de restauración más utilizadas (Holl y Brancalion, 2020). Diversos estudios sugieren que la restauración ecológica puede aumentar la provisión de biodiversidad y los servicios ecosistémicos (revisado en Benayas *et al.*, 2009; De Groot *et al.*, 2013); por lo que la restauración ecológica es una excelente estrategia para acelerar la recuperación de los procesos y funciones del ecosistema.

La diversidad filogenética como medida de cuánta divergencia evolutiva se ha producido entre las especies de una comunidad (revisado en Venail *et al.*, 2015), se ha planteado como un componente principal para conservación biológica (Vane-Wright *et al.*, 1991). Además, se ha teorizado que el uso de la diversidad filogenética o el carácter distintivo como criterio de conservación puede ayudar a mantener la biodiversidad (Rosauer y Mooers, 2013). La diversidad filogenética en la conservación contempla conservar el potencial evolutivo y los beneficios económicos futuros en los *hotspots* de biodiversidad, así como también conservar a las comunidades con mayor diversidad funcional (Forest *et al.*, 2007; Mouquet *et al.*, 2012; Srivastava *et al.*, 2012). Si bien se ha planteado que la filogenia de las especies tiene un alto potencial en el campo de la conservación biológica (Vane-Wright *et al.*, 1991) en el campo de la restauración ecológica no ha tenido el impacto suficiente (revisado en Hipp *et al.*, 2015). Por ejemplo, la selección de especies para plantaciones de restauración suele priorizar rasgos como la diversidad genética, la riqueza de especies y la función del ecosistema, utilizando en menor frecuencia el análisis de los rasgos de especies o las distancias filogenéticas (Rohr *et al.*, 2018).

Grupos de especies estrechamente relacionadas tienden a ocupar nichos similares (Futuyma, 2010; Wiens *et al.*, 2010). Esta hipótesis sugiere que a medida que cambian las condiciones ambientales y la disponibilidad de recursos, las comunidades ecológicas compuestas de especies que abarcan una amplia gama de nichos, es decir, especies más distantes, podrían mantener el funcionamiento del ecosistema debido a sus respuestas diferenciales a la variación ambiental (Tilman, 1996; Hector *et al.*, 2010). Si bien en la restauración ecológica se busca maximizar el éxito tomando decisiones sobre las especies que se van a utilizar en la intervención máxima, la diversidad inicial y los patrones espaciales (revisado en Li *et al.*, 2017), también se debe tomar en cuenta la diversidad filogenética de las especies elegidas. Esta selección permitirá recuperar la funcionalidad y la estabilidad del ecosistema junto con sus procesos.

En este trabajo de investigación se establecieron monocultivos y policultivos de restauración compuestos de hasta 12 especies arbóreas, para acelerar la recuperación de los servicios ecosistémicos, evidenciar la restauración de las interacciones bióticas como la herbivoría y generar información sobre técnicas que permitan acelerar la restauración de la SES impulsada por la diversidad filogenética.

ANTECEDENTES

Los niveles de intervención en la restauración ecológica (Ceccon y Martínez-Garza, 2016) van de la mínima que es también llamada restauración pasiva, como lo es el detener la causa de la perturbación (Stern *et al.*, 2002; Zahawi *et al.*, 2014) da como resultado el retorno de los procesos de sucesión natural (Hobbs y Norton, 1996). Después de la restauración pasiva se encuentra la restauración intermedia, con acciones como la remoción de especies exóticas o la siembra directa, logrando impulsar la sucesión natural (Holl, 1999). Por último, está el nivel máximo de intervención, como la modificación de las condiciones del suelo, la introducción o eliminación de especies (Benayas *et al.*, 2009). El establecimiento de plantaciones de restauración ecológica está considerado como una intervención máxima (Vásquez-Yanes *et al.*, 1999; Martínez-Garza *et al.*, 2005). Cabe mencionar que a medida que el nivel de intervención aumenta, el conocimiento y los recursos económicos tienden a ser mayores (Martínez-Garza *et al.*, 2016); por lo que se espera maximizar los resultados en cada nivel de intervención.

La implementación de plantaciones de restauración logra ofrecer distintos beneficios ambientales. Por ejemplo, permite erradicar las barreras limitantes para el inicio o aceleración de la sucesión natural; barreras limitantes como la baja lluvia de semillas, la falta de sitios para el establecimiento y/o la presencia de plantas exóticas (Martínez-Garza *et al.*, 2016). Además, investigaciones mediante el establecimiento de plantaciones, han reportado la recuperación de interacciones bióticas, como la herbivoría (Massad, 2012; Marquez-Torres, 2013), la dispersión de semillas (Martínez-Garza *et al.*, 2009; Howe *et al.*,

2010) y la polinización (Roncancio y Estévez, 2007). Las plantaciones de restauración como medida de intervención máxima en la restauración ecológica, elimina las limitantes para la sucesión natural y permite recuperar de manera efectiva las interacciones bióticas, interacciones que son fundamentales en la generación de diversos servicios ecosistémicos.

Las características intrínsecas de las plantas están ligadas a su historia de vida y al estado sucesional donde son dominantes. Las especies llamadas sucesionales tempranas son las primeras en colonizar los sitios perturbados, estas especies suelen presentar ciclos de vida cortos, elevadas tasas de crecimiento, alta demanda de luz solar y alta producción de semillas pequeñas dispersadas por el viento o los animales (Finegan, 1984; Poorter *et al.*, 2004). Además, estas especies presentan hojas delgadas de bajo costo de producción, mayor área foliar específica (AEF), alta concentración de nutrientes y pocas o nulas estrategias de defensas (Coley *et al.*, 1985). Por otro lado, las especies llamadas sucesionales tardías, que son las especies que conforman la selva madura, presentan ciclos de vida más largos, bajas tasas de crecimiento, tolerancia a la sombra y producción de semillas grandes dispersadas en la mayoría de los casos, por animales (Finegan, 1984; Poorter *et al.*, 2004). Estas especies presentan hojas pequeñas y gruesas de alto costo de producción, menor AEF, baja concentración de nutrientes y la mayoría de ellas tienen compuestos secundarios de defensa (Coley *et al.*, 1985). En resumen, las especies tempranas, presentan un crecimiento acelerado, baja supervivencia y altos niveles de daño por herbívoros mientras que las tardías presentan crecimiento lento, alta supervivencia y bajos niveles de daño (Coley *et al.*, 1985). Las características intrínsecas de las especies

tempranas y tardías influyen en su desempeño (supervivencia y crecimiento) y en los niveles de daño que experimentan.

Las especies leguminosas (Fabaceae) de sucesión temprana y tardía tienen mejor desempeño que las no-leguminosas en plantaciones de restauración. Por ejemplo, en plantaciones de restauración establecidas en la SES de Quilamula, Morelos, y en la selva húmeda de los Tuxtlas, Veracruz, las especies leguminosas tuvieron mayor supervivencia y crecimiento que las no-leguminosas; además, el crecimiento fue similar entre las especies leguminosas tempranas y tardías en los dos ecosistemas (Márquez-Torres, 2016; Martínez-Garza *et al.*, 2016). También, en la SES de Chamela-Cuixmala, Jalisco, las especies leguminosas presentaron una mayor supervivencia (González-Tokman *et al.*, 2017). Finalmente, en plantaciones establecidas en la selva húmeda de los Tuxtlas, Veracruz, una sola especie leguminosa registró mayor supervivencia y crecimiento con comparación con 15 especies no-leguminosas (de la Peña-Domene *et al.*, 2022). Adicionalmente, un estudio en condiciones de invernadero con especies de bosque xerófilo estacional del Chaco Árido, Argentina y un estudio bajo un gradiente altitudinal en la SES del área natural protegida Cerro Punhuato, Michoacán, México, mostraron que las especies leguminosas tuvieron mayor supervivencia y crecimiento que las no-leguminosas (Barchuk *et al.*, 2006; Corona-Mora *et al.*, 2014). La evidencia actual muestra que las especies leguminosas presentan mejores niveles de supervivencia y crecimiento en comparación con las no-leguminosas, lo que puede estar asociado a sus rasgos funcionales.

La herbivoría es una de las interacciones bióticas de mayor impacto en los ecosistemas (Crawley, 1983; Dirzo, 1984). La probabilidad de que una planta sea consumida por los herbívoros depende de las características intrínsecas de la planta y de la biología de los herbívoros (Grime *et al.*, 1996). Características como las estrategias de defensa de las plantas y la capacidad que tienen los herbívoros para contrarrestarlas, suelen ser factores determinantes para el ataque de los herbívoros (Coley y Barone, 1996). Por ejemplo, la producción de defensas químicas por parte de las plantas que en su mayoría suelen ser especies tardías, es un atributo que sirve para repeler o disminuir los ataques por herbívoros (del Val y Boege, 2012); existen tres grupos principales de compuestos que logran ese propósito, los fenoles, los alcaloides y los terpenos (Coley y Barone, 1996; Harborne, 1997). Por otra parte, las especies tempranas por estrategias de tolerancia que le permiten soportar el daño por los herbívoros (Strauss y Agrawal, 1999) lo que puede afectar su adecuación (Coley y Barone, 1996; Strauss y Agrawal, 1999). Las estrategias de defensa dadas en buena medida por las características intrínsecas de las plantas pueden determinar la magnitud de daño a causa de los herbívoros y este a su vez, ser factor en la adecuación de las plantas.

El nivel de daño en las plantas causado por herbívoros varía de acuerdo con los rasgos o características que estas presenten. Por ejemplo, investigaciones sugieren que la calidad y cantidad de nutrientes en las plantas suele ser determinante en la elección de los herbívoros (Mattson, 1980; Coleman, 1986). Algunas investigaciones en las SES de México han mostrado que los niveles de daño se relacionan positivamente con la

concentración de nitrógeno en las plantas, donde las especies leguminosas presentan mayores niveles de daño en comparación con las especies no-leguminosas (Filip *et al.*, 1995; Campo y Dirzo, 2003; Márquez-Torres, 2016). Por otra parte, algunas investigaciones han mostrado una relación positiva entre la abundancia de insectos herbívoros y la calidad nutricional de las plantas (Murakami *et al.*, 2005; Silva *et al.*, 2012). Esta relación se puede atribuir a que la concentración de nitrógeno como rasgo de calidad nutricional y de elección para los herbívoros, es un nutriente limitante para el crecimiento y desarrollo de los herbívoros en etapas larvales (Corff y Marquis, 1999). Por lo que la elección de los herbívoros depende de las características de las plantas, sus nutrientes y el método de defensa de estas.

La diversidad en sus distintas medidas (taxonómica, funcional y filogenética) tiene un papel importante en el ensamblaje y en la productividad de las comunidades. Algunos estudios demuestran que las distintas medidas de la función del ecosistema están relacionadas con la cantidad y el tipo de diversidad presente (Revisado en Tilman *et al.*, 2001; Srivastava y Vellend, 2005; Cardinale *et al.*, 2011). Además, experimentos muestran que la estabilidad del ecosistema vista como el funcionamiento del ecosistema a largo plazo (Schwartz *et al.*, 2000; Hector *et al.*, 2001) incrementa conforme aumenta la diversidad de la comunidad (Tilman y Downing, 1994; Tilman, 1996; Tilman *et al.* 2006; Hector *et al.*, 2010). Finalmente, estudios con especies de vida corta en pastizales han mostrado que una mayor diversidad de especies (riqueza) impulsa una mayor productividad de estas (bimasa). Por ejemplo, un metaanálisis global con 29 estudios en

pastizales evaluó la relación de la diversidad filogenética y la productividad en biomasa, revelando una correlación positiva entre estos dos factores (Cadotte *et al.*, 2008). Además, en un estudio de siete años en Cedar Creek, Minnesota, la producción de biomasa pastos perenes fue de hasta 2.7 veces más en plantaciones de policultivo de 16 especies en comparación con monocultivos (Tilman *et al.*, 2001). Por último, un estudio en parcelas con pastos manejados bajo tratamientos en un gradiente de riqueza, así como también de grupos funcionales, en Turingia Alemania, evidencio que una mayor diversidad de especies aumento la productividad (Weigelt *et al.*, 2009). La relación positiva entre la diversidad y la productividad se ha demostrado en buena medida en especies de vida corta como los pastos de ecosistemas templados, pero no se ha evidenciado en especies arbóreas en ecosistemas tropicales.

El contexto anterior abre una oportunidad de investigación teniendo como premisas que especies del grupo funcional de las leguminosas tienen un mejor desempeño, una mayor concentración de nitrógeno y una relación positiva con la abundancia de los insectos herbívoros en comparación con otras especies no-leguminosas, por lo que este grupo funcional de plantas y su importancia ecológica en la SES podría ser utilizado con éxito en plantaciones de restauración ecológica. Además, tomando en cuenta la riqueza y la diversidad filogenética en la elección de las especies arbóreas, los procesos ecosistémicos que dan lugar a los servicios ecosistémicos se lograrían restablecerían a una velocidad mayor teniendo como resultado una mejor estabilidad. Esta es la predicción

general que guía esta tesis y a continuación, se detalla el objetivo general y los objetivos particulares evaluados en cada capítulo.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar el efecto de la diversidad filogenética en la supervivencia, crecimiento y daños por herbívoros en plantaciones de restauración establecidas como monocultivos y policultivos.

OBJETIVOS PARTICULARES

1. Evaluar la supervivencia de 12 especies en monocultivos (capítulo II).
2. Evaluar el desempeño (crecimiento y sobrevivencia) de 12 especies en policultivos (capítulo III).
3. Evaluar el efecto de la riqueza y combinación de especies en el desempeño y los daños por herbívoros en plantaciones de restauración (capítulo IV).
4. Evaluar el daño por herbívoros en monocultivos y policultivos de hasta 12 especies arbóreas (capítulo V).

HIPÓTESIS

1. Los individuos de las especies leguminosas sucesionales tardías tendrán mayor supervivencia que las no-leguminosas de cualquier estado sucesional.
2. El desempeño será mayor en las plantas establecidas en tratamientos con una alta diversidad filogenética.
3. El desempeño será mayor en los individuos de las especies leguminosas tardías en policultivos en comparación con las especies no-leguminosas tempranas en monocultivos.
4. El daño por herbívoros será mayor en las especies tempranas establecidas en tratamientos con una alta diversidad filogenética.

METODOLOGÍA

Sitio de estudio

El estudio se realizó en un terreno de 1.2 ha del Ejido de Quilamula, Tlaquiltenango, Morelos, México. El terreno ha tenido una historia de uso agrícola y ganadero por más de 20 años (Sr. Gilberto Quintero, dueño del terreno, com. pers.). El terreno presenta una pendiente de 10° e inicialmente tenía una cobertura de aproximadamente 20% de árboles dispersos de *Mimosa benthamii* (Fabaceae) que fueron eliminados para establecer las plantaciones en condiciones abióticas similares (Figura 1).

El Ejido de Quilamula se encuentra al sur del Estado de Morelos a una altitud de 1070 m s.n.m., dentro de la zona de influencia y amortiguamiento de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (REBIOSH; Figura 2). El clima está clasificado como cálido subhúmedo, el más seco de los subhúmedos, con lluvias en verano y presencia de canícula (Awo"(w)(i')g). Para los últimos 15 años, la temperatura media anual promedio fue de 25.01°C y la precipitación anual promedio fue de 971.4 mm (D. Valenzuela, com. pers.). El paisaje está formado por montañas escarpadas de alrededor de 1000 m s.n.m. Los suelos de Quilamula con vegetación nativa tienen un pH cercano a neutro (6.9 a 7.3) y la densidad aparente del suelo varía de 0.88 a 0.96 g cm⁻³ (Saynes *et al.*, 2005). Los suelos dominantes son Leptosoles y Cambisoles que se derivan de granitos subyacentes poco profundos (< 30 cm de profundidad), con textura franco-arenosa; aproximadamente el 50% del contenido de materia orgánica del suelo se concentra dentro de los primeros 10 cm de profundidad (Saynes *et al.*, 2005).

El ecosistema original en la REBIOSH corresponde a una SES (*sensu* Dirzo *et al.*, 2011), también llamado bosque tropical caducifolio (*sensu* Rzedowski, 2006) o selva baja caducifolia (*sensu* Miranda y Hernández-Xolocotzi, 1963). Este ecosistema es conocido por su riqueza florística y su alto endemismo a nivel de especie (Lott y Atkinson, 2010); donde cerca del 60% de las especies en este ecosistema son endémicas al país (Rzedowski, 1991). La SES se caracteriza por su marcada estacionalidad, con una época de lluvias que va del mes de mayo a noviembre y una época de secas que dura de cinco a ocho meses, en la que la mayoría de los árboles pierden sus hojas (Rzedowski, 1978). Las especies de árboles más comunes son las leguminosas *Conzattia multiflora*, *Lysiloma acapulcense*, *L. divaricatum* así como también varias especies de los géneros *Bursera* (Buseraceae) y *Ceiba* (Bombacaceae) (CONANP, 2005). Los árboles tienen una altura promedio de 15 m con un diámetro a la altura de pecho > 50 cm, los troncos son regularmente retorcidos y se ramifican a corta altura (Rzedowski, 1978; Trejo y Hernández, 1996). Los suelos dominantes para la REBIOSH son feozem háplicos, regosoles éutricos y litosoles (INEGI, 1981). El sustrato geológico está conformado por rocas ígneas del Oligoceno-Mioceno, sedimentarias del Cretáceo Inferior, litológicamente clasificadas como calizas y depósitos marinos interestratificados de areniscas y lutitas del Cretáceo Superior (Lugo-Hubp, 1984).



Figura 1. Terreno en el mes de junio del 2017 antes de la plantación, se señala un árbol de *Mimosa benthamii* (Fabaceae).



Figura 2. Localización de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla en el Estado de Morelos, México. Se muestra la ubicación del Ejido de Quilamula.

Diseño experimental

A inicios del mes de julio de 2017, el terreno se cercó con alambre de púas a cuatro niveles. En el terreno se establecieron 60 parcelas en un diseño de bloques completos al azar. Los bloques fueron tres que se consideraron como replicas, donde cada una consto de 20 parcelas. Cada parcela midió 11.5×10 m. Las parcelas tuvieron una separación (pasillos) entre ellas de 3 m hacia lo largo y de 2.5 m hacia lo ancho (Figura 3). Cada bloque estuvo conformado por 12 parcelas en las cuales se establecieron 12 tratamientos de monocultivo, correspondientes a las 12 especies elegidas para el proyecto (Tabla 2); se tomaron siete parcelas más para establecer tratamientos de policultivo que se denominaron de la siguiente manera: 1) 3 leguminosas, 2) 3 no-leguminosas, 3) 6 leguminosas, 4) 6 no-leguminosas, 5) mixto 1, 6) mixto 2 y 7) todas las especies, los tratamientos mixtos 1 y 2 fueron una combinación de ocho especies cada uno. Finalmente, la parcela restante se designó como parcela bajo sucesión natural, donde no se estableció plantación alguna. Dentro de las plantaciones, se trasplantaron 30 plantas. Las plantas fueron establecidas en una disposición de cinco filas por seis columnas con una separación entre plantas de 1.5 m. (Figura 4). En total, se establecieron 1080 plantas en los monocultivos y 630 en los policultivos. Una vez en el campo, las plantas no recibieron fertilización ni fueron regadas.

77.5 m

| | | | | | |
|-----------------------------------|-----------------------------------|---------------------------------|---------------------------|---------------------------------|-----------------------------------|
| 6 no leguminosas | <i>Amphipterygium adstringens</i> | <i>Tabebuia rosea</i> | 3 no leguminosas | <i>Dodonaea viscosa</i> | Sucesión natural |
| <i>Pithecellobium dulce</i> | Todas las especies | <i>Eysenhardtia polystachya</i> | <i>Jacaratia mexicana</i> | <i>Leucaena leucocephala</i> | 6 leguminosas |
| 3 leguminosas | <i>Haematoxylum brasiletto</i> | Mixto 1 | <i>Gliricidia sepium</i> | Mixto 2 | <i>Bursera linanoe</i> |
| <i>Dalbergia congestiflora</i> | 3 no leguminosas | <i>Jacaratia mexicana</i> | Sucesión natural | <i>Eysenhardtia polystachya</i> | <i>Swietenia humilis</i> |
| <i>Dodonaea viscosa</i> | <i>Gliricidia sepium</i> | Mixto 2 | <i>Bursera linanoe</i> | 6 no leguminosas | <i>Amphipterygium adstringens</i> |
| Mixto 1 | <i>Tabebuia rosea</i> | <i>Pithecellobium dulce</i> | 6 leguminosas | <i>Dalbergia congestiflora</i> | Todas las especies |
| <i>Amphipterygium adstringens</i> | Sucesión natural | <i>Haematoxylum brasiletto</i> | <i>Swietenia humilis</i> | 3 leguminosas | <i>Leucaena leucocephala</i> |
| Mixto 2 | <i>Eysenhardtia polystachya</i> | 6 no leguminosas | <i>Gliricidia sepium</i> | <i>Pithecellobium dulce</i> | 3 no leguminosas |
| <i>Bursera linanoe</i> | 6 leguminosas | <i>Dalbergia congestiflora</i> | Todas las especies | <i>Haematoxylum brasiletto</i> | <i>Tabebuia rosea</i> |
| <i>Swietenia humilis</i> | <i>Leucaena leucocephala</i> | 3 Leguminosas | <i>Dodonaea viscosa</i> | Mixto 1 | <i>Jacaratia mexicana</i> |

146 m

Figura 3. Diseño experimental de las parcelas de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Los recuadros oscuros representan las parcelas con tratamiento de monocultivos y los recuadros blancos las parcelas de policultivos.

Tabla 2. Especies arbóreas trasplantadas al sitio; se presenta el nombre científico, la familia a la que pertenecen, su estado sucesional y el agrupamiento por tratamiento de policultivo señalado con una marca.

| Especie | Familia | Estado sucesional | Tratamientos | | | | | | | |
|-----------------------------------|----------------------|-------------------|---------------|------------------|---------------|------------------|--------|---------|--------------------|---|
| | | | 3 leguminosas | 3 no leguminosas | 6 leguminosas | 6 no leguminosas | Mixto1 | Mixto 2 | Todas las especies | |
| <i>Dalbergia congestiflora</i> | <i>Fabaceae</i> | Tardío | ☑ | | ☑ | | | | ☑ | ☑ |
| <i>Eysenhardtia polystachya</i> | <i>Fabaceae</i> | Tardío | | | ☑ | | | ☑ | ☑ | ☑ |
| <i>Haematoxylum brasiletto</i> | <i>Fabaceae</i> | Tardío | | | ☑ | | | ☑ | ☑ | ☑ |
| <i>Gliricidia sepium</i> | <i>Fabaceae</i> | Temprano | ☑ | | ☑ | | | | | ☑ |
| <i>Leucaena leucocephala</i> | <i>Fabaceae</i> | Temprano | | | ☑ | | | ☑ | ☑ | ☑ |
| <i>Pithecellobium dulce</i> | <i>Fabaceae</i> | Temprano | ☑ | | ☑ | | | ☑ | | ☑ |
| <i>Amphipterygium adstringens</i> | <i>Anacardiaceae</i> | Tardío | | | | | ☑ | ☑ | ☑ | ☑ |
| <i>Bursera linanoe</i> | <i>Burseraceae</i> | Tardío | | ☑ | | | ☑ | | ☑ | ☑ |
| <i>Tabebuia rosea</i> | <i>Bignoniaceae</i> | Tardío | | | | | ☑ | ☑ | ☑ | ☑ |
| <i>Jacaratia mexicana</i> | <i>Caricaceae</i> | Temprano | | ☑ | | | ☑ | | | ☑ |
| <i>Swietenia humilis</i> | <i>Meliaceae</i> | Temprano | | ☑ | | | ☑ | ☑ | | ☑ |
| <i>Dodonaea viscosa</i> | <i>Sapindaceae</i> | Temprano | | | | | ☑ | ☑ | ☑ | ☑ |

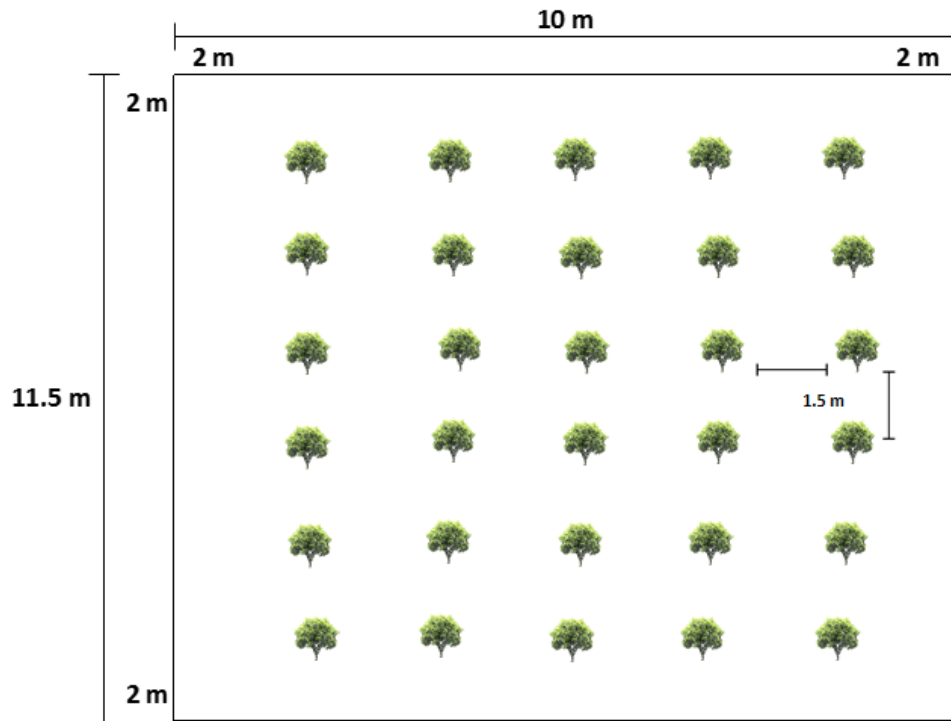


Figura 4. Disposición espacial de las 30 plantas trasplantadas por tratamiento en cada parcela.

La edad de las plantas al momento del trasplante fue de aproximadamente un año, excepto la de *Bursera linanoe* (Burseraceae) que tenían dos años (Tabla 2). Las plantas provinieron de los viveros forestales a cargo de la Secretaría de Desarrollo Sustentable del Estado de Morelos (SDS), localizados en las comunidades de Huajintlán y Ajuchitlán. Las semillas de las especies utilizadas se colectaron de un mínimo de 12 árboles adultos; la mayoría de las especies se germinaron directamente en bolsas de 15 × 25 cm expuestas al sol con una mezcla de arena, tierra de limo, tepojal (piedra pómez) y hojarasca picada; las semillas de *Dalbergia congestiflora* (Fabaceae), *Amphipterygium adstringens* (Anacardiaceae) y *Bursera linanoe* se germinaron en semilleros, trasplantándose a bolsas de las dimensiones antes mencionadas. Cuando las plántulas alcanzaron una altura de 10 a 15 cm fueron expuestos al sol (A. Nicolás-Medina, trabajadora del vivero, com. pers.).

La fertilidad del suelo se midió en las plantaciones en el 2019: las variables evaluadas fueron el pH (H₂O, 5.9), la concentración de nitrógeno total (3.42 ± 0.19 mg N g⁻¹) la concentración de NO₃⁻ (6.54 ± 1.25 µg N g⁻¹) el NH₄⁺ (15.06 ± 3.05 µg N g⁻¹), el carbono orgánico (24.89 ± 6.53 mg C g⁻¹), y la concentración de fósforo total (171 ± 20.20 µg P g⁻¹) (Hernández-Jiménez *et al.*, 2019).

Replante

A causa de la alta mortalidad de las plantas, en junio de 2018 se realizó el replante de ellas. El replante se hizo utilizando la misma identidad de las especies, así como la disposición espacial del replante. Dado que *Jacaratia mexicana* (Caricaceae) tuvo

100 % de mortalidad, se cambió por *Stemmadenia bella* (Apocynaceae). La elección de *Stemmadenia bella* se hizo bajo el criterio de que fuera una especie sucesional temprana. Además, se tuvo la consideración de que las plantas utilizadas para el replante, fueran en promedio de altura y edad similar a la de los individuos ya establecidos. Nuevamente, todas las plantas utilizadas para este fin provinieron de los viveros forestales de la SDS. Lamentablemente no se hizo el replante de las especies *Bursera linanoe* y *Haematoxylum brasiletto* (Fabaceae) debido a que tanto en viveros ornamentales y en los viveros de la SDS no contaban con ellas.

Estimación de diversidad filogenética

Para la estimación de la diversidad filogenética en los tratamientos de policultivo, se utilizó el índice propuesto por Faith en 1992 que se define como la suma de las longitudes de rama de la filogenia que conecta todas las especies en determinado sitio (Faith, 1992). Para la obtención del índice de diversidad filogenética en los tratamientos de policultivo antes y después de realizar el replante se utilizó la herramienta online Phylomatic versión 3.0 utilizando la filogenia resuelta para plantas de Zanne y colaboradores (Zanne *et al.*, 2014; Apéndice 1 y 2). La herramienta Phylomatic arroja como resultado un formato Newick en el cual proporciona las longitudes de las ramas de las que se compone la filogenia.

LITERATURA CITADA

- Aide, T. M., Clark, M. L., Grau, H. R., López-Carr, D., Levy, M. A., Redo, D., Muñiz, M. (2013). Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica*, 45(2), 262-271. doi:10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x
- Barchuk, A. H., Campos, E. B., Oviedo, C., y Díaz, M. D. P. (2006). Supervivencia y crecimiento de plántulas de especies leñosas del Chaco Árido sometidas a remoción de la biomasa aérea. *Ecología austral*, 16, 47-61.
- Benayas, J. M. R., Newton, A. C., Diaz, A., y Bullock, J. M. (2009). Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science*, 325(5944), 1121-1124. doi:10.1126/science.1172460
- Bronstein, J. (2008). Mutualism, diversity, and diversification. *Smithsonian Botanical Symposium*.
- Cadotte, M. W., Cardinale, B. J., y Oakley, T. H. (2008). Evolutionary history and the effect of biodiversity on plant productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(44), 17012-17017. doi:10.1073/pnas.0805962105
- Campo, J., y Dirzo, R. (2003). Leaf quality and herbivory responses to soil nutrient addition in secondary tropical dry forests of Yucatan, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 19(05), 525-530.
- Cardinale, B. J., Matulich, K. L., Hooper, D. U., Byrnes, J. E., Duffy, E., Gamfeldt, L., Gonzalez, A. (2011). The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany*, 98(3), 572-592. doi:10.3732/ajb.1000364
- Coleman, J. S. (1986). Leaf development and leaf stress: increased susceptibility associated with sink-source transition. *Tree Physiology*, 2(1-2-3), 289-299. doi:10.1093/treephys/2.1-2-3.289
- Coley, P. D., y Barone, J. A. (1996). Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27, 305-335. doi:10.1146/annurev.ecolsys.27.1.305
- Coley, P. D., Bryant, J. P., y Chapin, F. S. (1985). Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science*, 230(4728), 895-899. doi:10.1126/science.230.4728.895
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2005). Programa de conservación y manejo Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, México. Mexico: CONANP.
- Corff, J. L., y Marquis, R. J. (1999). Differences between understorey and canopy in herbivore community composition and leaf quality for two oak species in Missouri. *Ecological Entomology*, 24(1), 46-58.
- Corona-Mora, A., Sánchez-Vargas, N. M., y Lindig-Cisneros, R. (2014). Evaluación de dos especies de selva seca en gradientes ambientales en Michoacán, México. *Madera y bosques*, 20, 49-58.

- Crawley, M. J. (1983). *Plant-Herbivore Dynamics Plant Ecology* (pp. 401-474): Blackwell Publishing Ltd.
- De Groot, R. S., Blignaut, J., Van Der Ploeg, S., Aronson, J., Elmqvist, T., y Farley, J. (2013). Benefits of Investing in Ecosystem Restoration. *Conservation Biology*, 27(6), 1286-1293. doi:<https://doi.org/10.1111/cobi.12158>
- de la Peña-Domene, M., Ayestarán-Hernández, L. M., Márquez-Torres, J. F., Martínez-Monroy, F., Rivas-Alonso, E., Carrasco-Carballido, P. V., Martínez-Garza, C. (2022). Sistemas silvopastoriles enriquecidos: una propuesta para integrar la conservación en la producción ganadera en comunidades rurales de Los Tuxtlas, México. *Acta Botánica Mexicana* (129).
- del Val, E., y Boege, K. (2012). *Ecología y evolución de las interacciones bióticas*. México.
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Zlatanova, D. (2015). The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 1-16. doi:<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>
- Díaz, S., D. Tilman, y J. Fargione. (2005). Biodiversity Regulation of Ecosystem Services. In R. Hassan, R. Scholes, y N. Ash (Eds.), *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends* (Vol. 1). Washington: Island Press. Retrieved from <http://www.millenniumassessment.org/en/Condition.html>
- Dirzo, R. (1984). Insect-Plant Interactions: Some ecophysiological consequences of herbivory. In E. Medina, H. A. Mooney, y C. Vázquez-Yanes (Eds.), *Physiological ecology of plants of the wet tropics* (Vol. 12, pp. 209-224): Springer Netherlands.
- Dirzo, R., H., Young, S., Mooney, H. A., y Ceballos, G. (2011). *Seasonally Dry Tropical Forest*. Washington: Island Press.
- Faith, D. P. (1992). Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation*, 61(1), 1-10. doi:[https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91201-3](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91201-3)
- Filip, V., Dirzo, R., Maass, J. M., y Sarukhan, J. (1995). Within- and among-year variation in the levels of herbivory on the foliage of trees from a Mexican tropical deciduous forest. *Biotropica*, 27(1), 78-86. doi:10.2307/2388905
- Finegan, B. (1984). Forest succession. *Nature*, 312(5990), 109-114.
- Forest, F., Grenyer, R., Rouget, M., Davies, T. J., Cowling, R. M., Faith, D. P., Savolainen, V. (2007). Preserving the evolutionary potential of floras in biodiversity hotspots. *Nature*, 445(7129), 757-760. doi:10.1038/nature05587
- Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making. de Groot Rudolf S. 1992. Groningen: Wolters Noordhoff. xviii + 315p, illustrated, soft cover. ISBN 90-01-35594-3. Dfl 80.
- (2009). *Polar Record*, 29(169), 162-162. doi:10.1017/S0032247400023779
- Futuyma, D. J. (2010). Evolutionary constraint and ecological consequences. *Evolution*, 64(7), 1865-1884. doi:10.1111/j.1558-5646.2010.00960.x

- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27(S1), S1-S46. doi:<https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- González-Tokman, D. M., Barradas, V. L., Boege, K., Domínguez, C. A., del-Val, E., Saucedo, E., y Martínez-Garza, C. (2018). Performance of 11 tree species under different management treatments in restoration plantings in a tropical dry forest. *Restoration Ecology*, 26(4), 642-649. doi:[doi:10.1111/rec.12617](https://doi.org/10.1111/rec.12617)
- Grime, J. P., Cornelissen, J. H. C., Thompson, K., y Hodgson, J. G. (1996). Evidence of a Causal Connection between Anti-Herbivore Defence and the Decomposition Rate of Leaves. *Oikos*, 77(3), 489-494. doi:[10.2307/3545938](https://doi.org/10.2307/3545938)
- Harborne, J. B. (1997). *Plant Secondary Metabolism Plant Ecology* (pp. 132-155): Blackwell Publishing Ltd.
- Hartley, S. E., y Jones, T. H. (2008). Insect Herbivores, Nutrient Cycling and Plant Productivity. In W. W. Weisser y E. Siemann (Eds.), *Insects and Ecosystem Function* (pp. 27-52). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Hector, A., Bazeley-White, E., Loreau, M., Otway, S., y Schmid, B. (2002). Overyielding in grassland communities: Testing the sampling effect hypothesis with replicated biodiversity experiments. *Ecology Letters*, 5, 502-511. doi:[10.1046/j.1461-0248.2002.00337.x](https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00337.x)
- Hector, A., Hautier, Y., Saner, P., Wacker, L., Bagchi, R., Joshi, J., Loreau, M. (2010). General stabilizing effects of plant diversity on grassland productivity through population asynchrony and overyielding. *Ecology*, 91(8), 2213-2220. doi:[10.1890/09-1162.1](https://doi.org/10.1890/09-1162.1)
- Hipp, A. L., Larkin, D. J., Barak, R. S., Bowles, M. L., Cadotte, M. W., Jacobi, S. K., Weiher, E. (2015). Phylogeny in the Service of Ecological Restoration. *American Journal of Botany*, 102(5), 647-648. doi:[10.3732/ajb.1500119](https://doi.org/10.3732/ajb.1500119)
- Hobbs Richard, J., y Norton David, A. (1996). Towards a Conceptual Framework for Restoration Ecology. *Restoration Ecology*, 4(2), 93-110. doi:[10.1111/j.1526-100X.1996.tb00112.x](https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1996.tb00112.x)
- Holl, K. D., y Quiros-Nietzen, E. (1999). The effect of rabbit herbivory on reforestation of abandoned pasture in southern Costa Rica. *Biological Conservation*, 87(3), 391-395. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00051-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00051-2)
- Howe, H., Urincho-Pantaleon, Y., Peña-Domene, M., y Martínez-Garza, C. (2010). Early seed fall and seedling emergence: precursors to tropical restoration. *Oecologia*, 164(3), 731-740. doi:[10.1007/s00442-010-1669-2](https://doi.org/10.1007/s00442-010-1669-2)
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (1981). *Síntesis geográfica del Estado de Morelos*. Secretaría de Programación y Presupuesto, México.
- Li, L., Cadotte, M. W., Martínez-Garza, C., Peña-Domene, M., y Du, G. (2017). Planting accelerates restoration of tropical forest but assembly mechanisms appear insensitive to initial composition. *Journal of Applied Ecology*, 55(2), 986-996. doi:[10.1111/1365-2664.12976](https://doi.org/10.1111/1365-2664.12976)

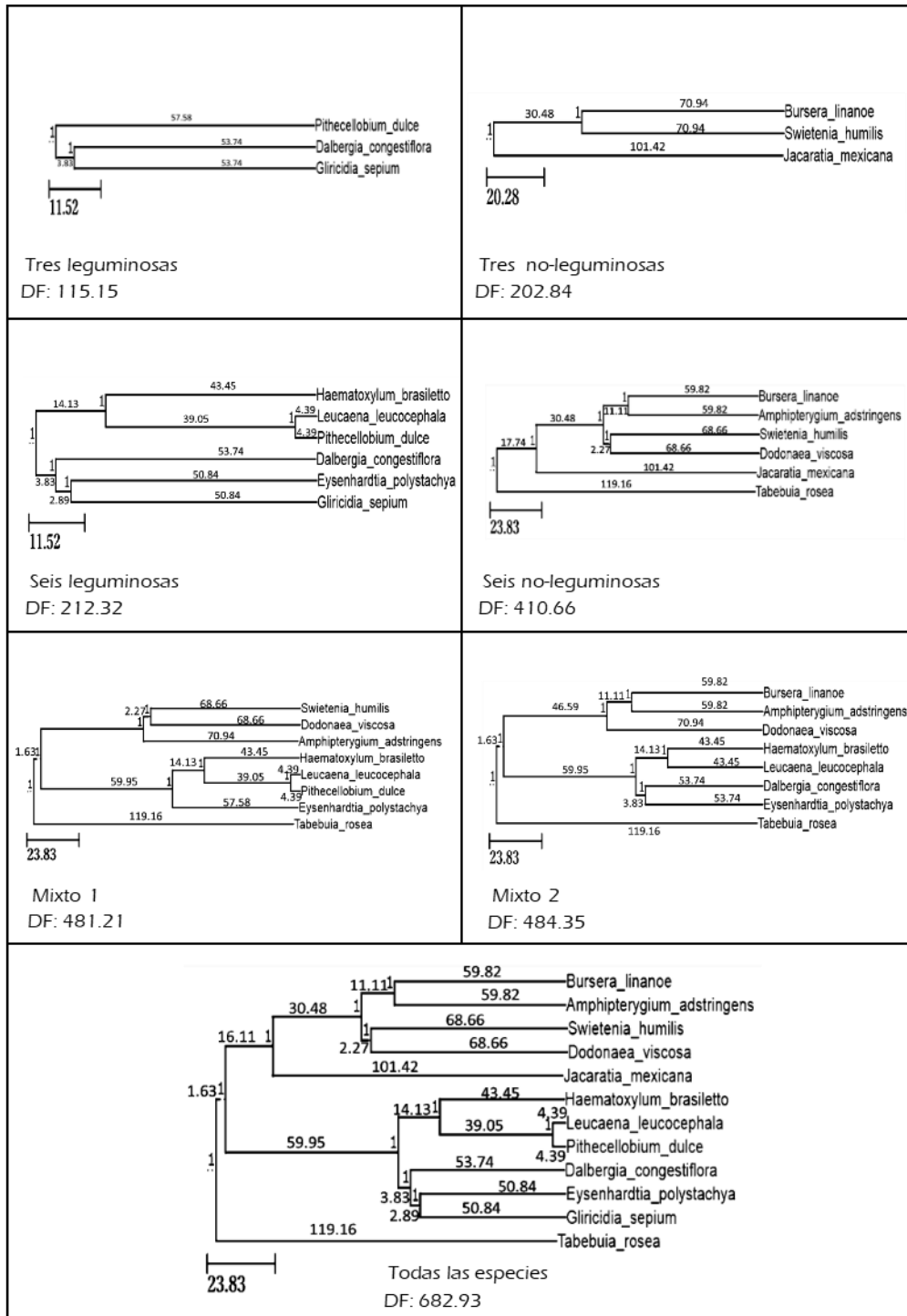
- Lott, E. J., y Atkinson, T. H. (2010). Diversidad florística. In G. Ceballos, L. Martínez, A. García, J. Bezaury, y R. Dirzo (Eds.), *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México* (pp. 66-76). Mexico: CONABIO.
- Lugo-Hubp, J. (1984). Geomorfología del sur de la cuenca de México. Instituto de Geografía., UNAM, Mexico City. Ser. Varia, 8.
- Marquez-Torres, J. F. (2013). Herbivoría en dos especies arbóreas nativas en plantaciones de restauración ecológica, en la selva tropical de Los Tuxtlas, Veracruz, México. (tesis de licenciatura), Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca, Morelos, México.
- Marquez-Torres, J. F. (2016). Herbivoría y crecimiento en seis especies arbóreas de la selva estacional, establecidas en plantaciones de restauración ecológica. (maestría), Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Martínez-Garza, C., Flores-Palacios, A., De La Peña-Domene, M., y Howe, H. F. (2009). Seed rain in a tropical agricultural landscape. *Journal of Tropical Ecology*, 25(05), 541-550.
- Martínez-Garza, C., Osorio-Beristain, M., Alcalá, R., Valenzuela-Galván, D., y Mariano, N. (2016). Ocho años de restauración experimental en las selvas estacionales de México. In E. Ceccon y C. Martínez-Garza (Eds.), *Experiencias Mexicanas en la Restauración de los Ecosistemas*. México: CONABIO-UNAM-UAEM.
- Martínez-Garza, C., Osorio-Beristain, M., Alcalá-Martínez, R. E., Valenzuela-Galván, D., y Mariano, N. (2016). Capítulo 17. Ocho años de restauración experimental en las selvas estacionales de México. *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas*. Cuernavaca, Morelos, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, 385-406.
- Martínez-Garza, C., Peña, V., Ricker, M., Campos, A., y Howe, H. F. (2005). Restoring tropical biodiversity: Leaf traits predict growth and survival of late-successional trees in early-successional environments. *Forest Ecology and Management*, 217(2-3), 365-379.
doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.07.001>
- Massad, T. J. (2012). Interactions in tropical reforestation – how plant defence and polycultures can reduce growth-limiting herbivory. *Applied Vegetation Science*, 15(3), 338-348. doi:10.1111/j.1654-109X.2012.01185.x
- Mattson, W. J. (1980). Herbivory in relation to plant nitrogen content. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 11(1), 119-161.
doi:doi:10.1146/annurev.es.11.110180.001003
- Miranda, F., y Hernández, X. (1963). Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Bol. Soc. Bot. Mex*, 29, 1-179.
- Mouquet, N., Devictor, V., Meynard, C. N., Munoz, F., Bersier, L.-F., Chave, J., Thuiller, W. (2012). Ecophylogenetics: advances and perspectives. *Biological*

- Reviews, 87(4), 769-785. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2012.00224.x>
- Murakami, M., Yoshida, K., Hara, H., y Toda, M. J. (2005). Spatio-temporal variation in Lepidopteran larval assemblages associated with oak, *Quercus crispula*: the importance of leaf quality. *Ecological Entomology*, 30(5), 521-531. doi:[10.1111/j.0307-6946.2005.00724.x](https://doi.org/10.1111/j.0307-6946.2005.00724.x)
- Murphy, P. G., y Lugo, A. E. (1995). Dry forest of Central America and the Caribbean. In S. Bullock, H. Mooney, y E. Medina (Eds.), *Seasonally dry forests* (pp. 9-34). Cambridge: Cambridge University Press.
- Omeja, P. A., Chapman, C. A., Obua, J., Lwanga, J. S., Jacob, A. L., Wanyama, F., y Mugenyi, R. (2011). Intensive tree planting facilitates tropical forest biodiversity and biomass accumulation in Kibale National Park, Uganda. *Forest Ecology and Management*, 261(3), 703-709. doi:<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.11.029>
- Parrotta, J. A., y Knowles, O. H. (2001). Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: Examples from the Brazilian Amazon. *Ecological Engineering*, 17(2), 219-239. doi:[https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00141-5](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00141-5)
- Piotto, D., Viquez, E., Montagnini, F., y Kanninen, M. (2004). Pure and mixed forest plantations with native species of the dry tropics of Costa Rica: a comparison of growth and productivity. *Forest Ecology and Management*, 190(2), 359-372. doi:<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.11.005>
- Poorter, L., de Plassche, M. V., Willems, S., y Boot, R. G. A. (2004). Leaf traits and herbivory rates of tropical tree species differing in successional status. *Plant Biology*, 6(6), 746-754. doi:[10.1055/s-2004-821269](https://doi.org/10.1055/s-2004-821269)
- Rohr, J. R., Bernhardt, E. S., Cadotte, M. W., y Clements, W. H. (2018). The ecology and economics of restoration: when, what, where, and how to restore ecosystems. *Ecology and Society*, 23(2). doi:[10.5751/ES-09876-230215](https://doi.org/10.5751/ES-09876-230215)
- Roncancio - D, N., y Estévez - V, J. (2007). Evaluación del ensamblaje de murciélagos en áreas sometidas a regeneración natural y a restauración por medio de plantaciones de aliso. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 11, 131-143.
- Rzedowski, J. (1978). *Bosque tropical caducifolio Vegetación de México* (pp. 189-203). D.F. México: Limusa.
- Rzedowski, J. (1991). El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana*, 15, 47-64.
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México*. 1ª. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 504 pp.
- Saynes, V., Hidalgo, C., Etchevers, J. D., y Campo, J. E. (2005). Soil C and N dynamics in primary and secondary seasonally dry tropical forests in Mexico. *Applied Soil Ecology*, 29(3), 282-289. doi:<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2004.11.007>
- Silva, J. O., Espirito-Santo, M. M., y Melo, G. A. (2012). Herbivory on *Handroanthus ochraceus* (Bignoniaceae) along a successional gradient in a tropical dry

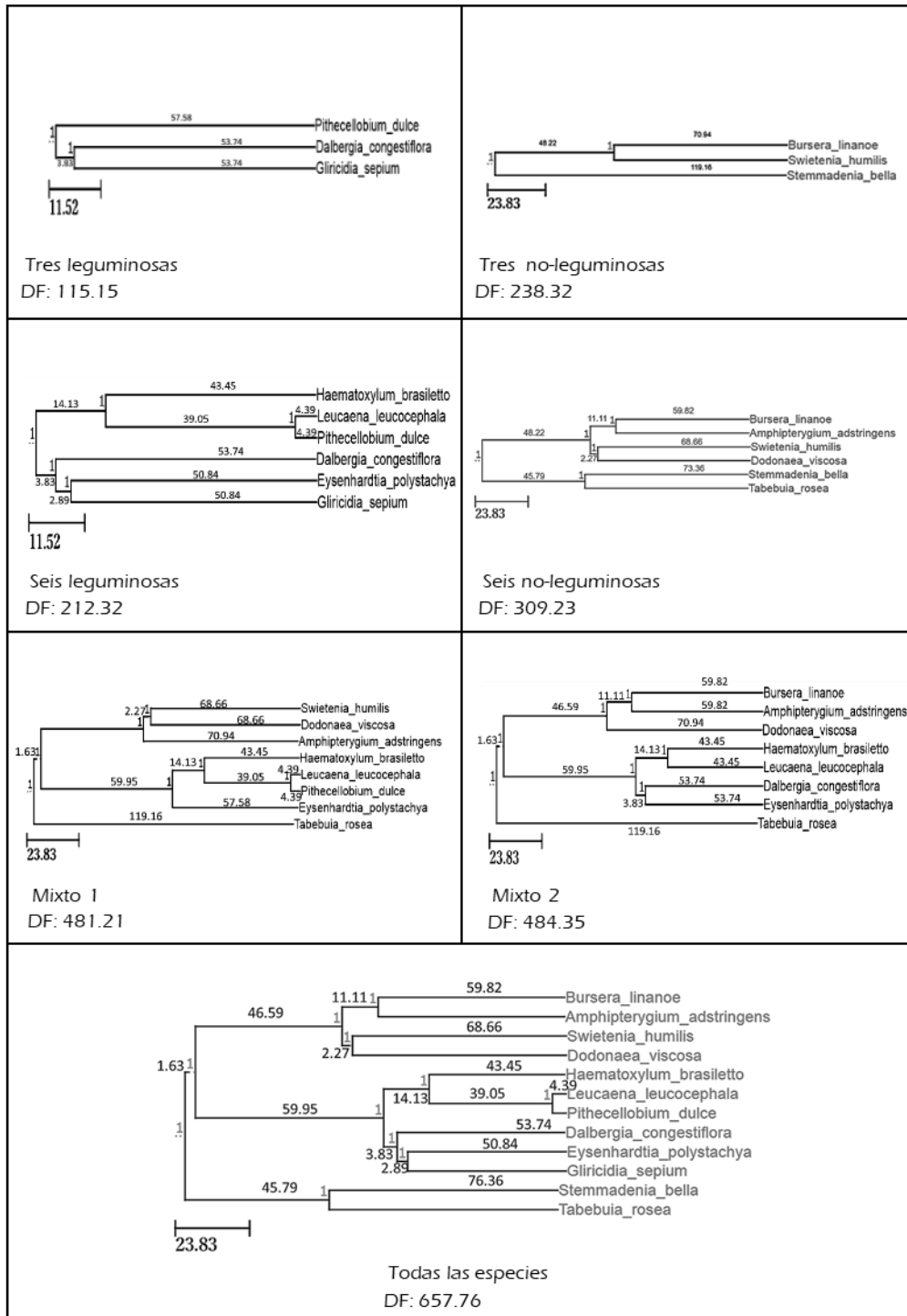
- forest. *Arthropod-Plant Interactions*, 6(1), 45-57. doi:10.1007/s11829-011-9160-5
- Singh, A. N., Raghubanshi, A. S., y Singh, J. S. (2002). Plantations as a tool for mine spoil restoration. *Current Science*, 82(12), 1436-1441.
- Sousa S, M., Ricker, M., y Hernández, H. (2001). Tree species of the family leguminosae in Mexico. *Harvard Papers in Botany*, 6(1), 339-365.
- Spasojevic, M. J., Catano, C. P., LaManna, J. A., y Myers, J. A. (2018). Integrating species traits into species pools. *Ecology*, 99(6), 1265-1276. doi:10.1002/ecy.2220
- Srivastava, D. S., Cadotte, M. W., MacDonald, A. A., Marushia, R. G., y Mirotchnick, N. (2012). Phylogenetic diversity and the functioning of ecosystems. *Ecol Lett*, 15(7), 637-648. doi:10.1111/j.1461-0248.2012.01795.x
- Srivastava, D. S., y Vellend, M. (2005). Biodiversity-Ecosystem Function Research: Is It Relevant to Conservation? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36(1), 267-294. doi:10.1146/annurev.ecolsys.36.102003.152636
- Stern, M., Quesada, M., y Stoner, K. E. (2002). Changes in composition and structure of a tropical dry forest following intermittent Cattle grazing. *Revista de Biología Tropical*, 50, 1021-1034.
- Tilman, D. (1996). Biodiversity: Population Versus Ecosystem Stability. *Ecology*, 77(2), 350-363. doi:10.2307/2265614
- Tilman, D., y Downing, J. A. (1994). Biodiversity and stability in grasslands. *Nature*, 367(6461), 363-365.
- Tilman, D., Reich, P. B., Knops, J., Wedin, D., Mielke, T., y Lehman, C. (2001). Diversity and Productivity in a Long-Term Grassland Experiment. *Science*, 294(5543), 843. doi:10.1126/science.1060391
- Tilman, D., Reich, P. B., y Knops, J. M. (2006). Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment.
- Trejo, I., y Dirzo, R. (2000). Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*, 94(2), 133-142. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00188-3
- Trejo, I., y Hernández, J. (1996). Identificación de la selva baja caducifolia en el estado de Morelos, México, mediante imágenes de satélite. *Instituto de Geografía, UNAM, México*, 11-18.
- Vane-Wright, R. I., Humphries, C. J., y Williams, P. H. (1991). What to protect? Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation*, 55(3), 235-254. doi:https://doi.org/10.1016/0006-3207(91)90030-D
- Vázquez- Yanes, C., Batís, A., Alcocer, M., Gual, M., y Sánchez, C. (1999). Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. *México, D.F.*
- Venail, P., Gross, K., Oakley, T. H., Narwani, A., Allan, E., Flombaum, P., Cardinale, B. J. (2015). Species richness, but not phylogenetic diversity, influences

- community biomass production and temporal stability in a re-examination of 16 grassland biodiversity studies. *Functional Ecology*, 29(5), 615-626. doi:10.1111/1365-2435.12432
- Weigelt, A., Weisser, W. W., Buchmann, N., y Scherer-Lorenzen, M. (2009). Biodiversity for multifunctional grasslands: equal productivity in high-diversity low-input and low-diversity high-input systems. *Biogeosciences*, 6(8), 1695-1706. doi:10.5194/bg-6-1695-2009
- Wiens, J. J., Ackerly, D. D., Allen, A. P., Anacker, B. L., Buckley, L. B., Cornell, H. V., Stephens, P. R. (2010). Niche conservatism as an emerging principle in ecology and conservation biology. *Ecol Lett*, 13(10), 1310-1324. doi:10.1111/j.1461-0248.2010.01515.x
- Zahawi Rakan, A., Reid John, L., y Holl Karen, D. (2014). Hidden Costs of Passive Restoration. *Restoration Ecology*, 22(3), 284-287. doi:10.1111/rec.12098
- Zanne, A. E., Tank, D. C., Cornwell, W. K., Eastman, J. M., Smith, S. A., Fitz John, R. G., Beaulieu, J. M. (2014). Correction: Corrigendum: Three keys to the radiation of angiosperms into freezing environments. *Nature*, 514(7522), 394-394. doi:10.1038/nature13842

Apéndices Capítulo I



Apéndice 1. Filogenia de los diferentes tratamientos de policultivo utilizados en parcelas de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México antes de realizar el replante. Se muestra el tratamiento y el valor de diversidad filogenética (DF).



Apéndice 2. Filogenia de los diferentes tratamientos de policultivo utilizados en parcelas de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México después de realizar el replante. Se muestra el tratamiento y el valor de diversidad filogenética (DF).

CAPÍTULO II

**SUPERVIVENCIA DE 12 ESPECIES DE
ÁRBOLES NATIVOS EN PLANTACIONES DE
RESTAURACIÓN EN LA SELVA
ESTACIONALMENTE SECA**



SUPERVIVENCIA DE 12 ESPECIES DE ÁRBOLES NATIVOS EN PLANTACIONES DE RESTAURACIÓN EN LA SELVA ESTACIONALMENTE SECA

SURVIVAL OF 12 NATIVE TREE SPECIES IN RESTORATION PLANTINGS IN THE DRY FOREST

✉ JOSÉ FLAVIO MÁRQUEZ-TORRES*, ✉ CRISTINA MARTÍNEZ-GARZA

Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca, México.
*Autor para correspondencia: jose.marquezto@uaem.edu.mx

Resumen

Antecedentes: La selva estacionalmente seca se puede recuperar usando plantaciones de restauración. La selección de especies para las plantaciones depende de su desempeño exitoso en las condiciones adversas de los sitios degradados.

Hipótesis: Las especies leguminosas de estados sucesionales tempranos muestran mayor supervivencia en sitios degradados.

Especies de estudio: Doce especies de árboles nativos de la selva estacional.

Sitio y años de estudio: Pastizales excluidos de la ganadería en Quilamula, Tlaquiltenango, Morelos, México durante 28 meses, de julio del 2017 a octubre del 2019.

Métodos: Plantaciones experimentales para las 12 especies (N = 1,080 plantas). Se registró la supervivencia en octubre del 2017, junio y octubre del 2018 y en octubre del 2019.

Resultados: Las especies sucesionales tempranas mostraron mayor supervivencia (27 %) que las tardías (20 %). Las leguminosas mostraron mayor supervivencia (25 %) que las no-leguminosas (22 %). Las especies tempranas no-leguminosas y las tardías leguminosas presentaron una supervivencia similar y esta fue mayor (> 30 %) que la de las especies leguminosas tempranas (< 18 %).

Conclusiones: Para asegurar el éxito de plantaciones de restauración y acelerar la velocidad de recuperación se sugiere sembrar mezclas de especies sucesionales tempranas (*i.e.*, *Dodonaea viscosa* Jacq. y *Leucaena leucocephala* (Lam.) De Wit) y la mayor cantidad posible de especies sucesionales tardías, leguminosas y no-leguminosas.

Palabras clave: leguminosas, selva baja caducifolia, bosque tropical caducifolio, Sierra de Huautla.

Abstract

Background: Dry Forest can be recovered with restoration plantings. Selection of tree species for restoration plantings depends on its successful performance under the adverse conditions of degraded areas.

Hypotheses: Early-successional legume species have higher survival in degraded areas.

Studied species: Twelve native tree species from the dry forest.

Study site and dates: Pastures excluded from cattle ranching activities in Quilamula, Tlaquiltenango, Morelos, Mexico for 28 months, from July 2017 to October 2019.

Methods: Experimental plantings of 12 tree species (N= 1,080 juveniles). Survival was registered in October 2017, June and October 2018, and in October 2019.

Results: Early-successional tree species showed higher survival (27 %) than late-successional species (20 %). Legumes showed higher survival (25 %) than non-legumes (22 %). Early non-legume species and late-successional legumes had similar and higher survival (> 30 %) than early-successional legume species (< 18 %).

Conclusions: To ensure the success of restoration plantings and accelerate the recovery of the forest, it is suggested to plant a mix of early-successional species (*i.e.*, *Dodonaea viscosa* Jacq. and *Leucaena leucocephala* (Lam.) De Wit) and as many late-successional legumes and non-legumes species as possible.

Keywords: legumes, seasonally dry forest, Sierra de Huautla, successional status.



En marzo del 2019, la asamblea general de la Organización de las Naciones Unidas declaró la década de la restauración de los ecosistemas del 2021 al 2030 (ONU 2020). La restauración ecológica es el proceso que ayuda a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañando o destruido (SER 2004). En México, uno de los ecosistemas que presenta altas tasas de deforestación y degradación debido a las actividades agropecuarias es la selva estacionalmente seca (Trejo & Dirzo 2000, Dirzo *et al.* 2011). La última revisión de proyectos de restauración en México de 1979 al 2016 mostró que menos proyectos se han llevado a cabo en ese ecosistema en comparación con el bosque templado y la selva húmeda (revisado en Martínez-Garza *et al.* 2021).

Dependiendo de las condiciones iniciales de degradación se pueden llevar a cabo diferentes niveles de intervención de restauración (Martínez-Garza *et al.* 2016). Por ejemplo, sitios con bajos niveles de degradación pueden recuperarse si se detiene la perturbación, lo que es llamado intervención mínima o regeneración no asistida (Stern *et al.* 2002, Chazdon & Guariguata 2016). Sitios con altos niveles de degradación y alejados de fragmentos de vegetación conservada pueden requerir la modificación de las condiciones del suelo y la plantación de especies nativas, lo que es llamado intervención máxima (Vázquez-Yanes *et al.* 1999, Benayas *et al.* 2009). La ganadería extensiva es un disturbio de alta intensidad (Guariguata & Ostertag 2001) que predice bajo potencial de regeneración natural (Zermeño-Hernández *et al.* 2015), por lo que se sugiere el uso de plantaciones para la restauración de esos sitios (Martínez-Garza *et al.* 2021). Dado que la ganadería extensiva es una actividad muy común en la selva estacionalmente seca, para su restauración será necesario el establecimiento de plantaciones.

La selección de especies para plantaciones de restauración se puede basar en su estado sucesional. Las especies llamadas sucesionales tempranas son las primeras en colonizar los sitios perturbados; estas especies presentan ciclos de vida cortos, elevadas tasas de crecimiento y alta demanda de luz solar (Finegan 1984, Kennard 2002, Poorter *et al.* 2004). Por otro lado, las especies sucesionales tardías, que son las que conforman la selva más conservada, presentan ciclos de vida más largos, bajas tasas de crecimiento y tolerancia a la sombra (Finegan 1984, Kennard 2002). Los sitios degradados de la selva estacionalmente seca se caracterizan por presentar suelos altamente compactados debido a la ganadería extensiva (Gerhardt 1996), alta incidencia de luz y baja humedad resultado de la eliminación del dosel y a una extensa temporada de secas (Rzedowski 1978). Algunos atributos de las especies sucesionales tempranas, como la baja densidad de madera, alta tasa fotosintética y caracteres funcionales relacionados con la tolerancia a la sequía, predicen una mayor supervivencia en sitios con alta disponibilidad de luz y baja humedad (Poorter *et al.* 2010, Lohbeck *et al.* 2013). Esta predicción se ha comprobado en plantaciones en Costa Rica (Gerhardt 1996) y México (Carrasco-Carballedo *et al.* 2019), aunque existe una alta variabilidad en el desempeño de las especies (Janos 1996, Khurana & Singh 2001, Bonfil & Trejo 2010). Otras características, como la capacidad de fijar nitrógeno, puede otorgar una ventaja adicional a las especies en suelos degradados; por ejemplo, en plantaciones de restauración establecidas en la selva estacional de Jalisco (González-Tokman *et al.* 2018), en Morelos (Carrasco-Carballedo *et al.* 2019) y en Costa Rica (Piotto *et al.* 2004) se encontraron mayores tasas de supervivencia de especies leguminosas en comparación con las de especies no-leguminosas. Así, se espera que las especies leguminosas sucesionales tempranas presenten mejores niveles de supervivencia en áreas degradadas.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la supervivencia inicial (28 meses) de 12 especies nativas por su estado sucesional (tempranas y tardías) y grupo funcional (leguminosas y no-leguminosas) en áreas de selva estacional degradada. Debido a sus características de historia de vida (*e.g.*, altas tasas de crecimiento) y a la ventaja de fijar nitrógeno, esperamos que las especies leguminosas sucesionales tempranas tengan mayor supervivencia que las no-leguminosas de cualquier estado sucesional. Evaluar la supervivencia de especies nativas en áreas degradadas nos permite seleccionar aquellas exitosas para establecer plantaciones que permitan aumentar la velocidad de recuperación de uno de los ecosistemas más degradados de México. El uso de categorías que pueden asignarse fácilmente, como el estado sucesional y la capacidad de fijar nitrógeno, permitirá que los que practican la restauración puedan seleccionar especies de forma sencilla, mediante estos atributos.

Materiales y métodos

Sitio de estudio. El estudio se llevó a cabo en un terreno del Ejido de Quilamula, Tlaquiltenango, Morelos, México. El terreno ha tenido una historia de uso agrícola y ganadero por más de 20 años (Sr. Gilberto Quintero, dueño del terreno, com. pers.). Este terreno presenta una pendiente de 10° e inicialmente tenía una cobertura del 20 % de árboles dispersos de *Mimosa benthamii* J.F. Macbr. (Fabaceae) que fueron eliminados para establecer las plantaciones en condiciones abióticas similares (Figura 2A y B). El Ejido de Quilamula se encuentra al sur del Estado de Morelos, dentro de la zona de influencia y amortiguamiento de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (REBIOSH; Figura 1). El ecosistema original en la REBIOSH corresponde a la selva estacionalmente seca (*sensu* Dirzo *et al.* 2011), también llamado bosque tropical caducifolio (*sensu* Rzedowski 2006) o selva baja caducifolia (*sensu* Miranda & Hernández-X 1963). Este ecosistema es conocido por su riqueza florística y su alto endemismo a nivel de especie (Lott & Atkinson 2010); cerca del 60 % de las especies en este ecosistema son endémicas al país (Rzedowski 1991). La selva estacionalmente seca se caracteriza por su marcada estacionalidad, con una época de lluvias que va del mes de mayo a noviembre y una época de secas que dura de cinco a ocho meses, en la que la mayoría de los árboles pierden sus hojas (Rzedowski 1978). Las especies de árboles más comunes son las leguminosas *Conzattia multiflora* (BL Rob.) Standl., *Lysiloma acapulcense* (Kunth) Benth., *L. divaricatum* (Jacq.) JF Macbr., así como también varias especies de los géneros *Bursera* (Buseraceae) y *Ceiba* (Bombacaceae) (CONANP 2005). Los árboles tienen una altura promedio de 15 m con un diámetro a la altura de pecho > 50 cm, los troncos son regularmente retorcidos y se ramifican a corta altura (Rzedowski 1978, Trejo & Hernández 1996). Los suelos dominantes para la REBIOSH son feozem háplicos, regosoles éutricos y litosoles (INEGI 1981). El sustrato geológico está conformado por rocas ígneas del Oligoceno-Mioceno, sedimentarias del Cretáceo Inferior, litológicamente clasificadas como calizas y depósitos marinos interstratificados de areniscas y lutitas del Cretáceo Superior (Lugo-Hubp 1984).

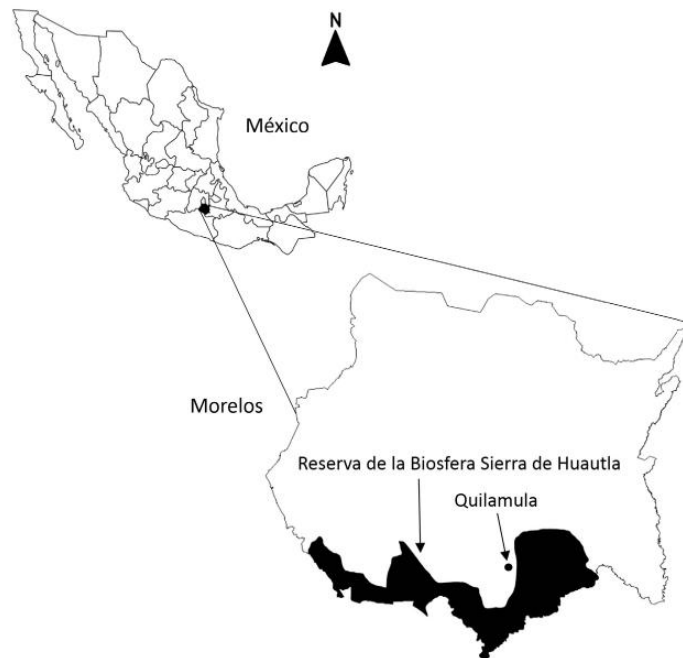


Figura 1. Localización de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla en el estado de Morelos México. Se muestra la ubicación del Ejido de Quilamula en la zona de influencia de la Reserva.

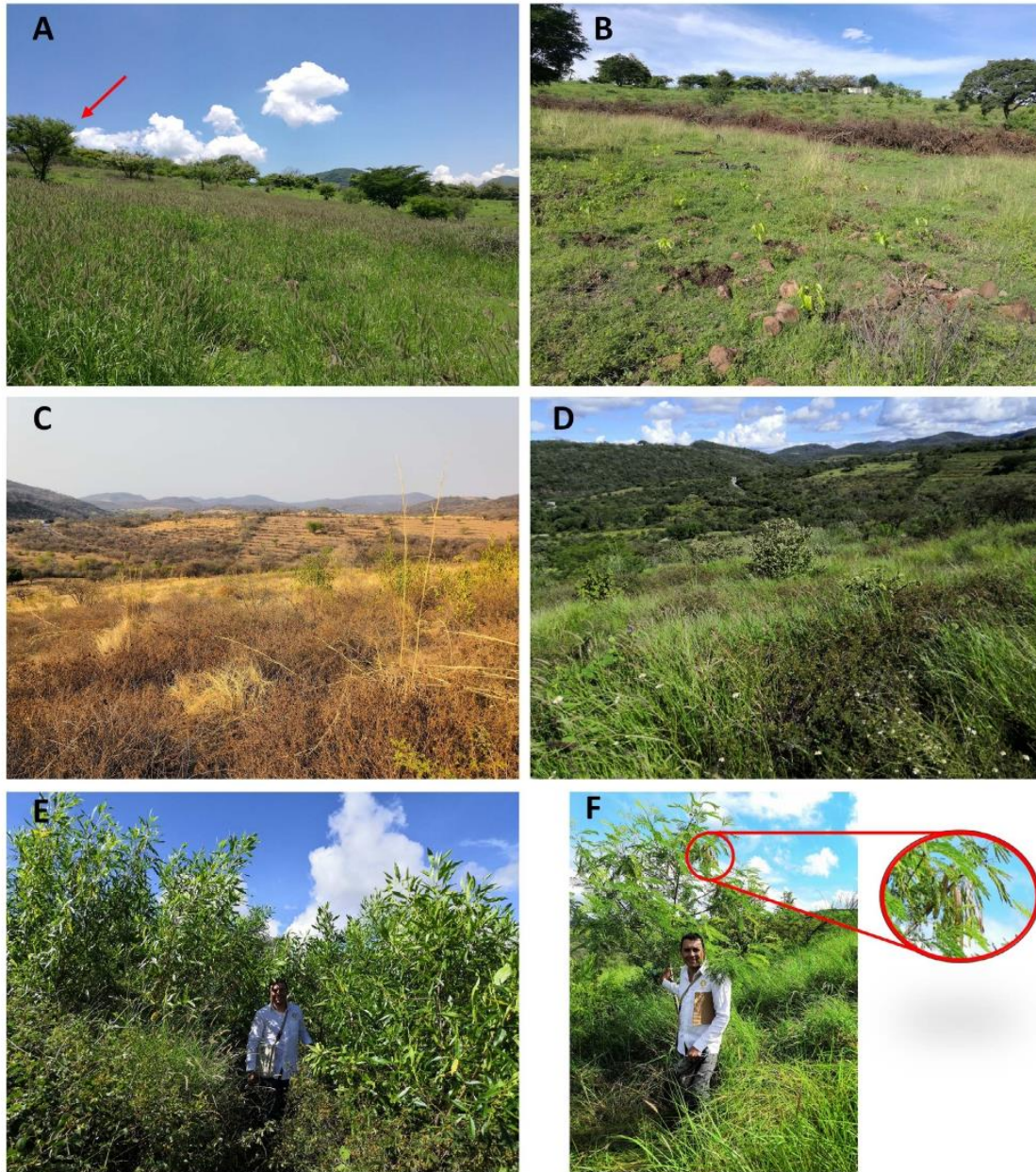


Figura 2. (A) Terreno en junio del 2017 antes de la plantación, se señala un árbol de *Mimosa benthamii* (Fabaceae) que fue cortado. (B) Plantación de *Tabebuia rosea* (Bignoniaceae) establecida en julio del 2017. (C) Plantación de *Dodonaea viscosa* (Sapindaceae) en la época seca del 2019. (D) Plantación en la época lluviosa del 2019. (E) Plantación de *Dodonaea viscosa* en la época de lluvias del 2019. (F) Plantación de *Leucaena leucocephala* (Fabaceae) en la época de lluvias del 2019, se señala el fruto.

Supervivencia de árboles en plantaciones de restauración

Quilamula se encuentra a una altitud de 1,070 m snm; el clima está clasificado como cálido subhúmedo, el más seco de los subhúmedos, con lluvias en verano y presencia de canícula (Awo''(w)(i')g). Para los últimos 15 años, la temperatura media anual promedio fue de 25.01 °C y la precipitación anual promedio fue de 971.4 mm (D. Valenzuela, com. pers.). El paisaje está formado por montañas escarpadas de alrededor de 1,000 m snm); los suelos dominantes (Leptosoles y Cambisoles) se derivan de granitos subyacentes poco profundos (< 30 cm de profundidad), con textura franco-arenosa; aproximadamente el 50 % del contenido de materia orgánica del suelo se concentra dentro de los primeros 10 cm de profundidad (Saynes *et al.* 2005). Los suelos de Quilamula con vegetación nativa tienen un pH cercano a neutro (6.9 a 7.3) y la densidad aparente del suelo varía de 0.88 a 0.96 g cm⁻³ (Saynes *et al.* 2005).

Diseño experimental. En julio de 2017 se estableció un proyecto de restauración ecológica experimental en un terreno de 1.2 ha que fue cercado con alambre de púas a cuatro niveles para excluir al ganado. En el terreno se establecieron 60 parcelas en un diseño de bloques completos al azar, cada bloque está compuesto por 20 parcelas. Cada parcela mide 11.5 × 10 m con pasillos entre ellas de 3 m hacia lo largo y 2.5 m hacia lo ancho (Figura 3). En 36 parcelas se establecieron monocultivos con 30 plantas de cada una de las 12 especies de árboles nativos de la selva estacional (N = 1,080 plantas; Tabla 1); para cada especie se establecieron tres réplicas. Las plantas fueron establecidas en una disposición de cinco filas por seis columnas con una separación entre plantas de 1.5 m. La edad de las plantas al momento del trasplante fue de aproximadamente un año, excepto las de *Bursera linanoe* (La Llave) Rzed., Calderón y Medina que tenía dos años (Tabla 1); las plantas provenían de los viveros forestales de las localidades de Huajintlán y Ajuchitlán pertenecientes a la Secretaría de Desarrollo Sustentable del Estado de Morelos. Las semillas de las especies utilizadas se colectaron de un mínimo de 12 árboles adultos; la mayoría de las especies se germinaron directamente en bolsas de 15 × 25 cm expuestas al sol con una mezcla de arena, tierra de limo, tepojal (piedra pómez) y hojarasca picada; *Dalbergia congestiflora* Pittier, *Amphipterygium adstringens* (Schltdl.) Standl. y *B. linanoe* se germinaron en semilleros dentro del vivero y las plántulas de entre 10-15 cm de altura se trasplantaron a bolsas de las mismas dimensiones antes mencionadas y también se expusieron al sol (A. Nicolás-Medina, trabajadora del vivero, com. pers.). Una vez en el sitio de estudio, las plantas no recibieron fertilización ni fueron regadas. La fertilidad del suelo se midió en las plantaciones en el 2019: las variables evaluadas fueron el pH (H₂O, 5.9), la concentración de nitrógeno total (3.42 ± 0.19 mg N g⁻¹) la concentración de NO₃⁻ (6.54 ± 1.25 µg N g⁻¹) el NH₄⁺ (15.06 ± 3.05 µg N g⁻¹), el carbono orgánico (24.89 ± 6.53 mg C g⁻¹), y la concentración de fósforo total (171 ± 20.20 µg P g⁻¹) (H. E. Hernández-Jiménez datos no publicados). Los censos de supervivencia se realizaron en octubre del 2017, junio y octubre del 2018 y octubre del 2019 (Figura 2C, D-F). Las plantas se registraron como muertas cuando las ramas no presentaban hojas o el tronco estaba completamente seco.

Análisis de datos. La supervivencia se analizó con la función de supervivencia mediante el estimador no paramétrico de Kaplan-Meier (Pollock *et al.* 1989). Se realizó un análisis por especie (12 niveles), estado sucesional (dos niveles, tempranas y tardías), grupo funcional (dos niveles, leguminosas y no-leguminosas) y para la interacción estado sucesional × grupo funcional (cuatro niveles: temprana leguminosa, temprana no-leguminosa, tardía leguminosa y tardía no leguminosa). El parámetro de referencia de supervivencia fue expresado en días. La comparación entre curvas de supervivencia por grupo se analizó mediante la prueba Log-Rank. Los análisis estadísticos se realizaron con el programa STATISTICA 7.0 (StatSoft 2004) y el programa R (R Core Team 2020) en su versión 4.0.2. En la sección de resultados, las especies serán referidas por el género.

Resultados

La supervivencia para las 12 especies después de 850 días fue en promedio de 23.42 %. La especie temprana no-leguminosa *Dodonaea* (Sapindaceae) presentó la mayor supervivencia (73.33 %), mientras que todos los individuos de *Jacaratia* (Caricaceae) murieron (Tabla 1). El análisis estadístico reveló diferencias en la supervivencia entre especies ($\chi^2= 252$, g.l.= 11, $P < 0.00001$). Las comparaciones Log-Rank revelaron que *Dodonaea* presentó el más

alto porcentaje de supervivencia y este fue estadísticamente diferente al de todas las demás especies. El porcentaje de supervivencia de *Leucaena* fue similar al de *Swietenia*, *Eysenhardtia* y *Haematoxylum*, estas tres últimas especies presentaron porcentajes de supervivencia similares a los de *Dalbergia*; por último, *Jacaratia* presentó el porcentaje de supervivencia más bajo que fue estadísticamente diferente al de todas las demás especies (Figura 4).

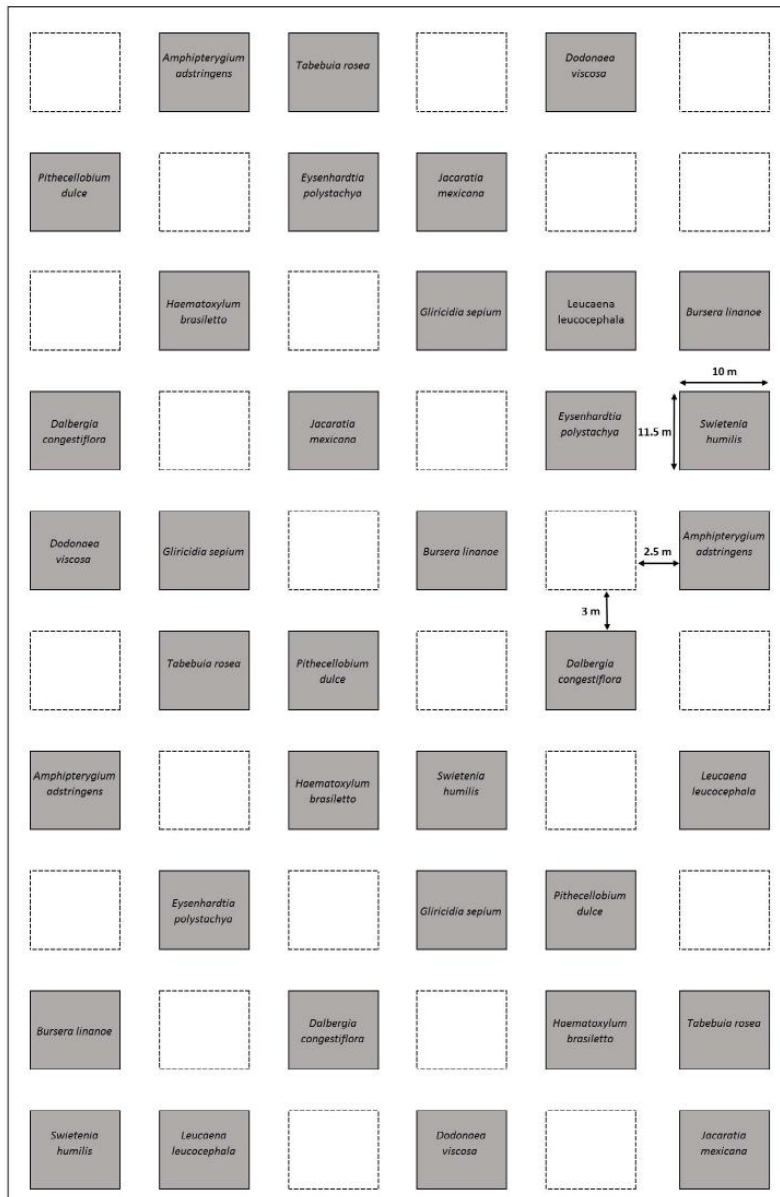


Figura 3. Diseño experimental de las parcelas de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Se muestra la localización de las parcelas de 12 monocultivos; los cuadros con línea punteada son tratamientos no incluidos en este estudio.

Supervivencia de árboles en plantaciones de restauración

Tabla 1. Familia, estado sucesional y porcentaje de supervivencia de 12 especies arbóreas de la selva estacionalmente seca en plantaciones experimentales en Quilamula, Morelos, México; letras distintas después del porcentaje de supervivencia, indican diferencias significativas ($P < 0.05$).

| Especie* | Familia | Estado sucesional | Supervivencia (%) |
|---|---------------|-------------------|-------------------|
| Leguminosas | | | |
| <i>Dalbergia congestiflora</i> Pittier | Fabaceae | Tardío | 27.78 c |
| <i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg. | Fabaceae | Tardío | 35.56 bc |
| <i>Haematoxylum brasiletto</i> H. Karst. | Fabaceae | Tardío | 34.44 bc |
| <i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth ex Walp. | Fabaceae | Temprano | 2.22 d |
| <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) De Wit | Fabaceae | Temprano | 45.56 b |
| <i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth. | Fabaceae | Temprano | 4.44 d |
| No-leguminosas | | | |
| <i>Amphipterygium adstringens</i> (Schltdl.) Standl. | Anacardiaceae | Tardío | 6.67 d |
| <i>Bursera linanoë</i> ** (La Llave) Rzed., Calderón y Medina | Burseraceae | Tardío | 7.78 d |
| <i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC. | Bignoniaceae | Tardío | 6.67 d |
| <i>Dodonaea viscosa</i> Jacq. | Sapindaceae | Temprano | 73.33 a |
| <i>Jacaratia mexicana</i> A. DC. | Caricaceae | Temprano | 0 e |
| <i>Swietenia humilis</i> Zucc. | Meliaceae | Temprano | 36.67 bc |

*Los autores de las especies fueron tomados de www.tropicos.org

**Los individuos de esta especie presentaban dos años antes del trasplante.

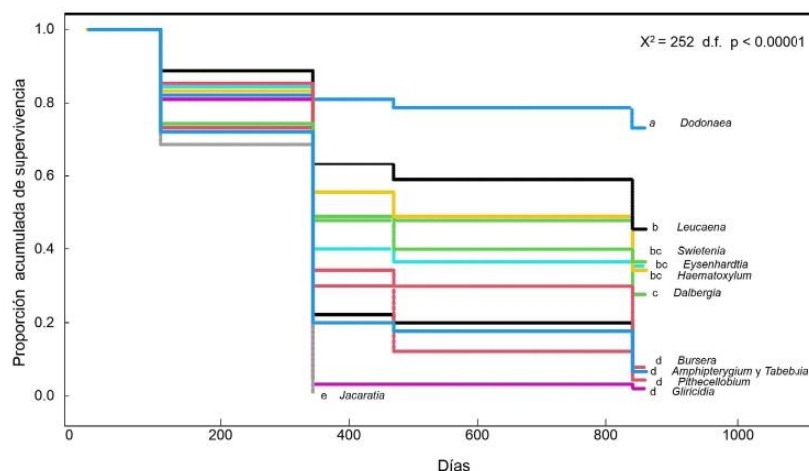


Figura 4. Curvas de Kaplan-Meier de 12 especies arbóreas nativas de la selva estacionalmente seca establecidas en plantaciones experimentales en Quilamula, Morelos, México. Letras distintas indican diferencias significativas en las pruebas de comparación.

Las especies sucesionales tempranas mostraron significativamente mayor supervivencia (27.04 %) que las tardías (19.81 %) (Log-Rank = 2.39 $P < 0.01$, [Figura 5](#)). Además, las leguminosas mostraron significativamente mayor supervivencia (25 %) que las no-leguminosas (21.85 %) (Log-Rank = 2.88 $P < 0.001$, [Figura 6](#)). La interacción estado sucesional \times grupo funcional fue significativa ($\chi^2 = 43.34$ g.l. = 3 $P < 0.00001$), la comparación Log-Rank entre grupos reveló que el porcentaje de supervivencia de las especies tempranas no-leguminosas fue mayor (36.66 %),

seguido del porcentaje de supervivencia de las tardías leguminosas (32.59 %); estos últimos dos grupos presentaron un porcentaje de supervivencia estadísticamente similar y mayor que el de las especies tempranas leguminosas (17.41 %) y que el de las tardías no-leguminosas (7.03 %) (Figura 7).

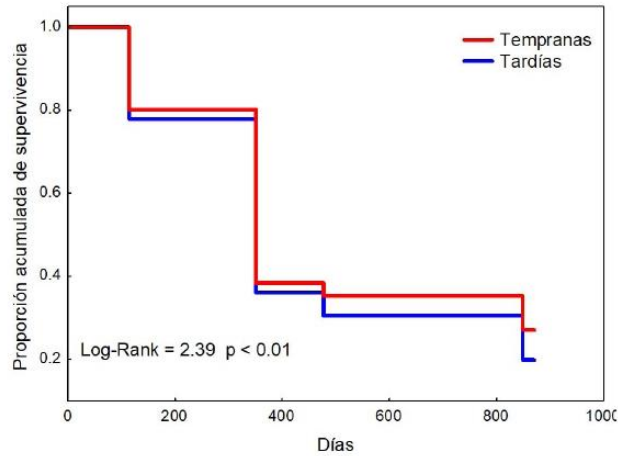


Figura 5. Curvas de Kaplan-Meier de seis especies arbóreas de sucesión temprana y seis tardías, establecidas en monocultivos en Quilamula, Morelos, México.

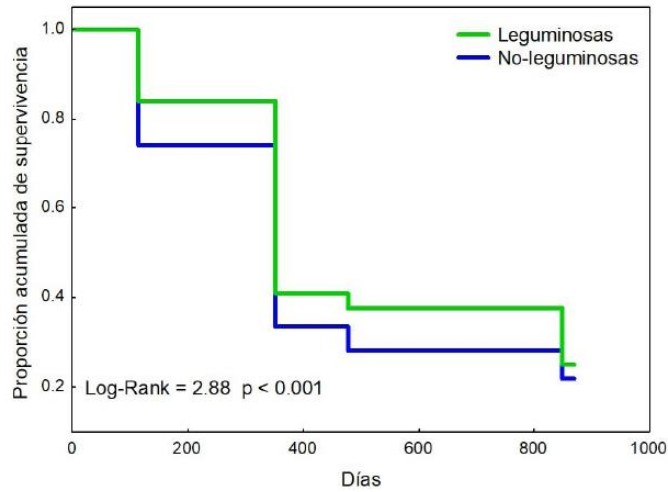


Figura 6. Curvas de Kaplan-Meier de seis especies arbóreas leguminosas y seis no-leguminosas, establecidas en plantaciones experimentales en Quilamula, Morelos, México.

Supervivencia de árboles en plantaciones de restauración

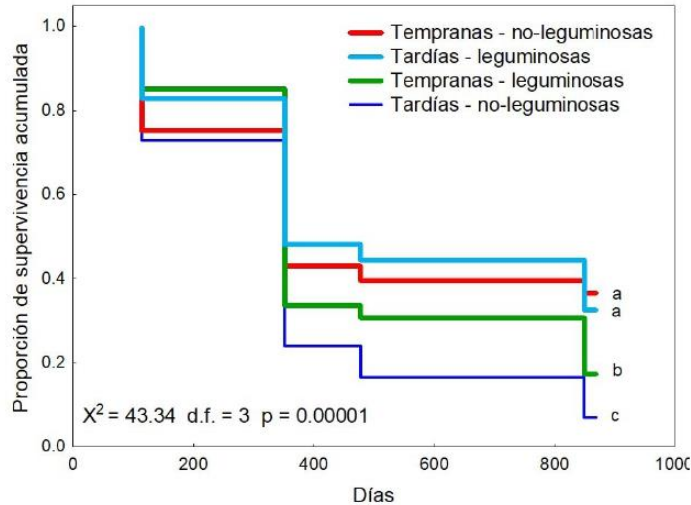


Figura 7. Curvas de Kaplan-Meier de 12 especies arbóreas nativas de la selva estacionalmente seca en la interacción estado sucesional \times grupo funcional, establecidas en plantaciones experimentales en Quilamula, Morelos, México. Letras distintas indican diferencias significativas.

Discusión

Debido a sus características de historia de vida (*e.g.*, más alto crecimiento) y a la ventaja de fijar nitrógeno, esperábamos que las especies leguminosas sucesionales tempranas tuvieran una mayor supervivencia que las no-leguminosas de cualquier estado sucesional. En estas plantaciones, las especies tempranas no-leguminosas presentaron mayor supervivencia que las tempranas leguminosas probablemente debido a la herbivoría que sufrió este último grupo.

De acuerdo con lo esperado, las especies sucesionales tempranas tuvieron una mayor supervivencia que las tardías. Acorde con esto, en plantaciones de restauración en Morelos, México, tres especies sucesionales tempranas tuvieron mayor supervivencia que tres sucesionales tardías (después de 3 años; Carrasco-Carballido *et al.* 2019). De forma similar, en plantaciones en la selva estacional de Costa Rica, dos especies sucesionales tempranas mostraron mayor supervivencia que dos sucesionales tardías (después de 2 años; Gerhardt 1996). Las especies sucesionales tempranas presentan elevadas tasas de crecimiento bajo condiciones de alta disponibilidad de luz debido a sus hojas compuestas (Lohbeck *et al.* 2013) y una mayor área foliar específica (Poorter *et al.* 2004). Dado que en las áreas degradadas se han registrado altas temperaturas al nivel del suelo, la sobrevivencia de las plantas puede depender de que tan rápido crecen en altura; por ejemplo, si las hojas se alejan 3 cm del suelo, la transpiración causada por la temperatura disminuye considerablemente, aminorando el estrés térmico (Ehleringer & Sandquist 2006). En plantaciones de restauración en una selva estacional de Brasil, siete especies de crecimiento rápido presentaron mayor sobrevivencia (75.85 %) que seis especies de crecimiento lento (54.83 %; Sampaio *et al.* 2007). En este estudio, el rango de variación de la supervivencia para las sucesionales tempranas fue mucho mayor (0 a > 70 %) en comparación con el rango de variación de la supervivencia para las tardías (6 a 35 %; Tabla 1), lo que puede estar relacionado a los caracteres funcionales que confieren resistencia a la sequía (ver abajo). Aunque en promedio las especies sucesionales tempranas presentaron mayor sobrevivencia que las tardías debido probablemente a sus tasas de crecimiento, se observó una alta variabilidad en la supervivencia dentro de cada grupo.

De acuerdo con nuestra predicción, a nivel de grupo, las especies leguminosas tuvieron mayor supervivencia que las no-leguminosas. Nuestros resultados concuerdan con lo reportado en plantaciones en la selva estacional de Costa Rica, donde ocho especies leguminosas tuvieron mayor supervivencia que siete no-leguminosas (después de 5 años; Piotto *et al.* 2004). Algo similar ocurrió en la selva estacional de Morelos, México, donde tres especies de legumino-

sas tuvieron mayor supervivencia que dos especies de no-leguminosas (después de 3 años; Carrasco-Carballido *et al.* 2019). Por último, en plantaciones en la selva estacional en el Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica, cuatro especies de leguminosas tuvieron los mayores niveles de supervivencia (después de 2 años; Werden *et al.* 2018). Además, en otros estudios con evaluaciones de supervivencia realizados a los seis meses de establecidas las plantaciones, las especies leguminosas presentaron mayor supervivencia que las no-leguminosas: en Chamela-Cuixmala, México (González-Tokman *et al.* 2018), y en el Chaco Árido, Argentina (Barchuk *et al.* 2006), lo que indica que esta ventaja en el desempeño de las leguminosas sobre las no-leguminosas, ocurre desde el inicio del establecimiento. En una revisión de cronosecuencias en 42 bosques neotropicales se encontró que el éxito ecológico de las leguminosas en sitios sucesionales tempranos, que se caracterizan por tener una baja disponibilidad de agua, se debe a caracteres funcionales como hojas compuestas con folíolos pequeños, y su habilidad para fijar nitrógeno, que les permiten tolerar la sequía y usar eficientemente el agua (Gei *et al.* 2018). También, en un estudio en la selva estacionalmente seca de Yucatán, se encontró que una parte importante de los árboles especialistas de selva secundaria son leguminosas que tienen pulvinos en las hojas (Sanaphre-Villanueva *et al.* 2016). Las especies leguminosas se han propuesto como especies clave para la restauración de ecosistemas áridos (ver Siddique *et al.* 2008, Padilla *et al.* 2009, Moreno *et al.* 2017) porque su capacidad de fijar nitrógeno es un elemento fundamental para su desempeño (Reich *et al.* 2009). Además, estas especies tienden a producir mayor biomasa aérea (Barchuk *et al.* 2006), lo que permite la incorporación de mayor hojarasca al suelo. Así, las especies leguminosas mejoran el suelo a su alrededor (Crespo *et al.* 2001, Castellanos-Barliza & León Peláez 2011) lo que genera una dependencia menor a los nutrientes existentes en suelos degradados (Carrasco-Carballido *et al.* 2019). Para acelerar la recuperación de la cobertura y los nutrientes en el suelo, se recomienda la plantación de muchos individuos de especies leguminosas, para compensar por su mortalidad.

Contrario a nuestra predicción, el grupo de las especies tempranas no-leguminosas tuvo una supervivencia tan alta como la del grupo de las leguminosas tardías. Este resultado se debe al alto y similar desempeño de las tres especies tardías no-leguminosas seleccionadas (*Dalbergia*, *Eysenhardtia* y *Haematoxylum*). Los caracteres funcionales que podrían explicar este alto desempeño son la plasticidad de las hojas (ver Martínez-Garza *et al.* 2011) y la presencia de hojas compuestas (ver abajo; Lohbeck *et al.* 2013). Acorde con nuestros resultados, en plantaciones de restauración en la Península de Nicoya, Costa Rica (Piotto *et al.* 2004), y en Los Tuxtlas Veracruz, México (Martínez-Garza *et al.* 2011), algunas especies leguminosas tardías presentaron los mayores niveles de supervivencia. En nuestro estudio, una especie temprana no-leguminosa (*Dodonaea*) presentó la mayor supervivencia (73 %) lo que contrasta con lo encontrado en otro estudio en México, donde esta especie presentó los menores porcentajes de supervivencia (Tabla 2). *Dodonaea* ha sido reconocida como una especie tolerante a la sequía (Vázquez-Yanes *et al.* 1999), lo que al parecer fue un factor importante en este estudio. Así, aunque a nivel de grupo se puede esperar una mayor supervivencia de las especies sucesionales tempranas y también de las leguminosas, hay una gran variación en la respuesta individual de las especies (Tabla 2).

La supervivencia de las especies nativas de la selva estacional evaluadas en este estudio mostró una amplia variación que puede ser atribuida a las interacciones ecológicas. Por ejemplo, *Jacaratia mexicana* mostró 0 % de supervivencia en este estudio mientras que en otro presente más del 50 % de supervivencia (Tabla 2). La falta de asociaciones micorrícicas pudo haber disminuido la supervivencia de esta especie; por ejemplo, un estudio con *Jacaratia mexicana* en una selva estacional en Veracruz, mostró que las plántulas inoculadas con micorrizas presentaron un mejor desempeño (Zulueta-Rodríguez *et al.* 2015, Tabla 2), ya que esta interacción incrementa la habilidad de las plántulas para absorber agua y nutrientes, lo que resulta especialmente relevante en ecosistemas estacionalmente secos (Smith & Read 2008). También, el daño causado por herbívoros puede afectar el desempeño (Eichhorn *et al.* 2010); por ejemplo, en este estudio observamos severos daños por roedores de la familia Geomyidae y/o conejos del orden Lagomorpha en dos de las especies leguminosas sucesionales tempranas, *Gliricidia* y *Pithecellobium*. Otros estudios han registrado mayor herbivoría en las especies sucesionales tempranas que en las tardías en plantaciones de restauración (Mariano *et al.* 2018) y una mortalidad de hasta el 90 % debido a la presencia de herbívoros (Barrales-Alcalá 2013). Además, se sabe que las especies leguminosas, al tener más nitrógeno en sus hojas, pueden ser más afectadas por la herbivoría (Márquez-Torres 2016). Por otra parte, sembrar especies que alimentan a los herbívoros, asegura que después haya presencia de polinizadores para la reproducción exitosa de las especies plantadas,

Supervivencia de árboles en plantaciones de restauración

lo que involucra la recuperación de la función del ecosistema (Juan-Baeza *et al.* 2015). La falta de interacciones simbióticas, como las micorrizas y la presencia de antagonistas como la herbivoría, pudieron disminuir la supervivencia de los árboles en las plantaciones de restauración.

Tabla 2. Supervivencia de 1 a 15 años reportada en este (28 meses) y otros estudios para las 12 especies sucesionales tardías de la selva estacionalmente seca.

| Especie | Supervivencia (%) | | | | | | | Fuentes |
|-----------------------------------|-------------------|-----------|----------|----------|----------|--------|---------|---|
| | Este estudio | <12 meses | 12 meses | 16 meses | 24 meses | 7 años | 15 años | |
| Leguminosas | | | | | | | | |
| <i>Dalbergia congestiflora</i> | 27.78 | | | | | | | |
| <i>Eysenhardtia polystachya</i> | 35.56 | | 68-87 | | 13-57 | 90 | | Ayala-García 2008, Cervantes-Sánchez & Sotelo-Boyas 2002 |
| <i>Haematoxylum brasiletto</i> | 34.44 | | | | | | 87 | Foroughbakhch <i>et al.</i> 2006 |
| <i>Gliricidia sepium</i> | 2.22 | 68-80 | 64-96 | 90-100 | | | 95 | Ulloa-Nieto 2006, Cervantes-Gutiérrez <i>et al.</i> 2001, Vides-Borrell <i>et al.</i> 2011, Foroughbakhch <i>et al.</i> 2006 |
| <i>Leucaena leucocephala</i> | 45.56 | 46 | 80-93 | | 46-77 | | | Ayala-García 2008, Núñez-Cruz & Bonfil 2013 |
| <i>Pithecellobium dulce</i> | 4.44 | | 52-76 | | | 99 | 98 | Cervantes-Gutiérrez <i>et al.</i> 2001, Ulloa-Nieto 2006, Foroughbakhch <i>et al.</i> 2006, Cervantes-Sánchez & Sotelo-Boyas 2002 |
| No-leguminosas | | | | | | | | |
| <i>Amphipterygium adstringens</i> | 6.67 | | | | | 48 | | Cervantes-Sánchez & Sotelo-Boyas 2002 |
| <i>Bursera linanoe</i> | 7.78 | | 23-30 | | | | | Castellanos-Castro & Bonfil 2010 |
| <i>Tabebuia rosea</i> | 6.67 | | | | 5.6 | | | Álvarez-Aquino & Williams-Linera 2012 |
| <i>Dodonaea viscosa</i> | 73.33 | 8 | 32-52 | | | 55 | | Ulloa-Nieto 2006, Núñez-Cruz & Bonfil 2013, Cervantes-Sánchez & Sotelo-Boyas 2002 |
| <i>Jacaratia mexicana</i> | 0 | 54 | | | | | | Zulueta-Rodríguez <i>et al.</i> 2015 |
| <i>Swietenia humilis</i> | 36.67 | | 52-64 | | | | | Ulloa-Nieto 2006 |

Los factores abióticos también generan una alta variación en el desempeño de las especies. El estrés hídrico, que se refiere al momento en que la demanda de agua de las plantas es superior a su disponibilidad, se incrementa con la temperatura (Seyed *et al.* 2012). Durante la época de secas, el estrés hídrico puede cambiar los patrones metabólicos y en casos severos, provocar la muerte de las plantas (Cecon *et al.* 2003, 2004, Álvarez-Aquino & Williams-Linera 2012). En nuestro sitio de estudio, durante la primera temporada seca (noviembre-abril) se registró un aumento de 4.88 °C en la temperatura, en comparación con el registro histórico (Figura 8) mientras que, en la siguiente época de lluvias, la precipitación fue de 257 mm más que el promedio histórico; agosto y septiembre recibieron mayor precipitación mientras que en noviembre ya no hubo precipitación. En este primer ciclo de secas-lluvias que ex-

perimentaron las plántulas, se registró el 62 % de la mortalidad. Las especies, incluso dentro del mismo estado sucesional mostraron una sensibilidad diferencial; por ejemplo, la no-leguminosa sucesional temprana *Dodonaea*, no experimentó mortalidad en esta época, lo que confirma su resistencia a la sequía (Vázquez-Yanes *et al.* 1999), mientras que *Gliricidia*, también sucesional temprana y leguminosa, presentó una sobrevivencia de < 3 %. Para seleccionar especies exitosas para plantaciones de restauración también se podría seleccionar aquellas que tienen caracteres funcionales que otorgan resistencia a la sequía (*i.e.*, foliolo pequeño, presencia de pulvinos, raíces largas); por ejemplo, un estudio en Bolivia con 13 especies mostró que, a nivel de grupo, las sucesionales tempranas fueron más vulnerables a la cavitación de sus tallos (Markesteijn *et al.* 2011a). Otro estudio, también en Bolivia, con 40 especies reveló que las sucesionales tempranas tuvieron una mayor conductividad hidráulica en sus tallos en comparación con las tardías, ya que sus altas tasas de crecimiento resultan en altas demandas de agua, lo que a su vez resulta en un mayor riesgo de cavitación en los tallos (Markesteijn *et al.* 2011b). Para 12 especies en México, no hubo diferencias en la resistencia a la sequía de las especies por estado sucesional, pero se identificó que los caracteres funcionales asociados a esta resistencia en las sucesionales tardías son la alta resistencia del xilema al embolismo y una gran capacidad de las especies para almacenar agua en sus tallos (Pineda-García *et al.* 2013). Además, para 55 especies de bosques Neotropicales, se reportó que las especies sucesionales tardías pueden desarrollar raíces más largas que las tempranas, lo que también confiere una mayor resistencia a la sequía (Paz 2003). La selección de especies mediante caracteres funcionales ya disponibles en la literatura o en bases de datos mundiales (*i.e.*, Plant Trait Database, www.try-db.org) debe ser considerada, además de los criterios más fáciles de obtener, como el estado sucesional de las especies.

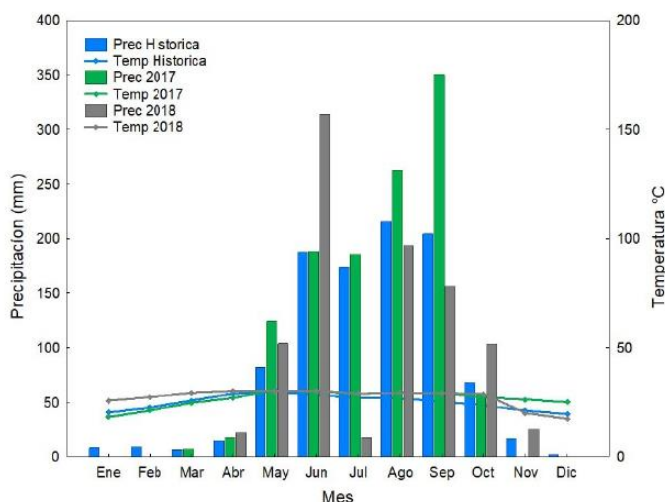


Figura 8. Climogramas del Ejido de Quilamula, Tlaquitenango, Morelos, México. Histórico de 15 años: temperatura promedio 24.91 °C y precipitación 986.24 mm. 2017: temperatura promedio 26.44 °C y precipitación 1,192.5 mm. 2018: temperatura promedio 27.2 °C y precipitación 935.2 mm.

Para la selección de especies para proyectos de restauración es importante considerar que la precipitación y la temperatura serán más variables en el futuro debido al cambio climático global. Aunque en este estudio se evaluaron monocultivos para eliminar la variación por efecto de la competencia entre especies, para la restauración de los bosques siempre se propone establecer plantaciones mixtas y combinaciones de especies sucesionales tempranas y tardías (*e.g.*, Rodríguez *et al.* 2009, Ratanapongsai 2020), ya que cada una responderá de forma diferencial a la variación ambiental. Por ejemplo, una mezcla podría incluir las especies sucesionales tempranas que presentaron la mayor supervivencia ante la sequía, como *Dodonaea* y *Leucaena* y tantas especies sucesionales tardías

como sea posible (*i.e.*, 20-30 especies, Ratanapongsai 2020), leguminosas y no-leguminosas que tengan hojas compuestas, folíolos pequeños y presencia de pulvinos para disminuir su vulnerabilidad a la cavitación y embolia. Las especies que se encuentran dentro de la lista roja de especies amenazadas de la IUCN en la categoría en peligro de extinción, como *Dalbergia congestiflora* deben ser especialmente consideradas para las plantaciones de restauración y plantar un mayor número de individuos para compensar su alta mortalidad; otra opción es incluirlas más adelante en la sucesión, cuando las condiciones ambientales sean más favorables. Para avanzar en la ecología de la restauración, es necesario poner a prueba varias mezclas de especies que simulen la heterogeneidad encontrada en las condiciones naturales (restauración experimental sistémica *sensu* Howe & Martínez-Garza 2014); las mezclas pueden incluir una variación en la riqueza de especies y su síndrome de dispersión para favorecer diferentes patrones de regeneración natural y velocidad de recuperación debajo de estas plantaciones.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por una beca doctoral de CONACYT otorgada a JFMT (#293325). Agradecemos a la Secretaría de Desarrollo Sustentable del Estado de Morelos por el apoyo financiero y logístico para la donación de las plantas para este proyecto. Al señor Gilberto Quintero por el préstamo del terreno y a los pobladores del Ejido de Quilamula por la ayuda en campo, en especial al señor Goyo. Por último, agradecemos a todos los estudiantes del laboratorio de Ecología de la Restauración del CIByC por su ayuda en campo.

Literatura citada

- Álvarez-Aquino C, Williams-Linera G. 2012. Seedling survival and growth of tree species: site condition and seasonality in tropical dry forest restoration. *Botanical Sciences* **90**: 341-351. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.395>
- Ayala-García F. 2008. *Desempeño de plantas de tres especies arbóreas en tres unidades de ladera de la estación de restauración Barranca del río Tembembe, Morelos*. Msc. Tesis. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Barrales-Alcalá BA. 2013. *Evaluación de la utilidad de *Jatropha curcas* para la restauración ecológica de sitios perturbados en Morelos*. Bsc. Tesis. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Barchuk AH, Campos EB, Oviedo C, Díaz MDP. 2006. Supervivencia y crecimiento de plántulas de especies leñosas del Chaco Árido sometidas a remoción de la biomasa aérea. *Ecología Austral* **16**: 47-61.
- Benayas JMR, Newton AC, Diaz A, Bullock JM. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis. *Science* **325**: 1121-1124. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1172460>
- Bonfil C, Trejo I. 2010. Plant propagation and the ecological restoration of Mexican tropical deciduous forests. *Ecological Restoration* **28**: 369-376. DOI: <https://doi.org/10.3368/er.28.3.369>
- Carrasco-Carballido V, Martínez-Garza C, Jiménez-Hernández H, Márquez-Torres JF, Campo J. 2019. Effects of initial soil properties on three-year performance of six tree species in tropical dry forest restoration plantings. *Forests* **10**: 428. DOI: <https://doi.org/10.3390/f10050428>
- Castellanos-Barliza J, León Peláez JD. 2011. Descomposición de hojarasca y liberación de nutrientes en plantaciones de *Acacia mangium* (Mimosaceae) establecidas en suelos degradados de Colombia. *Revista de Biología Tropical* **59**: 113-128. DOI: <https://doi.org/10.15517/RBT.V59I1.3182>
- Castellanos-Castro C, Bonfil C. 2010. Establecimiento y crecimiento inicial de estacas de tres especies de *Bursera Jacq. ex L.* *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* **1**: 93-108.
- Ceccon E, Huante P, Campo J. 2003. Effects of nitrogen and phosphorus fertilization on the survival and recruitment of seedlings of dominant tree species in two abandoned tropical dry forests in Yucatan, Mexico. *Forest Ecology and Management* **182**: 387-402. DOI: [https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(03\)00085-9](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(03)00085-9)

- Ceccon E, Sánchez S, Campo J. 2004. Tree seedling dynamics in two abandoned tropical dry forests of differing successional status in Yucatán, Mexico: a field experiment with N and P fertilization. *Plant Ecology* **170**: 277-285. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000021699.63151.47>
- Cervantes-Gutiérrez V, López-González M, Salas-Nava N, Hernández-Cárdenas G. 2001. *Técnicas para propagar especies nativas de selvas bajas caducifolias y criterios para establecer áreas de reforestación*. México: Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Cervantes-Sánchez MA, Sotelo-Boyás ME. 2002. Guías técnicas para la propagación sexual de diez especies latifoliadas de la selva baja caducifolia en el estado de Morelos. Special Edition 30. Zacatepec MOR: INIFAP-SAGARPA Campo Experimental Zacatepec.
- Chazdon RL, Guariguata MR. 2016. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica* **48**: 716-730. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12381>
- CONANP [Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas]. 2005. Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera Sierra Huautla. Cuernavaca, Morelos, México: SEPRIM. ISBN 968-817-744-X
- Crespo G, Ortiz J, Pérez AA, Fraga S. 2001. Tasas de acumulación, descomposición y NPK liberados por la hojarasca de leguminosas perennes. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* **35**: 39-44.
- Dirzo R, Young HS, Mooney HA, Ceballos G. 2011. *Seasonally Dry Tropical Forests*. Washington: Island Press. DOI: <https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7>
- Ehleringer JR, Sandquist DR. 2006. Ecophysiological Constraints on plant responses in a restoration setting. In: Falk DA, Palmer MA, Zedler JB, eds. *Foundations of Restoration Ecology*. Washington, DC: Island Press, pp. 42-58. DOI: <https://doi.org/10.5822/978-1-61091-698-1>
- Eichhorn MP, Nilus R, Compton SG, Hartley SE, Burslem DFRP. 2010. Herbivory of tropical rain forest tree seedlings correlates with future mortality. *Ecology* **91**: 1092-1101. DOI: <https://doi.org/10.1890/09-0300.1>
- Finegan B. 1984. Forest succession. *Nature* **312**: 109-114. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/312109a0>
- Foroughbakhch R, Alvarado-Vázquez MA, Hernández-Piñero JL, Rocha-Estrada A, Guzmán-Lucio MA, Treviño-Garza EJ. 2006. Establishment, growth and biomass production of 10 tree woody species introduced for reforestation and ecological restoration in northeastern Mexico. *Forest Ecology and Management* **235**: 194-201. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.012>
- Gei M, Rozendaal DMA, Poorter L, Bongers F, Sprent JI, Garner MD, Aide TM, Andrade JL, Balvanera P, Becknell JM, Brancalion PHS, Cabral GAL, César RG, Chazdon RL, Cole RJ, Colletta GD, de Jong B, Denslow JS, Dent DH, DeWalt SJ, Dupuy JM, Durán SM, do Espírito Santo MM, Fernandes GW, Nunes YRF, Finegan B, Moser VG, Hall JS, Hernández-Stefanoni JL, Junqueira AB, Kennard D, Lebrija-Trejos E, Letcher SG, Lohbeck M, Marín-Spiotta E, Martínez-Ramos M, Meave JA, Menge DNL, Mora F, Muñoz R, Muscarella R, Ochoa-Gaona S, Orihuela-Belmonte E, Ostertag R, Peña-Claros M, Pérez-García EA, Piotto D, Reich PB, Reyes-García C, Rodríguez-Velázquez J, Romero-Pérez IE, Sanaphre-Villanueva L, Sanchez-Azofeifa A, Schwartz NB, de Almeida AS, Almeida-Cortez JS, Silver W, de Souza Moreno V, Sullivan BW, Swenson NG, Uriarte M, van Breugel M, van der Wal H, Veloso DM, Vester HFM, Vieira ICG, Zimmerman JK, Powers JS. 2018. Legume abundance along successional and rainfall gradients in Neotropical forests. *Nature Ecology & Evolution* **2**: 1104-1111. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0559-6>
- Gerhardt K. 1996. Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedlings in a tropical seasonal dry forest. *Forest Ecology and Management* **82**: 33-48. DOI: [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03700-4](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03700-4)
- González-Tokman DM, Barradas VL, Boege K, Domínguez CA, del-Val E, Saucedo E, Martínez-Garza C. 2018. Performance of 11 tree species under different management treatments in restoration plantings in a tropical dry forest. *Restoration Ecology* **26**: 642-649. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.12617>
- Guariguata MR, Ostertag R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* **148**: 185-206. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00535-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00535-1)
- Howe HF, Martínez-Garza C. 2014. Restoration as experiments. *Botanical Sciences* **92**: 459-468. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.146>

- INEGI [Instituto Nacional de Estadística y Geografía]. 1981. Síntesis Geográfica de Morelos. INEGI. ISBN: 968-809-258-4.
- Janos D. 1996. Mycorrhizas, succession, and the rehabilitation of deforested lands in the humid tropics. *In*: Frankland JC, Magan N, Gadd GM, eds. *Fungi and environmental change (British Mycological Society Symposia)*. Cambridge: Cambridge University Press, for British Mycological Society, pp. 129-162. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511753190>
- Juan-Baeza I, Martínez-Garza C, del-Val E. 2015. Recovering more than tree cover: herbivores and herbivory in a restored tropical dry forest. *Plos one* **10**: e0128583. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128583>
- Kennard DK. 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* **18**: 53-66. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467402002031>
- Khurana E, Singh JS. 2001. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. *Environmental Conservation* **28**: 39-52. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0376892901000042>
- Lohbeck M, Poorter L, Lebrija-Trejos E, Martínez-Ramos M, Meave JA, Paz H, Pérez-García EA, Romero-Pérez IE, Tauro A, Bongers F. 2013. Successional changes in functional composition contrast for dry and wet tropical forest. *Ecology* **94**: 1211-1216. DOI: <https://doi.org/10.1890/12-1850.1>
- Lott EJ, Atkinson TH. 2010. Diversidad florística. *In*: Ceballos G, Martínez L, García A, Bezaury J, Dirzo R, eds. *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México*. México: Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad, pp. 66-76. ISBN: 970-9000-38-1
- Lugo-Hubp J. 1984. Geomorfología del sur de la cuenca de México. México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Mariano N, Martínez-Garza C, Alcalá RE. 2018. Differential herbivory and successional status in five tropical tree species. *Revista Mexicana de Biodiversidad* **89**: 1107-1114. DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.4.2347>
- Markesteijn L, Poorter L, Paz H, Sack L, Bongers F. 2011a. Ecological differentiation in xylem cavitation resistance is associated with stem and leaf structural traits. *Plant Cell and Environment* **34**: 137-148. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2010.02231.x>
- Markesteijn L, Poorter L, Bongers F, Paz H, Sack L. 2011b. Hydraulics and life history of tropical dry forest tree species: coordination of species' drought and shade tolerance. *New Phytologist* **191**: 480-495. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03708.x>
- Márquez-Torres JF. 2016 *Herbivoría y crecimiento en seis especies arbóreas de la selva estacional, establecidas en plantaciones de restauración ecológica*. Msc. Tesis. Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Martínez-Garza C, Méndez-Toribio M, Cecon E, Guariguata MR. 2021. Ecosystem restoration in Mexico: insights on the project planning phase. *Botanical Sciences* **99**: 242-256. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.2695>
- Martínez-Garza C, Osorio-Beristain M, Alcalá R, Valenzuela-Galván D, Mariano N. 2016. Ocho años de restauración experimental en las selvas estacionales de México. *In*: Cecon E, Martínez-Garza C, eds. *Experiencias mexicanas en la restauración de ecosistemas*. Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México, pp. 385-406. ISBN: 978-607-02-8157-0
- Martínez-Garza C, Tobon W, Campo J, Howe HF. 2011. Drought mortality of tree seedlings in an eroded tropical pasture. *Land Degradation & Development* **24**: 287-295. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.1127>
- Miranda F, Hernández-X E. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **28**: 29-179. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.1084>
- Moreno M, de-Bashan LE, Hernández JP, López BR, Bashan Y. 2017. Success of long-term restoration of degraded arid land using native trees planted 11 years earlier. *Plant and Soil* **421**: 83-92. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3438-z>
- Núñez-Cruz A, Bonfil C. 2013. Initial establishment of three species of tropical dry forest in a degraded pasture: effects of adding mulch and compost. *Agrociencia* **47**: 609-620.

- ONU [Organización de las Naciones Unidas]. 2020. El Decenio de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas. <http://www.decadeonrestoration.org/es> (accessed April, 20, 2020).
- Padilla FM, Ortega R, Sánchez J, Pugnaire FI. 2009. Rethinking species selection for restoration of arid shrublands. *Basic and Applied Ecology* **10**: 640-647. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.03.003>
- Paz H. 2003. Root/shoot allocation and root architecture in seedlings: Variation among forest sites, microhabitats, and ecological groups. *Biotropica* **35**: 318-332. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2003.tb00586.x>
- Pineda-García F, Paz H, Meinzer FC. 2013. Drought resistance in early and late secondary successional species from a tropical dry forest: the interplay between xylem resistance to embolism, sapwood water storage and leaf shedding. *Plant Cell and Environment* **36**: 405-418. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2012.02582.x>
- Piotto D, Viquez E, Montagnini F, Kanninen M. 2004. Pure and mixed forest plantations with native species of the dry tropics of Costa Rica: a comparison of growth and productivity. *Forest Ecology and Management* **190**: 359-372. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.11.005>
- Pollock KH, Winterstein SR, Bunck CM, Curtis PD. 1989. Survival analysis in telemetry studies: The staggered entry design. *The Journal of Wildlife Management* **53**: 7-15. DOI: <https://doi.org/10.2307/3801296>
- Poorter L, de Plassche MV, Willems S, Boot RGA. 2004. Leaf traits and herbivory rates of tropical tree species differing in successional status. *Plant Biology* **6**: 746-754. DOI: <https://doi.org/10.1055/s-2004-821269>
- Poorter L, McDonald I, Alarcón A, Fichtler E, Licona JC, Peña-Claros M, Sterck F, Villegas Z, Sass-Klaassen U. 2010. The importance of wood traits and hydraulic conductance for the performance and life history strategies of 42 rainforest tree species. *New Phytologist* **185**: 481-492. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2009.03092.x>
- R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Ratanapongsai Y. 2020. Seedling recruitment of native tree species in active restoration forest. *Forest and Society* **4**: 243-255. DOI: <https://doi.org/10.24259/fs.v4i1.9421>
- Reich PB, Oleksyn J, Wright IJ. 2009. Leaf phosphorus influences the photosynthesis-nitrogen relation: a cross-biome analysis of 314 species. *Oecologia* **160**: 207-212. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1291-3>
- Rodrigues RR, Lima RAF, Gandolfi S, Nave AG. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* **142**: 1242-1251. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>
- Rzedowski J. 1978. Bosque tropical caducifolio. In: *Vegetación de México*. DF. México: Limusa, pp. 189-203.
- Rzedowski J. 1991. El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botanica Mexicana* **15**: 47-64. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm15.1991.620>
- Rzedowski J. 2006. Vegetación de México. México: Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Sampaio AB, Holl KD, Scariot A. 2007. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil? *Restoration Ecology* **15**: 462-471. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00242.x>
- Sanaphre-Villanueva L, Dupuy JM, Andrade JL, Reyes-García C, Paz H, Jackson PC. 2016. Functional diversity of small and large trees along secondary succession in a tropical dry forest. *Forests* **7**: 163. DOI: <https://doi.org/10.3390/f7080163>
- Saynes V, Hidalgo C, Etchevers, JD, Campo JE. 2005. Soil C and N dynamics in primary and secondary seasonally dry tropical forests in Mexico. *Applied Soil Ecology* **29**: 282-289. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2004.11.007>
- SER [Society for Ecological Restoration]. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International Tucson, AZ, USA.
- Seyed YSL, Rouhollah M, Mosharraf MH, Ismail MMR. 2012. Water Stress in Plants: Causes, Effects and Responses. In: Ismail Md, Hasegawa H, eds. *Water Stress*. IntechOpen. DOI: <https://doi.org/10.5772/39363>
- Siddique I, Engel VL, Parrotta JA, Lamb D, Nardoto GB, Ometto JPHB, Martinelli LA, Schmidt S. 2008. Dominance of legume trees alters nutrient relations in mixed species forest restoration plantings within seven years. *Biogeochemistry* **88**: 89-101. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9196-5>

- Smith SE, Read DJ. 2008. *Mycorrhizal symbiosis*. Academic press, Great Britain. ISBN: 9780123705266
- StatSoft. 2004. STATISTICA for Windows [Computer program manual]. 7.0. Tulsa, OK StatSoft. <http://www.statsoft.com/textbook/stathome.html> (accessed September 09, 2021).
- Stem M, Quesada M, Stoner KE. 2002. Changes in composition and structure of a tropical dry forest following intermittent cattle grazing. *Revista de Biología Tropical* **50**: 1021-1034.
- Trejo I, Dirzo R. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* **94**: 133-142. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00188-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00188-3)
- Trejo I, Hernández J. 1996. Identificación de la selva baja caducifolia en el estado de Morelos, México, mediante imágenes de satélite. *Investigaciones Geográficas (Mx)*, (Es5), 11-18. ISSN: 0188-4611
- Ulloa-Nieto JA. 2006. *Establecimiento y crecimiento inicial de cuatro especies arbóreas potencialmente útiles para la restauración de pastizales degradados del NO de Morelos*. Bsc. Tesis. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Vázquez-Yanes C, Batis-Muñoz AI, Alcocer-Silva MI, Gual-Díaz M, Sánchez-Dirzo C. 1999. Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte técnico del proyecto J084. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad - Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Vides-Borrell E, García-Barrios LE, Álvarez-Solís JD, Nigh R, Calderón MA, Douterlungne D. 2011. Survival and early growth of *Gliricidia sepium* fodder trees in subhumid tropical pasturelands: contrasting effects of NPK fertilizer salts vs. organic amendments. *Research Journal of Biological Sciences* **6**: 468-474.
- Werden LK, Alvarado P, Zarges S, Calderón ME, Schilling EM, Gutiérrez M, Powers JS. 2018. Using soil amendments and plant functional traits to select native tropical dry forest species for the restoration of degraded Vertisols. *Journal of Applied Ecology* **55**: 1019-1028. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12998>
- Zermeño-Hernández I, Méndez-Toribio M, Siebe C, Benítez-Malvido J, Martínez-Ramos M. 2015. Ecological disturbance regimes caused by agricultural land uses and their effects on tropical forest regeneration. *Applied Vegetation Science* **18**: 443-455. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12161>
- Zulueta-Rodríguez R, Hernández-Montiel LG, Murillo-Amador B, Córdoba-Matson MV, Lara L, Alemán Chávez I. 2015. Survival and growth of *Jacaratia mexicana* seedlings inoculated with arbuscular mycorrhizal fungi in a tropical dry forest. *Madera y Bosques* **21**: 161-167. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2015.213465>

Editor de sección: Numa Pavón

Contribución de los autores: JFMT, CMG contribuyeron de forma equitativa en la elaboración del manuscrito.

CAPÍTULO III

**DESEMPEÑO DE 12 ESPECIES DE ÁRBOLES
NATIVOS EN PLANTACIONES DE
POLICULTIVO EN LA SELVA
ESTACIONALMENTE SECA**

INTRODUCCIÓN

La complementariedad es un atributo buscado en proyectos con plantaciones mixtas (policultivos). La complementariedad puede maximizar el uso de los recursos y reducir la competencia por ellos (Haggar y Ewel, 1997; Nguyen *et al.*, 2014; Liu *et al.*, 2018). Las especies pueden ser complementarias según la tolerancia a la sombra, la tasa de crecimiento, la estructura de la copa, la fenología foliar y la profundidad de la raíz (Kelty, 1992). Dadas las ventajas de la complementariedad y la reducción de competencia entre especies, se ha reportado que plantaciones mixtas con mayor diversidad tienden a producir mayores niveles de productividad (ver Cadotte *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2018). El razonamiento detrás de la hipótesis de que una mayor diversidad de especies confiere una mayor productividad es sólido y está respaldado por la correlación positiva entre la diversidad de productores y la productividad del sistema (Cardinale *et al.*, 2011). La complementariedad se ha buscado integrar fuertemente en los campos de la producción forestal (Kelty *et al.*, 1992; Piotta, 2008, Donoso y Soto 2010) y en menor medida en la restauración ecológica (ver Williams-Linera, 2002; Laughlin, 2014; Hallett *et al.*, 2017). La complementariedad genera mejores resultados de productividad reduciendo la competencia maximizando el uso de los recursos.

La supervivencia y el crecimiento, como componentes de adecuación de las plantas, puede variar de acuerdo con sus características ligadas al estado sucesional. Por ejemplo, las especies tempranas suelen presentar mayor supervivencia y un elevado crecimiento. Gerhardt en 1996, reportó que, en una plantación en la SES de

Guanacaste, Costa Rica, las especies tempranas tuvieron mayor supervivencia y un mayor crecimiento en comparación con las especies tardías. Del mismo modo, en la SES de Quilamula, Morelos, evaluaron la supervivencia y crecimiento en tres especies tempranas y tres especies tardías en una plantación de restauración. Los resultados mostraron que las especies tempranas tuvieron mayor supervivencia y crecimiento en comparación con las especies tardías (Carrasco-Carballido *et al.*, 2019). Otro estudio en la selva semidecidual de Espírito Santo, Brasil, en una plantación de 126 especies arbóreas, reportaron que el crecimiento fue mayor en las especies tempranas en comparación con las especies tardías (Massad *et al.*, 2011). Finalmente, en la selva húmeda de Los Tuxtlas, Veracruz, las especies de rápido crecimiento tuvieron mayores niveles de supervivencia y crecimiento (Martínez-Garza *et al.*, 2013).

Se ha observado un Trade-off (compromiso) entre las tasas de crecimiento y la supervivencia. Se espera que dentro de la selva las especies de sucesión tardía presenten bajas tasas de crecimiento, pero una mayor supervivencia y que en los claros, las especies de sucesión temprana presenten altas tasas de crecimiento, pero baja supervivencia (ver Wright *et al.*, 2010). Estudios basados en plantaciones establecidas en sitios abiertos o en sitios con sucesión temprana (ver Gerhardt, 1996; Carrasco-Carballido *et al.*, 2019; Massad *et al.*, 2011; Martínez-Garza *et al.*, 2013) han mostrado que el compromiso no es evidente, ya que especies con altas tasas de crecimiento también son las que presentan una mayor supervivencia.

Además del estado sucesional, las especies leguminosas (Fabaceae), por lo general se desempeñan mejor que las no-leguminosas. Por ejemplo, en la SES de Quilamula, Morelos, las especies leguminosas tuvieron mayor supervivencia y crecimiento que las no-leguminosas, además de que las especies leguminosas tanto tempranas como tardías registraron un crecimiento similar (Carrasco-Carballido *et al.*, 2019). De igual manera, en la selva húmeda de los Tuxtlas, Veracruz, las especies leguminosas tuvieron mayor supervivencia y crecimiento que las no-leguminosas, así como también el crecimiento fue similar entre las especies leguminosas tempranas y tardías (Martínez-Garza *et al.*, 2016). Además, en una plantación en la SES de Chamela-Cuixmala, Jalisco, las especies leguminosas presentaron mayor supervivencia y un crecimiento similar a las no-leguminosas (González-Tokman *et al.*, 2018). Adicionalmente, en el bosque xerófilo estacional el Chaco Árido, Argentina, y en la selva estacional del área natural protegida Cerro Punhuato, Michoacán, México, las especies leguminosas tuvieron mayor supervivencia y crecimiento que las no-leguminosas (Barchuk *et al.*, 2006). Los trabajos anteriores realizados en proyectos de restauración ecológica muestran que las especies leguminosas presentan mejores niveles de supervivencia y crecimiento.

OBJETIVO GENERAL

Analizar los efectos que tiene la diversidad filogenética en tratamientos de policultivo sobre dos componentes de adecuación en 12 especies arbóreas nativas establecidas en plantaciones de restauración ecológica en la selva estacionalmente seca del Estado de Morelos.

OBJETIVOS PARTICULARES

Evaluar el efecto de la diversidad filogenética en tratamientos de policultivo en:

1. La supervivencia en especies sucesionales tempranas y tardías.
2. La supervivencia en especies leguminosas y no-leguminosas.
3. El crecimiento en especies sucesionales tempranas y tardías.
4. El crecimiento en especies leguminosas y no-leguminosas.
5. El desempeño dado por la diversidad filogenética.
6. El efecto de la diversidad en la supervivencia por el tipo de plantación, el estado sucesional y el grupo funcional.
7. Evaluar el compromiso (Trade-off) entre la supervivencia y el crecimiento.

HIPÓTESIS

El desempeño de las plantas está fuertemente ligado a su estado sucesional, su grupo funcional y a la complementariedad dada por la diversidad circundante.

PREDICCIONES

1. Las especies sucesionales tempranas tendrán mayor supervivencia.
2. Las especies leguminosas tendrán mayor supervivencia.
3. Las especies sucesionales tempranas tendrán mayor crecimiento.
4. Las especies leguminosas tendrán mayor crecimiento.
5. El desempeño (supervivencia y crecimiento) se relacionará positivamente con los niveles de diversidad filogenética.
6. La supervivencia será mayor en los tratamientos de mayor diversidad en combinación con el estado sucesional (tempranas) y el grupo funcional (leguminosas).
7. La supervivencia y el crecimiento estarán positivamente correlacionados.

METODOLOGÍA

El estudio se realizó en una plantación de restauración ecológica de la SES en el Ejido de Quilamula, Morelos, México. El diseño experimental consistió en siete tratamientos de policultivos basados en la distancia filogenética de las especies arbóreas establecidas. Los detalles del sitio de estudio y del diseño experimental se encuentran en el [capítulo I](#).

Estimación de supervivencia

La supervivencia se registró en cuatro censos realizados en octubre del 2017, junio y octubre del 2018 y octubre del 2019. Las plantas se registraron como muertas cuando las ramas no presentaban hojas o el tronco estaba completamente seco. Los datos colectados se vaciaron en una hoja del programa Excel en su versión 365 para los futuros análisis.

Estimación del incremento en volumen

La estimación del crecimiento de las plantas se realizó mediante el incremento en volumen. Se utilizó esta estimación ya que el volumen integra el crecimiento en diámetro a la base y en altura, lo que permite una estimación de la optimización del crecimiento, siendo este resultado del estado físico de la planta (Karban y Baldwin, 1997). El crecimiento en volumen se registró en octubre del 2017, junio y octubre del 2018 y octubre del 2019. Las medidas dendrométricas que se registraron por planta fueron la altura (cm), diámetro a la base (mm), y diámetro a un centímetro antes del meristemo apical (mm). La altura se registró con cinta métrica con una precisión de \pm

1 mm, el diámetro a la base y el diámetro antes del meristemo apical con Vernier con una precisión de ± 0.4 mm. Las medidas dendrométricas se utilizaron para para estimar la ganancia en volumen (Prodan, 1997) por cada momento de estimación mediante la fórmula del volumen del cono truncado utilizando la siguiente ecuación:

$$V = \frac{(R^2 + r^2 + R \cdot r)h}{3}$$
 donde R es radio mayor, r es radio menor y h es la altura. Después,

se obtuvo el incremento en volumen (cm^3) restando al volumen de la última estimación el volumen de la primera.

ANÁLISIS DE DATOS

Supervivencia

La supervivencia se analizó con la función de supervivencia mediante el estimador no paramétrico de Kaplan-Meier (Pollock *et al.*, 1989). El análisis arroja como resultado curvas de supervivencia. La supervivencia se analizó en ocho grupos los cuales fueron: tratamientos de policultivo (siete niveles, 3 leguminosas, 3 no-leguminosas, 6 leguminosas, 6 no-leguminosas, mixto 1, mixto 2 y todas las especies), estado sucesional (dos niveles, especies tempranas y tardías), grupo funcional (dos niveles, especies leguminosas y no-leguminosas). Además, se realizaron los siguientes análisis agrupando por tratamiento de policultivo los factores estado sucesional y grupo funcional: tratamiento de policultivo \times estado sucesional (especies tempranas, siete niveles), tratamiento de policultivo \times estado sucesional (especies tardías, siete niveles), tratamiento de policultivo \times grupo funcional (leguminosas, cinco niveles),

tratamiento de policultivo × grupo funcional (no-leguminosas, cinco niveles), estado sucesional × grupo funcional (cuatro niveles). El parámetro de referencia de supervivencia fue expresado en días. La comparación entre curvas de supervivencia por grupo se analizó mediante la prueba Log-Rank. En la sección de resultados se muestra el porcentaje de supervivencia y el valor de la prueba estadística.

Incremento en volumen

El incremento en volumen se evaluó mediante 12 análisis de varianza (ANOVA por sus siglas en inglés) de una vía utilizando a los individuos como replicas. La variable dependiente para todos los análisis fue el incremento en volumen. El primer ANOVA se realizó por el factor tratamiento de policultivo (siete niveles, 3 leguminosas, 3 no-leguminosas, 6 leguminosas, 6 no-leguminosas, mixto 1, mixto 2 y todas las especies). El segundo ANOVA se hizo por el factor estado sucesional (dos niveles, tempranas y tardías). El tercer ANOVA se realizó con el factor grupo funcional (dos niveles, leguminosas y no-leguminosas). Los nueve ANOVAS restantes se realizaron por especie con el factor tratamiento de policultivo en el cual estuvo establecida, los análisis para *Bursera linanoe*, *Gliricidia sepium* y *Stemmadenia bella* no se realizaron debido al bajo tamaño de muestra por especie en el tratamiento establecido. Se realizó la prueba post Hoc de Tukey de n desigual en los resultados que fueron estadísticamente diferentes. Para poder cumplir con los supuestos que asume el ANOVA (Zar, 1999) se transformaron los datos de incremento en volumen con la función logaritmo natural + 1 (*log volumen + 1*). En la sección de resultados se

muestran los promedios del incremento en volumen cm³/mes (\pm error estándar) transformados a sus unidades originales para mayor claridad.

Correlaciones

Se realizaron tres correlaciones de Pearson con el factor tratamiento de policultivo para tres pares de variables: 1) diversidad filogenética y porcentaje de supervivencia, 2) diversidad filogenética y volumen y 3) volumen y porcentaje de supervivencia. Para las correlaciones se utilizaron las variables del valor de la diversidad filogenética por tratamiento de policultivo, el porcentaje de supervivencia por tratamiento de policultivo y el incremento en volumen por tratamiento de policultivo. Los bloques fueron utilizados como replicas. Todos los análisis estadísticos se realizarán con el programa STATISTICA 7.0 (StatSoft Inc., 2004). En la sección de resultados, las especies serán referidas por el género.

RESULTADOS

Supervivencia

La supervivencia promedio de los individuos de las 12 especies en los siete tratamientos de policultivo después de 850 días fue de 23.33%.

Tratamiento: La supervivencia fue mayor en el tratamiento mixto 2 (41.11%) y menor en los tratamientos 3 y 6 no-leguminosas (8.88%). El análisis estadístico reveló diferencias en la supervivencia por el factor tratamiento ($X^2 = 42.30$ gl = 6 $p < 0.00001$). Las comparaciones Log-Rank revelaron que la supervivencia fue

estadísticamente similar entre los tratamientos mixto 2, mixto 1, todas las especies y 6 leguminosas, siendo estos diferentes de los tratamientos 3 leguminosas, 6 no-leguminosas y 3 no-leguminosas (Tabla 1, Figura 1).

Estado sucesional: Las especies sucesionales tardías mostraron mayor supervivencia (26.54%) que las tempranas (20.25%), el análisis estadístico no mostró diferencia (Log-Rank= 1.67 $p= 0.09$; Tabla 1, Apéndice 1).

Grupo funcional: Las leguminosas mostraron significativamente mayor supervivencia (31.73%) que las no-leguminosas (15.09%; Log-Rank= 5.37 $p < 0.00001$, Tabla 1, Figura 2).

Tabla 1. Porcentaje de supervivencia de 11 especies arbóreas por los factores tratamiento de plantación, estado sucesional y grupo funcional establecidas en plantaciones de policultivo en Quilamula, Morelos, México. Los resultados significativos se muestran en negritas ($p < 0.05$).

| Factor | Porcentaje de supervivencia (%) | p |
|--------------------------|---------------------------------|----------------|
| Tratamiento | | 0.00001 |
| Mixto 2 | 41.11 a | |
| Mixto 1 | 31.11 a | |
| Todas | 30.00 a | |
| 6 leguminosas | 28.88 a | |
| 3 leguminosas | 14.44 a | |
| 6 No-leguminosas | 8.88 b | |
| 3 No-leguminosas | 8.88 b | |
| Estado sucesional | | 0.09 |
| Tardías | 26.54 | |
| Tempranas | 20.25 | |
| Grupo funcional | | 0.00001 |
| Leguminosas | 31.73 | |
| No-leguminosas | 15.09 | |

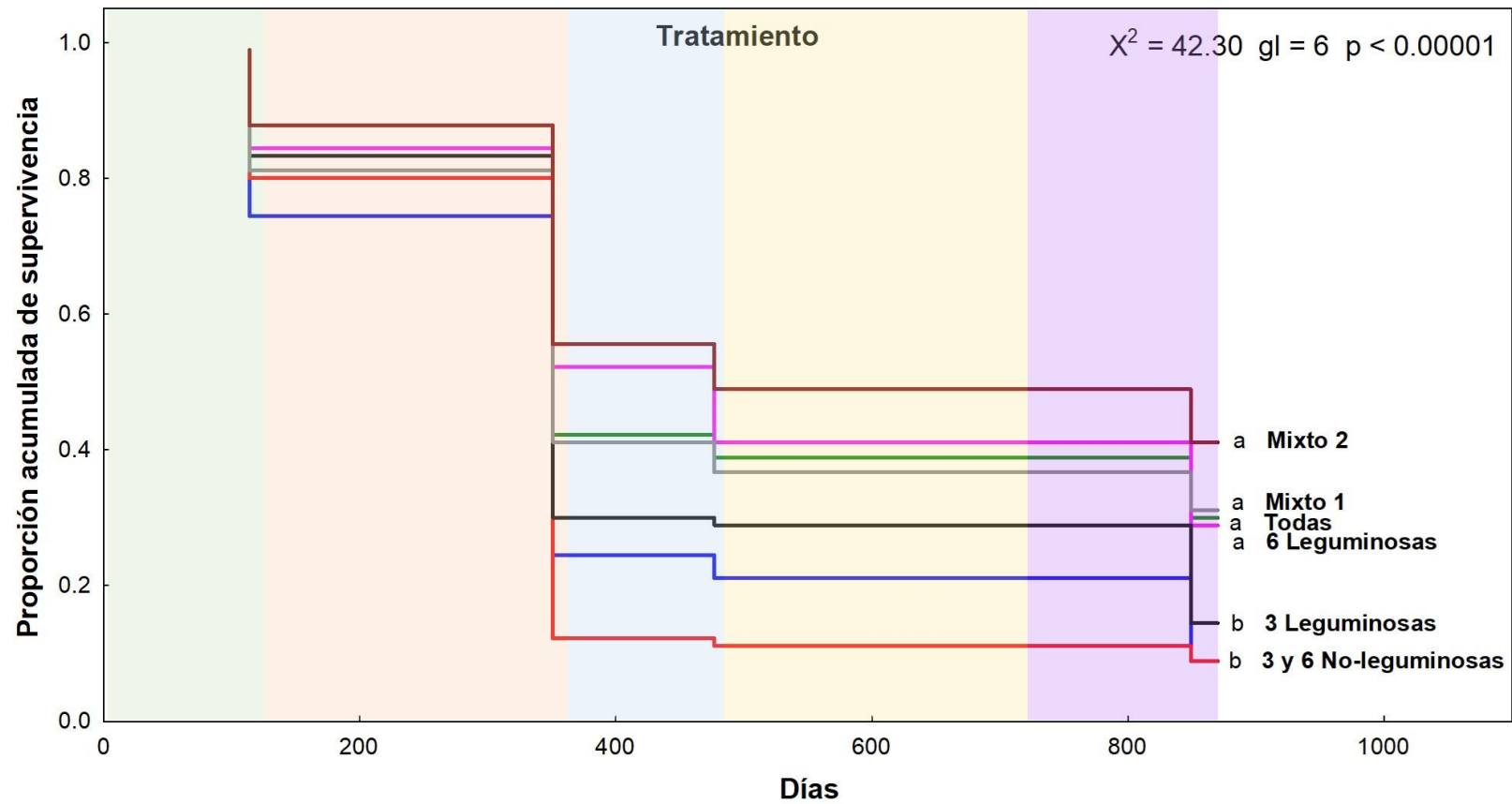


Figura 1. Curvas de supervivencia en individuos de 11 especies arbóreas bajo tratamientos de policultivo, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.

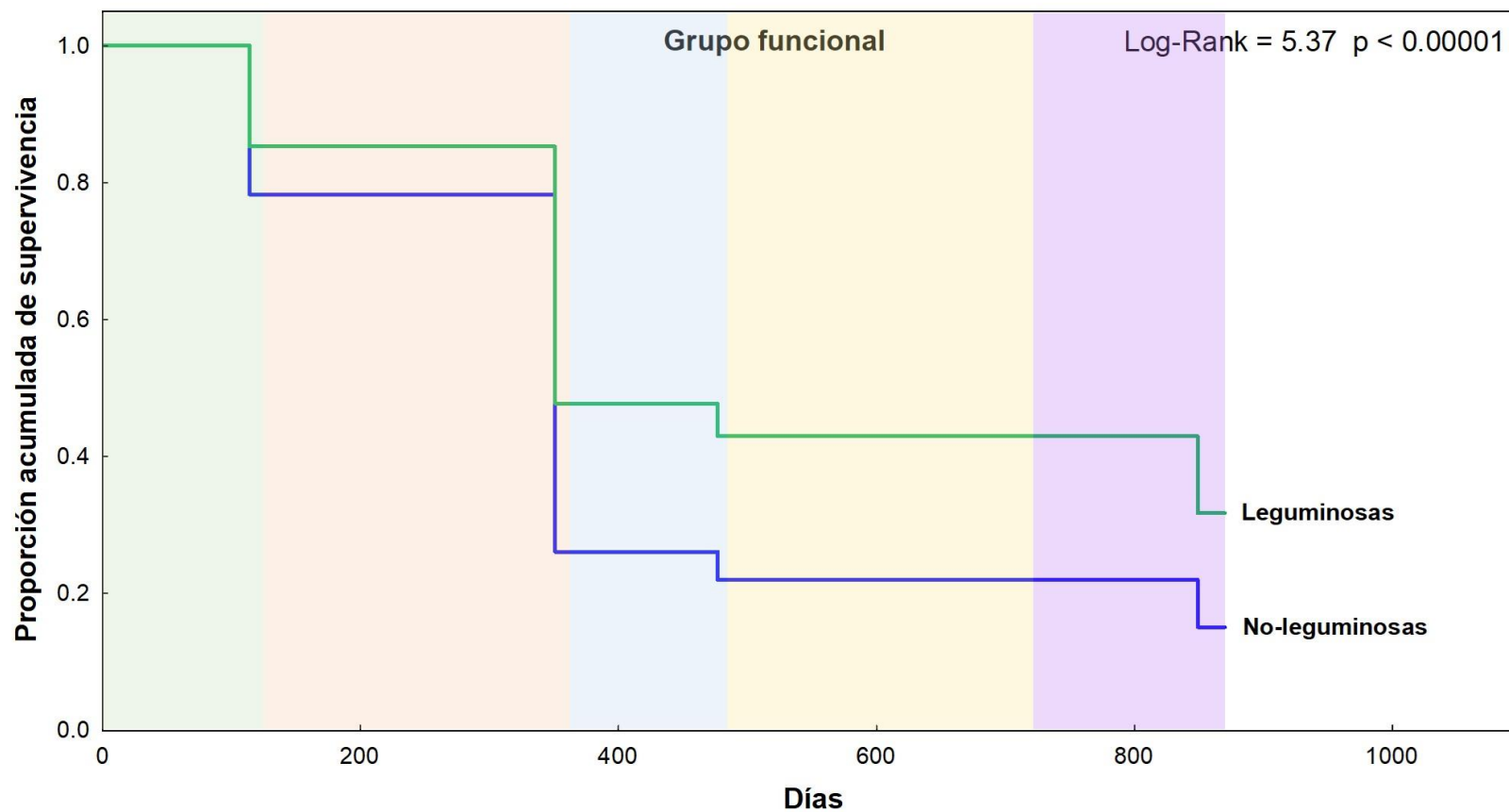


Figura 2. Curvas de supervivencia de seis especies arbóreas leguminosas y cinco no-leguminosas, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.

Tratamiento × estado sucesional (especies tempranas): La supervivencia fue mayor en los individuos del tratamiento mixto 1 (57.14%) y menor en el tratamiento 3 leguminosas (5.00%). El análisis estadístico reveló diferencias en la supervivencia ($X^2 = 33.82$ gl = 6 $p < 0.00001$). Las comparaciones Log-Rank mostraron que la supervivencia fue estadísticamente similar entre los tratamientos mixto 1 y 2 pero diferentes a los tratamientos restantes, siendo estos tratamientos estadísticamente similares (Tabla 2, Figura 3).

Tratamiento × estado sucesional (especies tardías): La supervivencia fue mayor en los individuos de los tratamientos todas las especies, mixto 2 y 6 leguminosas, estos tres con el 40% de supervivencia, siendo el tratamiento 3 no-leguminosas quien registró 0.00%. El análisis estadístico reveló diferencias en la supervivencia ($X^2 = 32.46$ gl = 6 $p < 0.00001$). Las comparaciones Log-Rank mostraron que la supervivencia fue estadísticamente similar entre los tratamientos todas las especies, mixto 2 y 6 leguminosas, siendo estos diferentes a los demás tratamientos. Además, el tratamiento mixto 1 fue estadísticamente diferente a los tratamientos 6 no-leguminosas y 3 no-leguminosas, siendo estos dos últimos tratamientos estadísticamente similares entre si (Tabla 2, Figura 4).

Tabla 2. Porcentaje de supervivencia de 11 especies arbóreas por la combinación de los factores tratamiento de plantación, estado sucesional y grupo funcional establecidas en plantaciones de policultivo en Quilamula, Morelos, México. Los resultados significativos se muestran en negritas ($p < 0.05$).

| Factor | Porcentaje de supervivencia (%) | p |
|---|---------------------------------|----------------|
| Tratamiento × Estado sucesional (especies tempranas) | | 0.00001 |
| Mixto 1 | 57.14 a | |
| Mixto 2 | 42.22 a | |
| Todas | 20.00 b | |
| 6 Leguminosas | 17.77 b | |
| 6 No-leguminosas | 13.33 b | |
| 3 No-leguminosas | 13.33 b | |
| 3 Leguminosas | 5.00 b | |
| Tratamiento × Estado sucesional (especies tardías) | | 0.00001 |
| Todas | 40.00 a | |
| 6 Leguminosas | 40.00 a | |
| Mixto 2 | 40.00 a | |
| 3 Leguminosas | 33.33 a | |
| Mixto 1 | 23.18 b | |
| 6 No-leguminosas | 4.44 c | |
| 3 No-leguminosas | 0.00 c | |
| Tratamiento × Grupo funcional (especies leguminosas) | | 0.002 |
| Mixto 1 | 47.61 a | |
| Todas | 44.44 a | |
| Mixto 2 | 44.44 a | |
| 6 Leguminosas | 28.88 b | |
| 3 Leguminosas | 14.44 c | |
| Tratamiento × Grupo funcional (especies no-leguminosas): | | 0.009 |
| Mixto 2 | 37.77 a | |
| Mixto 1 | 16.66 b | |
| Todas | 15.55 b | |
| 6 No-leguminosas | 8.88 b | |
| 3 No-leguminosas | 8.88 b | |
| Estado sucesional × Grupo funcional | | 0.00001 |
| Tardías Leguminosas | 47.43 a | |
| Tempranas No-leguminosas | 24.24 b | |
| Tempranas leguminosas | 16.02 b | |
| Tardías No-leguminosas | 5.22 c | |

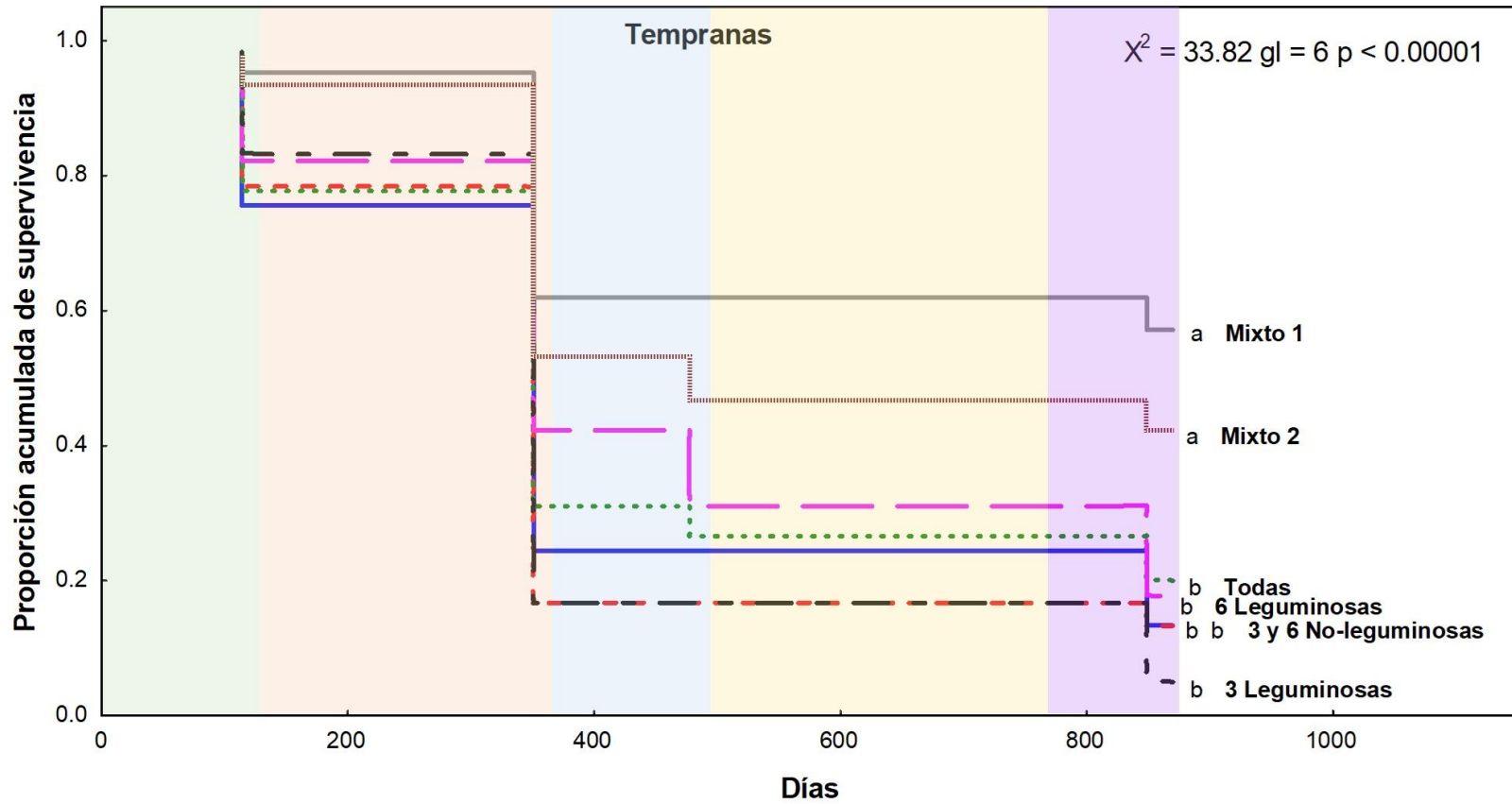


Figura 3. Curvas de supervivencia de seis especies arbóreas sucesionales tempranas bajo tratamientos de policultivo, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.

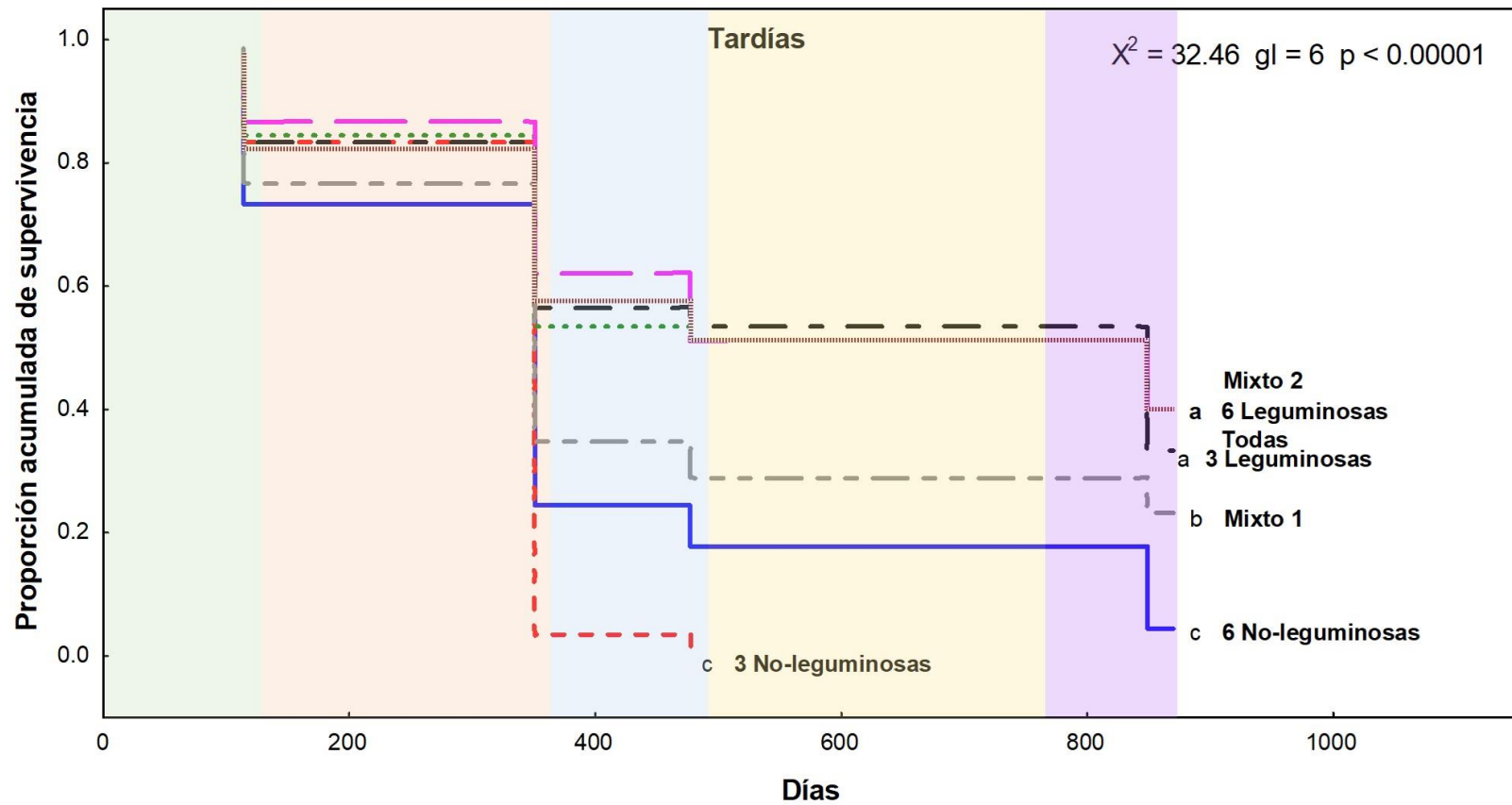


Figura 4. Curvas de supervivencia de cinco especies arbóreas sucesionales tardías bajo tratamientos de policultivos, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.

Tratamiento × grupo funcional (especies leguminosas): La supervivencia fue mayor en los individuos del tratamiento mixto 1 (47.61%) y menor en el tratamiento 3 leguminosas (14.44%). El análisis estadístico reveló diferencias en la supervivencia ($X^2 = 16.88$ gl = 4 $p < 0.002$). Las comparaciones Log-Rank mostraron que la supervivencia fue estadísticamente similar entre los tratamientos mixto 1, todas las especies y mixto 2, siendo estos diferentes a los demás tratamientos. Por último, la supervivencia fue estadísticamente diferente entre los tratamientos 6 leguminosas y 3 leguminosas (Tabla 2, Figura 5).

Tratamiento × grupo funcional (especies no-leguminosas): La supervivencia fue mayor en los individuos del tratamiento mixto 2 (37.77%) y menor en los tratamientos 3 y 6 no-leguminosas ambos con el 8.88% de supervivencia. El análisis estadístico reveló diferencias en la supervivencia ($X^2 = 13.51$ gl = 4 $p < 0.009$). Las comparaciones Log-Rank mostraron que el tratamiento mixto 2 fue estadísticamente diferente a todos los tratamientos, siendo estos tratamientos estadísticamente similares entre si (Tabla 2, Figura 6).

Estado sucesional × grupo funcional: La supervivencia fue mayor en el grupo de las especies tardías leguminosas (47.43%) y menor en el grupo de las especies tardías no-leguminosas (5.22%). El análisis estadístico reveló diferencias en la supervivencia en esta interacción ($X^2 = 62.82$ gl = 3 $p < 0.00001$). Las comparaciones Log-Rank revelaron que los individuos de las especies tardías leguminosas fueron estadísticamente diferentes a los demás grupos, que las especies tempranas no-

leguminosas y tempranas leguminosas fueron estadísticamente similares siendo diferentes de las especies tardías no-leguminosas (Tabla 2, figura 7).

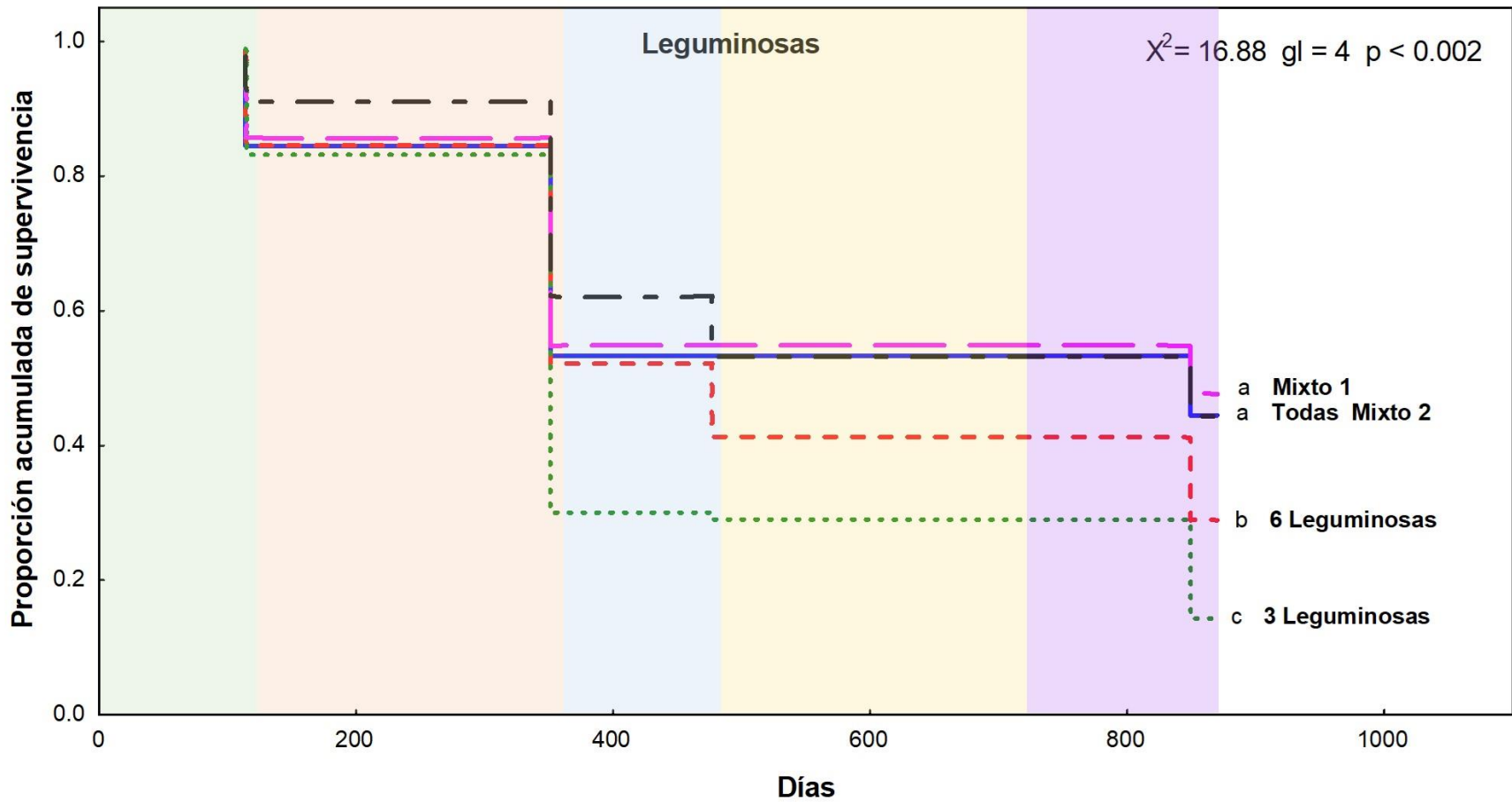


Figura 5. Curvas de supervivencia de seis especies arbóreas leguminosas bajo tratamientos de policultivo, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.

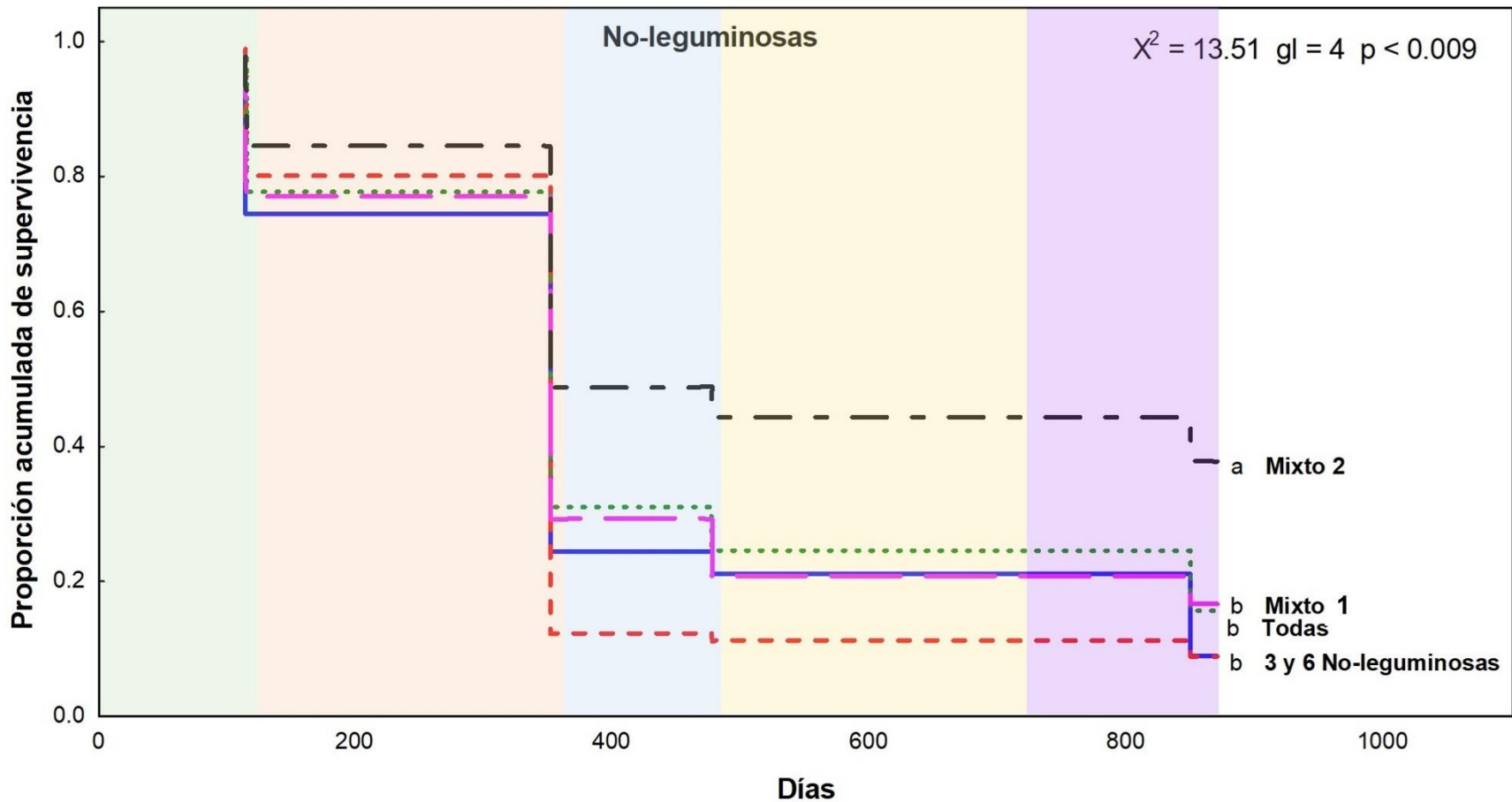


Figura 6. Curvas de supervivencia de cinco especies arbóreas no-leguminosas bajo tratamientos de policultivo, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.

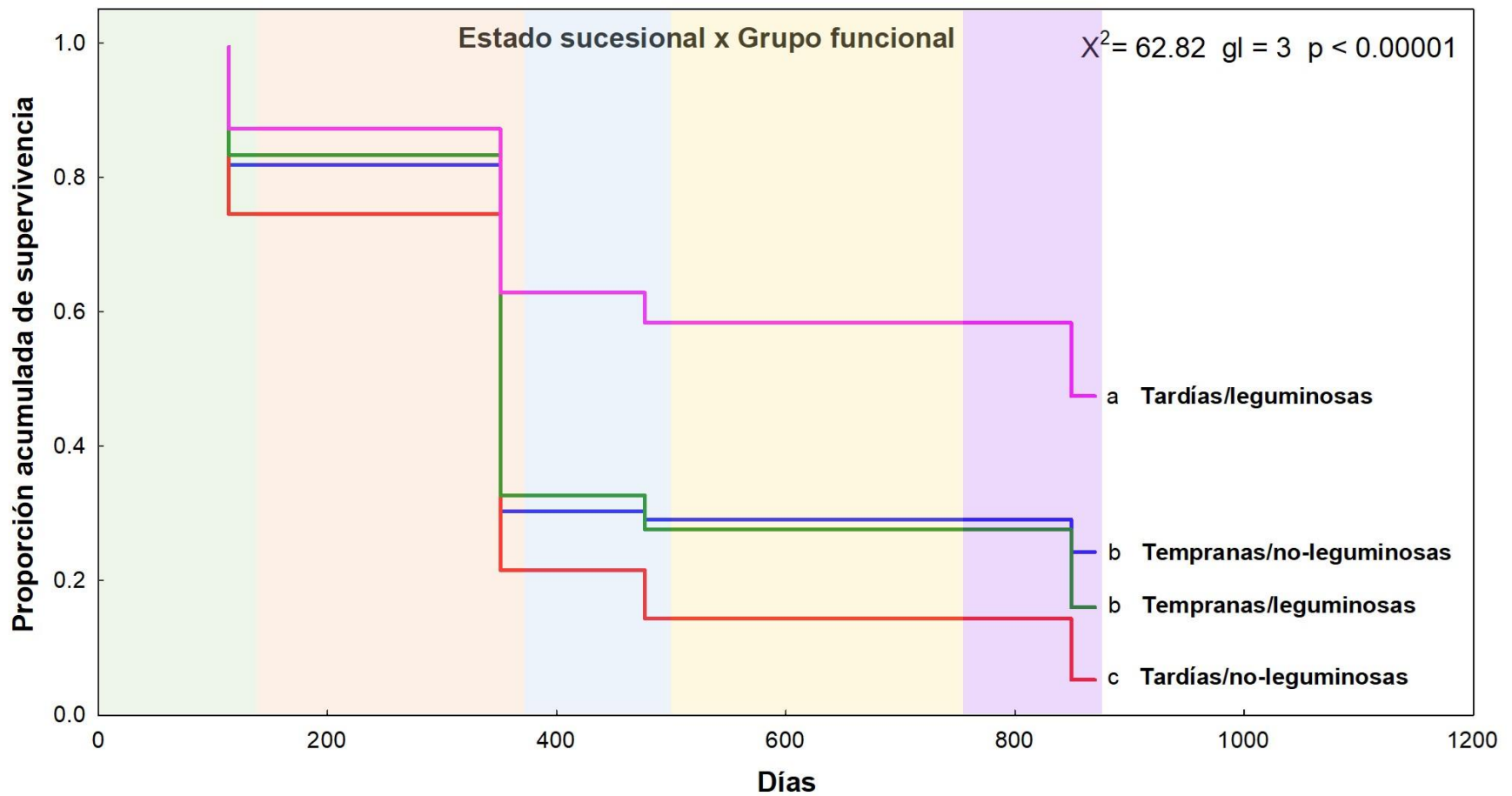


Figura 7. Curvas de supervivencia de tres especies arbóreas tempranas leguminosas, tres tempranas no-leguminosas, tres tardías leguminosas y dos tardías no-leguminosas, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.

Incremento en volumen

Tratamiento: en promedio, el incremento en volumen fue de casi 11 veces más en los individuos del tratamiento mixto 1 ($12.42 \pm 3.70 \text{ cm}^3/\text{mes}$) que en los individuos del tratamiento 3 leguminosas ($1.18 \pm 0.35 \text{ cm}^3/\text{mes}$; Tabla 3). El ANOVA mostró diferencias significativas por efecto del tratamiento de policultivo ($F_{(6, 211)} = 4.23$, $p < 0.0004$; Tabla 4). La prueba post Hoc de Tukey reveló que solo existe diferencia significativa entre los tratamientos mixto 1 y 6 leguminosa con el tratamiento 3 leguminosas, siendo este último similar a los demás tratamientos restantes (Figura 8).

Estado sucesional: en promedio, el incremento en volumen fue de casi dos veces y medio más en los individuos de las especies tempranas ($8.80 \pm 1.33 \text{ cm}^3/\text{mes}$) que en las tardías ($3.59 \pm 0.83 \text{ cm}^3/\text{mes}$; Tabla 3). El ANOVA mostró diferencias por el factor estado sucesional ($F_{(1, 216)} = 29.17$, $p = 0.00001$; Tabla 4, Figura 9).

Grupo funcional: En promedio, el incremento en volumen fue mayor en los individuos de las especies no-leguminosas ($6.46 \pm 1.33 \text{ cm}^3/\text{mes}$) que en las leguminosas ($5.98 \pm 0.91 \text{ cm}^3/\text{mes}$; Tabla 3). El ANOVA mostró que el incremento en volumen fue estadísticamente similar por efecto del grupo funcional ($F_{(1, 216)} = 0.02$, $p = 0.88$; Tabla 4, Apéndice 2)

Especie: El incremento en volumen por especie creciendo en distintos tratamientos de plantación fue estadísticamente similar en la mayoría las especies (Tabla 4 y 5). La especie *Haematoxylum* fue la única que registró un crecimiento estadísticamente distinto entre tratamientos ($F_{(3, 30)} = 3.97$, $p < 0.01$). La prueba post Hoc de Tukey

reveló que el tratamiento mixto 2 registró el mayor crecimiento, siendo este distinto al tratamiento mixto 1 (Tabla 4 y 5).

Tabla 3. Promedio del incremento en volumen ($\text{cm}^3/\text{mes} \pm$ el error estándar) de 11 especies por los factores tratamiento de plantación, estado sucesional y grupo funcional creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México.

| Factor | Incremento en volumen |
|--------------------------|-----------------------|
| Tratamiento | |
| Mixto 1 | 12.42 ± 3.70 |
| 6 Leguminosas | 8.36 ± 1.84 |
| Mixto 2 | 6.7 ± 1.46 |
| Todas | 6.58 ± 1.83 |
| 6 No-leguminosas | 3.29 ± 1.13 |
| 3 No-leguminosas | 1.33 ± 0.42 |
| 3 Leguminosas | 1.18 ± 0.35 |
| Estado sucesional | |
| Tempranas | 8.80 ± 1.23 |
| Tardías | 3.59 ± 0.83 |
| Grupo funcional | |
| No-leguminosas | 6.46 ± 1.33 |
| Leguminosas | 5.98 ± 0.91 |

Tabla 4. ANOVAs de una vía por tratamiento de policultivo (siete niveles, 3 leguminosas, 3 no-leguminosas, 6 leguminosas, 6 no-leguminosas, mixto 1, mixto 2 y todas las especies), estado sucesional (dos niveles, especies tempranas y tardías), grupo funcional (dos niveles, especies leguminosas y no-leguminosas) y por especie (9 niveles). La variable dependiente fue el incremento en volumen. Los resultados significativos se encuentran en negritas ($p < 0.05$).

| <i>Factor</i> | <i>gl</i> | <i>F</i> | <i>p</i> |
|-----------------------------------|-----------|--------------|----------------|
| <i>Tratamiento de policultivo</i> | 6 | 4.23 | 0.0004 |
| <i>Error</i> | 211 | | |
| <i>Estado sucesional</i> | 1 | 29.17 | 0.00001 |
| <i>Error</i> | 216 | | |
| <i>Grupo funcional</i> | 1 | 0.02 | 0.88 |
| <i>Error</i> | 216 | | |
| <i>Dalbergia</i> | 2 | 1.79 | 0.19 |
| <i>Error</i> | 22 | | |
| <i>Eysenhardtia</i> | 1 | 1.25 | 0.27 |
| <i>Error</i> | 16 | | |
| <i>Haematoxylum</i> | 3 | 3.97 | 0.01 |
| <i>Error</i> | 30 | | |
| <i>Leucaena</i> | 3 | 0.32 | 0.80 |
| <i>Error</i> | 20 | | |
| <i>Pithecellobium</i> | 3 | 1.82 | 0.20 |
| <i>Error</i> | 11 | | |
| <i>Amphipterygium</i> | 1 | 0.84 | 0.40 |
| <i>Error</i> | 4 | | |
| <i>Tabebuia</i> | 1 | 1.11 | 0.31 |
| <i>Error</i> | 13 | | |
| <i>Dodonaea</i> | 2 | 1.79 | 0.19 |
| <i>Error</i> | 23 | | |
| <i>Swietenia</i> | 3 | 1.14 | 0.34 |
| <i>Error</i> | 29 | | |

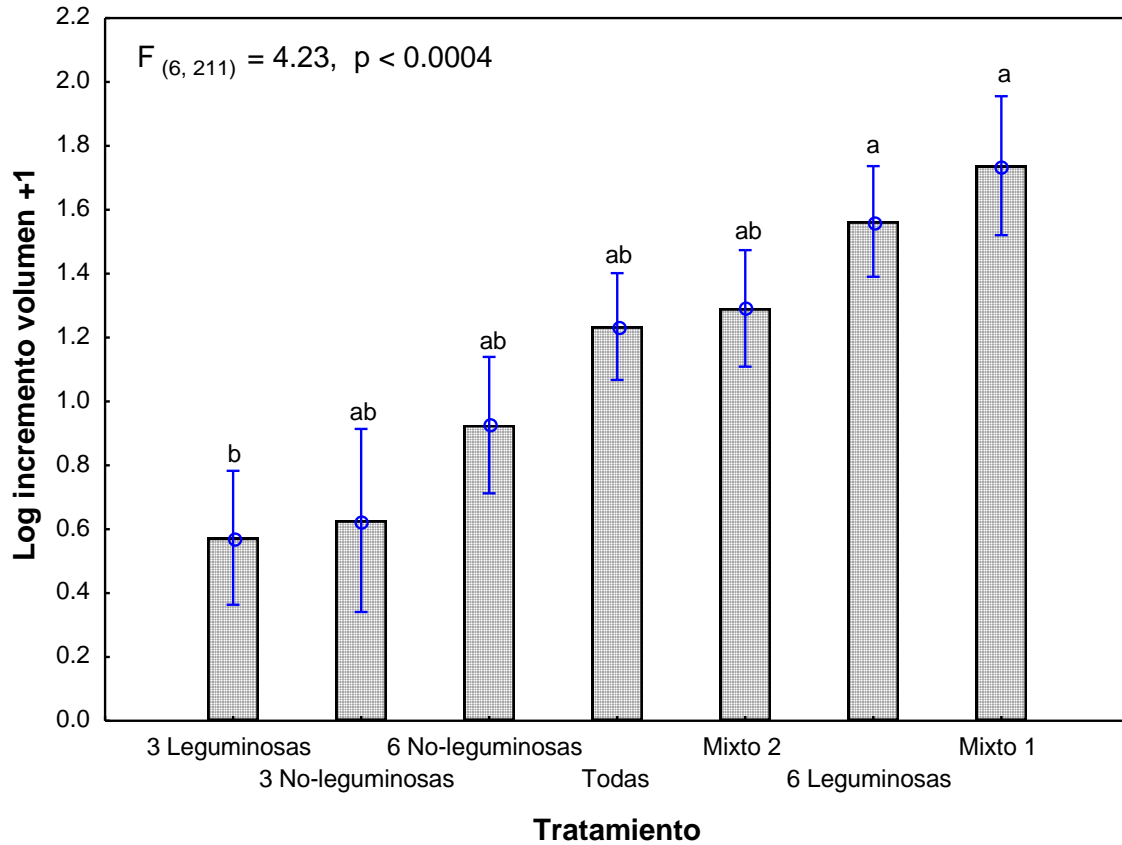


Figura 8. Incrementos en volumen ($\log \text{ volumen}+1$) de 11 especies arbóreas creciendo en distintos tratamientos de policultivo en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar.

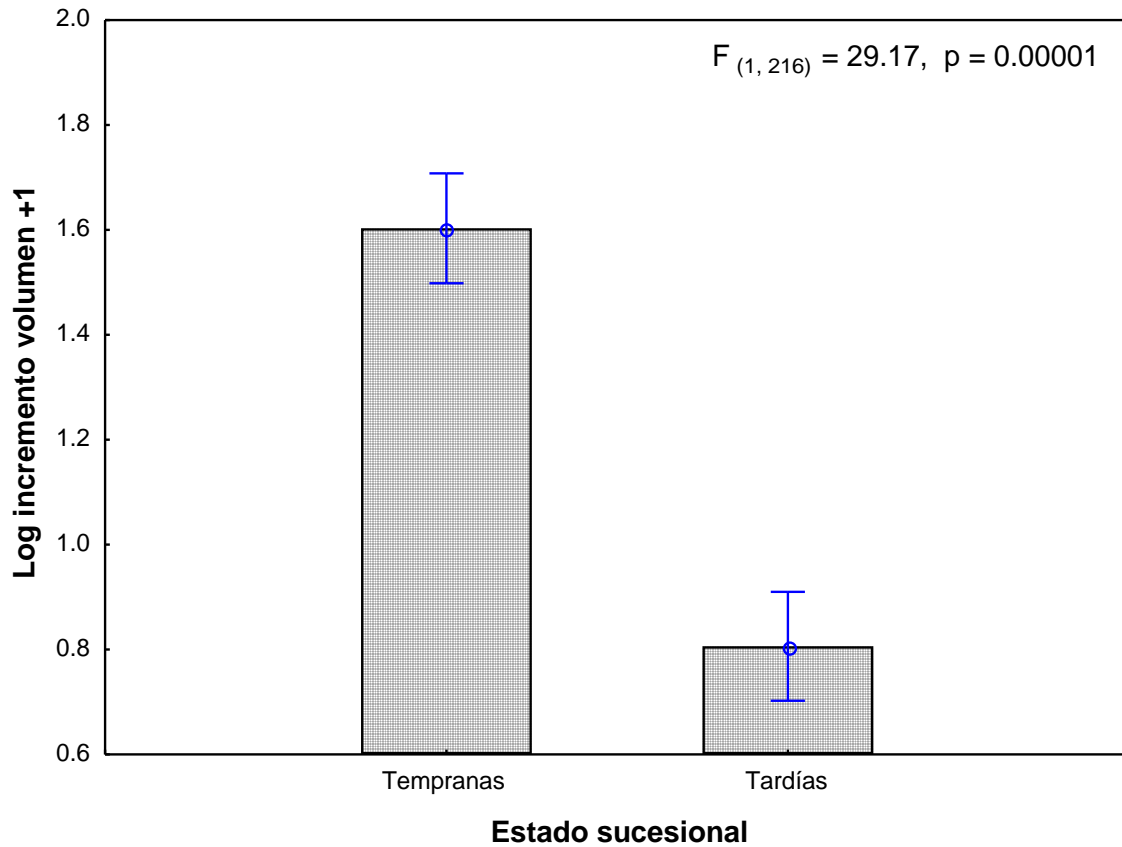


Figura 9. Incrementos en volumen ($\log volumen+1$) de seis especies arbóreas tempranas y cinco tardías creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar.

Tabla 5. Promedio del incremento en volumen (cm³/mes \pm error estándar) de 11 especies arbóreas por tratamiento de policultivo en parcelas de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Los promedios del incremento en volumen que no se pudieron obtener por dado por la baja unidad muestral de individuos (<3) se muestra con una X.

| | Tratamientos de policultivo | | | | | | |
|-----------------------|-----------------------------|---------------------|------------------|---------------------|------------------|------------------|------------------|
| | 3 Leguminosas | 3 No-leguminosas | 6 Leguminosas | 6 No-Leguminosas | Mixto 1 | Mixto 2 | Todas |
| <i>Dalbergia</i> | 0.96 \pm 0.47 | | 0.66 \pm 0.44 | | | 0.6 \pm 0.35 | 0.022 \pm 0.02 |
| <i>Eysenhardtia</i> | | | 12.27 \pm 2.69 | | X | X | 22.86 \pm 7.27 |
| <i>Haematoxylum</i> | | | 3.18 \pm 1.29 | | 0.3 \pm 0.12 | 1.01 \pm 0.38 | 1.75 \pm 0.52 |
| <i>Gliricidia</i> | 2.06 \pm 1.01 | | X | | | | X |
| <i>Leucaena</i> | | | 21.27 \pm 6.56 | | 14.47 \pm 2.62 | 11.97 \pm 4.67 | 12.35 \pm 2.99 |
| <i>Pithecellobium</i> | 1.23 \pm 0.55 | | 2.67 \pm 0.64 | | X | | 1.03 \pm 1.02 |
| <i>Amphipterygium</i> | | | | 0.03 \pm 0.03 | 0.06 \pm 0.01 | X | X |
| <i>Bursera</i> | | X | | X | | X | X |
| <i>Tabebuia</i> | | | | 1.12 \pm 0.41 | X | X | 0.52 \pm 0.22 |
| <i>Jacaratia</i> | | 0.01 \pm 0.008 | | X | | | X |
| <i>Swietenia</i> | | 1.66 \pm 0.48 | | 0.65 \pm 0.29 | 1.92 \pm 0.71 | | 2.2 \pm 0.80 |
| <i>Dodonaea</i> | | | | 10.5 \pm 3.03 | 16.01 \pm 3.12 | 28.05 \pm 8.07 | 6.91 \pm 4.37 |

Correlaciones

El porcentaje de supervivencia se relacionó positivamente con la diversidad filogenética ($r = 0.51$, $p < 0.01$, $n = 21$; Tabla 6, Figura 10). El incremento en volumen se relacionó positivamente con la diversidad filogenética ($r = 0.51$, $p < 0.01$, $n = 21$; Tabla 6, Figura 11). El porcentaje de supervivencia se relacionó positivamente con el incremento en volumen ($r = 0.49$, $p < 0.02$, $n = 21$; Tabla 6, Figura 12).

Tabla 6. Correlación de Pearson entre los factores porcentaje de supervivencia, diversidad filogenética e incremento en volumen. Los resultados significativos se muestran en negritas * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$.

| Combinación de variables | | r |
|---|---|----------------|
| Porcentaje de supervivencia | Diversidad filogenética | 0.51 ** |
| Incremento en volumen cm ³ /mes | Diversidad filogenética | 0.51 ** |
| Porcentaje de supervivencia | Incremento en volumen cm ³ /mes | 0.49 * |

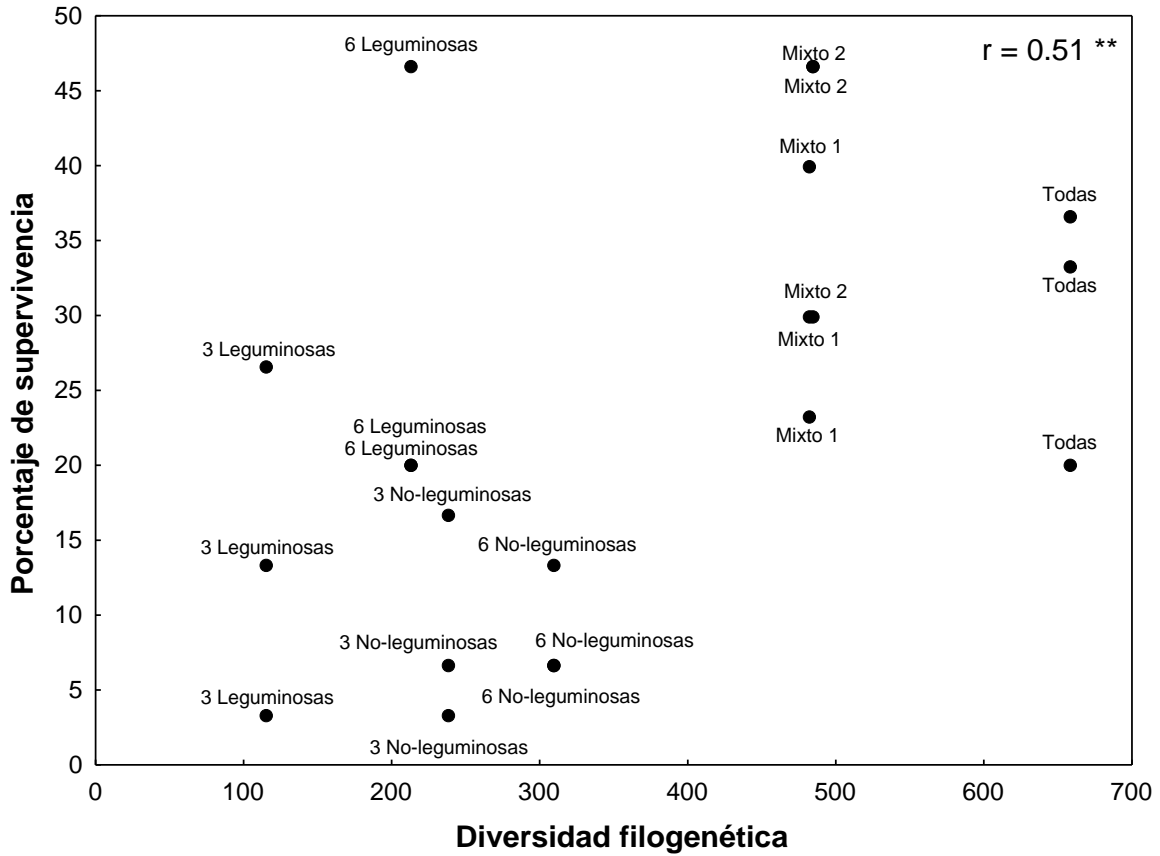


Figura 10. Correlación de Pearson de la diversidad filogenética y el porcentaje de supervivencia en 12 especies arbóreas creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México.

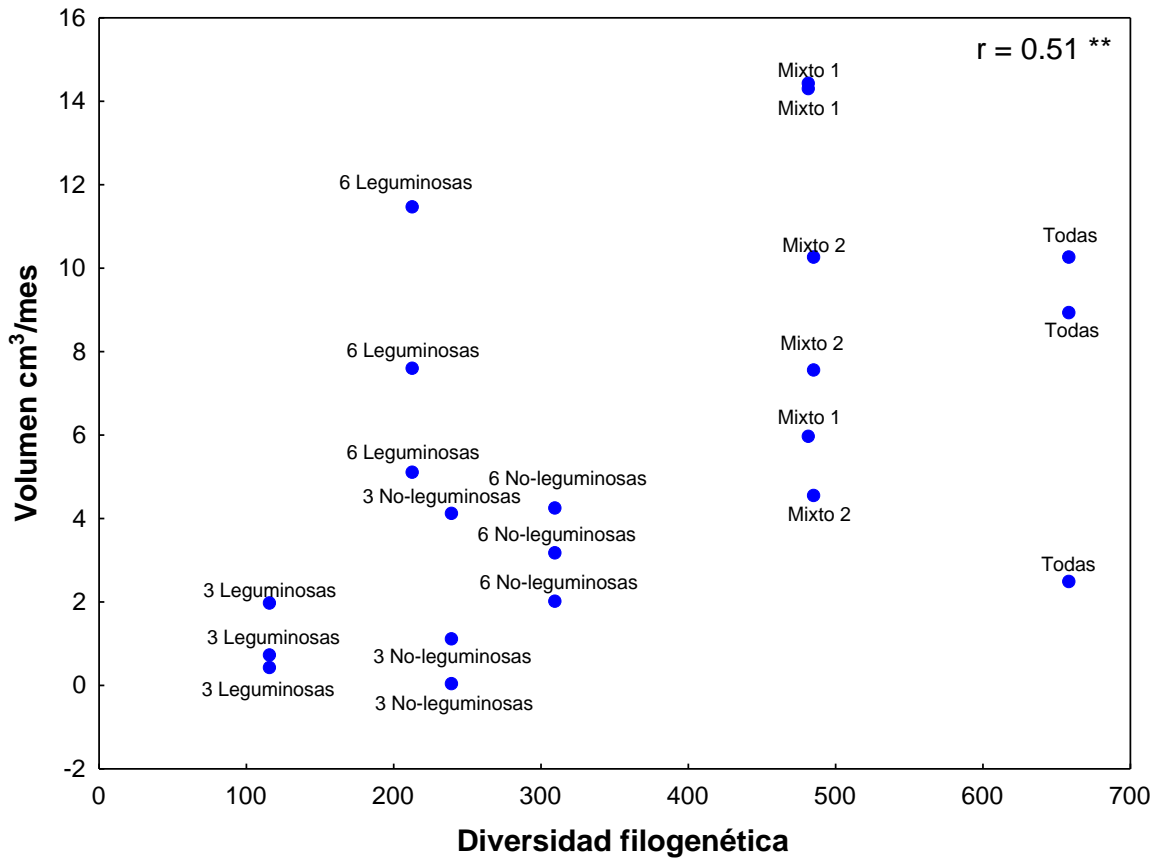


Figura 11. Correlación de Pearson de la diversidad filogenética y el incremento en volumen en 12 especies arbóreas creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México.

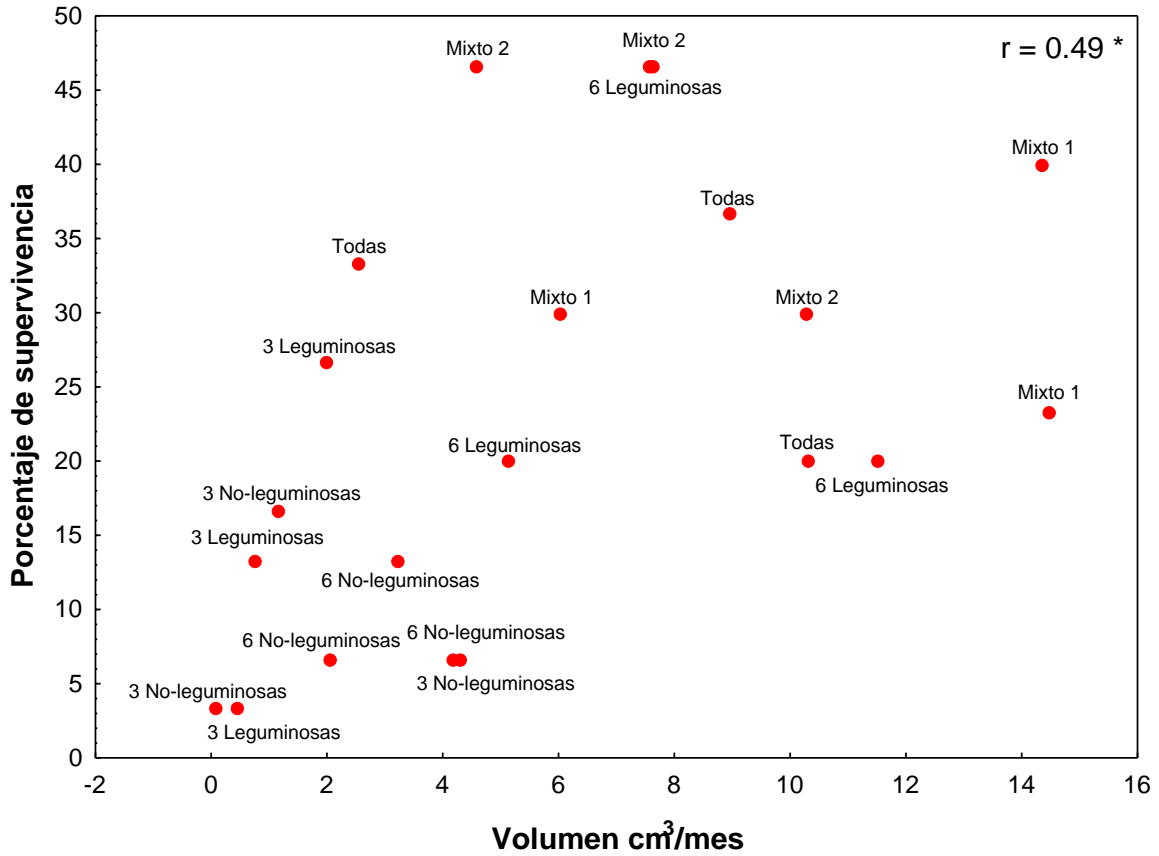


Figura 12. Correlación de Pearson de incremento en volumen y el porcentaje de supervivencia en 12 especies arbóreas creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México.

DISCUSIÓN

Este capítulo evaluó el desempeño de las plantas en siete tratamientos de policultivos establecidos en un gradiente de diversidad filogenética. Para las plantaciones se utilizaron seis especies sucesionales tempranas y seis tardías, dentro de esas 12 especies, seis especies fueron leguminosas y seis especies no-leguminosas. La supervivencia fue mayor en los tratamientos de mayor diversidad filogenética en comparación con los tratamientos de menor diversidad. La supervivencia no fue mayor en las especies tempranas como se esperaba, pero sí fue mayor en las leguminosas. Las especies tempranas tuvieron mayor crecimiento, así como también las leguminosas. El tratamiento de policultivo tuvo efecto en el crecimiento solo en la especie *Haematoxylum*, generando un mejor crecimiento en el tratamiento 6 leguminosas. Los tratamientos de policultivo tuvieron un efecto positivo en la supervivencia y el crecimiento.

Supervivencia por estado sucesional

Contrario a lo esperado, las especies tempranas tuvieron una supervivencia similar que las especies tardías. Este resultado es contrastante al reportado en la SES de Guanacaste, Costa Rica, donde dos especies tempranas tuvieron mayor supervivencia que dos tardías (después de dos años; Gerhardt, 1996). De igual manera, en la SES de Quilamula, Morelos, la supervivencia fue mayor en tres especies tempranas en comparación con tres tardías (después de tres años; Carrasco-Carballido *et al.*, 2019). Finalmente, en plantaciones de restauración en una SES de Brasil, siete especies tempranas presentaron mayor sobrevivencia que seis

especies tardías (Sampaio *et al.*, 2007). El no evidenciar que las especies sucesionales tempranas tienen mayores niveles de supervivencia que las tardías en plantaciones de policultivo, pero sí en plantaciones de monocultivo (ver [capítulo 2](#)) puede notar el efecto positivo que tiene la diversidad se encuentra mejorando la supervivencia de las especies tardías a través del mecanismo de la complementariedad. Si bien estos resultados no son contundentes, se propone realizar estudios específicos.

Supervivencia por grupo funcional

De acuerdo con lo esperado, las especies leguminosas tuvieron mayor supervivencia en comparación con las no-leguminosas. De igual forma, en la SES de Quilamula, Morelos, tres especies leguminosas mostraron mayor supervivencia en comparación con dos no-leguminosas (Carrasco-Carballido *et al.*, 2019). Similarmente, en la SES de Chamela-Cuixmala, Jalisco, seis especies leguminosas presentaron mayor supervivencia en comparación con cinco especies no-leguminosas (González-Tokman *et al.*, 2018). Las características intrínsecas de las especies leguminosas como la habilidad de fijar nitrógeno (Reich *et al.*, 2009), una rápida producción de biomasa (Barchuk *et al.*, 2006) o una rápida producción de rebrotes ante daños o pérdida de la parte aérea (Bond y Midgley, 2001; Barchuk *et al.*, 2006) pueden ser factores determinantes para mejorar la supervivencia de este grupo funcional.

Crecimiento por estado sucesional

Acorde con lo esperado, las especies tempranas tuvieron mayor crecimiento. Este resultado concuerda con el reportado en la SES de Quilamula Morelos, donde tres

especies tempranas tuvieron mayor crecimiento que dos especies tardías (Carrasco-Carballido *et al.*, 2019). De igual modo, en la selva semidecidua de Espíritu Santo, Brasil, en una plantación de 126 especies arbóreas, reportaron que el crecimiento fue mayor en las especies tempranas en comparación con las especies tardías después de cuatro años de crecimiento (Massad *et al.*, 2011). Las características por su estado sucesional como una alta tasa fotosintética y una mayor área foliar específica (Coley *et al.*, 1985) promueven un mayor crecimiento.

Crecimiento por grupo funcional

Contrario a lo esperado, las especies leguminosas registraron un crecimiento similar a las no-leguminosas. Estudios de restauración han reportado un crecimiento mayor en las leguminosas que en las no-leguminosas. Por ejemplo, en la SES de Quilamula, Morelos, cuatro especies leguminosas tuvieron mayor crecimiento en comparación a dos especies no-leguminosas (Carrasco-Carballido *et al.*, 2019) Además, en la Reserva Forestal Chancaní, Argentina, dos especies leguminosas tuvieron mayor crecimiento que tres especies no-leguminosas (Barchuk *et al.*, 2006). Finalmente, en la selva húmeda de los Tuxtlas, Veracruz, tres especies leguminosas tuvieron mayor crecimiento que las no-leguminosas después de seis años de crecimiento (Martínez-Garza *et al.*, 2016). Atribuimos este resultado al elevado incremento en volumen que tuvo la especie no-leguminosa *Dodonaea* (17.92 ± 3.24 cm³/mes), ya que este incremento en volumen fue similar al de dos especies leguminosas *Eysenhardtia* (16.98 ± 3.66 cm³/mes) y *Leucaena* (15.77 ± 2.56 cm³/mes). Se analizó el crecimiento por grupo funcional excluyendo a *Dodonaea*, resultando en una marcada

diferencia significaba ($F_{(1, 189)} = 15.24, p < 0.0001$) donde las especies leguminosas tuvieron hasta a cinco veces mayor incremento en volumen en comparación con las no-leguminosas.

Diversidad filogenética

La elección de la composición inicial en las plantaciones es promotora de la demografía resultante (Howe y Martínez-Garza, 2004); maximizar la diversidad inicial, es un enfoque para mejorar la función del ecosistema, logrando la recuperación de los servicios ecológicos (Lamb *et al.*, 2005; Li *et al.*, 2017). El resultado de la supervivencia y los tratamientos de policultivo basados en la diversidad filogenética muestra que los tratamientos con mayor supervivencia son aquellos que tienen los valores más altos de diversidad (Figura 1). Este resultado es confirmado por el resultado de la correlación de Pearson entre la diversidad filogenética y el porcentaje de supervivencia de los tratamientos de policultivo (Tabla 6). Además, de que la supervivencia se relacionó positivamente con la diversidad filogenética, también encontramos un resultado similar con el incremento en volumen (Tabla 6) como lo reportado en el metaanálisis de Cadotte y colaboradores (2018). Estos resultados iniciales en la evaluación de la diversidad filogenética como promotor del desempeño en especies arbóreas en proyectos de restauración ecológica logran establecer bases para que proyectos futuros encaminados a utilizar niveles máximos de restauración como las plantaciones, tomen en cuenta la diversidad filogenética como atributo de éxito. Además, los resultados permiten abrir campo de investigación de la

puesta en uso de la diversidad filogenética en los proyectos de investigación en la SES.

Interacciones

Si bien el analizar la supervivencia por factor (estado sucesional o grupo funcional) arroja resultados que suelen ser de fácil predicción, analizarlos por combinación de estos podría vislumbrar nuevos paradigmas que permitan mejorar las estrategias y metodologías en la ecología de la restauración. Los resultados aquí obtenidos, mostraron que la diversidad filogenética contenida en los tratamientos de policultivo tuvo un efecto mejorando la supervivencia, ya que, en los análisis de supervivencia por combinación de factores, los tratamientos con mayor diversidad (mixto 1, mixto 2 y todas las especies) registraron los mayores porcentajes de supervivencia.

Analizar la supervivencia por la combinación del estado sucesional y el grupo funcional, arrojó como resultado que las especies tardías leguminosas mostraron casi el doble del porcentaje de supervivencia (47.43%) en comparación con el grupo de las especies tempranas no-leguminosas (24.24%) siendo este el segundo grupo con mayor supervivencia y hasta nueve veces mayor que las especies tempranas no-leguminosas. Posiblemente este resultado este ligado a la capacidad de fijar nitrógeno al suelo, por ejemplo, en la selva húmeda de los Tuxtlas, Veracruz, tres especies leguminosas tardías tuvieron altos porcentajes de supervivencia y crecimiento, los autores atribuyeron el resultado a la presencia de mayores concentraciones de nitrógeno cerca de la planta (20 cm; Martínez-Garza *et al.*, 2011). Además, este resultado por la combinación de factores tiene un valor

importante para la restauración ecológica, ya que las plantaciones de restauración se suelen establecer en mayor medida con especies de sucesión temprana (ver Piotto *et al.*, 2004; Sampaio *et al.*, 2007; González-Tokman *et al.*, 2017) perdiendo así un factor importante para mejorar el éxito de las plantaciones. Si bien el establecimiento de especies tempranas se ha promovido por la recuperación de sitios degradados basados por su rápido crecimiento (Guariguata y Ostertag, 2001) la implementación de especies tardías leguminosas pudiera mejorar el éxito. Finalmente, encontramos fuerte evidencia en la correlación del porcentaje de supervivencia y el incremento en volumen (Tabla 6) Este resultado concuerda con estudios basados en plantaciones de restauración en sitios abiertos o zonas de sucesión temprana en el trópico húmedo (Massad *et al.*, 2011; Martínez-Garza *et al.*, 2013) y trópico seco (Gerhardt, 1996; Carrasco-Carballido *et al.*, 2019) tal vez explicado por el escape de las especies a la temperatura del suelo (Ehleringer y Sandquist, 2006) en adición a la mejor respuesta de las especies tempranas a las condiciones altas de luz (Wright *et al.*, 2010).

LITERATURA CITADA

- Barchuk, A. H., Campos, E. B., Oviedo, C., & Díaz, M. D. P. (2006). Supervivencia y crecimiento de plántulas de especies leñosas del Chaco Árido sometidas a remoción de la biomasa aérea. *Ecología austral*, 16, 47-61.
- Bond, W. J., & Midgley, J. J. (2001). Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(1), 45-51. doi:[https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)02033-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)02033-4)
- Cadotte, M. W., Cardinale, B. J., & Oakley, T. H. (2008). Evolutionary history and the effect of biodiversity on plant productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(44), 17012-17017. doi:10.1073/pnas.0805962105
- Cardinale, B. J., Matulich, K. L., Hooper, D. U., Byrnes, J. E., Duffy, E., Gamfeldt, L., . . . Gonzalez, A. (2011). The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany*, 98(3), 572-592. doi:10.3732/ajb.1000364
- Carrasco-Carballido, V., Martínez-Garza, C., Jiménez-Hernández, H., Márquez-Torres, F., & Campo, J. (2019). Effects of Initial Soil Properties on Three-Year Performance of Six Tree Species in Tropical Dry Forest Restoration Plantings. *Forests*, 10(5), 428.
- Coley, P. D., Bryant, J. P., & Chapin, F. S. (1985). Resource Availability and Plant Antiherbivore Defense. *Science*, 230(4728), 895-899. doi:10.1126/science.230.4728.895
- Corona-Mora, A., Sánchez-Vargas, N. M., & Lindig-Cisneros, R. (2014). Evaluación de dos especies de selva seca en gradientes ambientales en Michoacán, México. *Madera y bosques*, 20, 49-58.
- Donoso, P., & Soto, D. P. (2010). Plantaciones con especies nativas en el centro-sur de Chile: experiencias, desafíos y oportunidades. *Revista Bosque Nativo*, 47, 10-17.
- Ehleringer, J. R., & Sandquist, D. R. (2006). Ecophysiological constraints on plant responses in a restoration setting *Foundations of restoration ecology* (Vol. I, pp. 42-58).
- Gerhardt, K. (1993). Tree seedling development in tropical dry abandoned pasture and secondary forest in Costa Rica. *Journal of Vegetation Science*, 4(1), 95-102. doi:10.2307/3235736
- Gerhardt, K. (1996). Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedlings in a tropical seasonal dry forest. *Forest Ecology and Management*, 82(1-3), 33-48. doi:10.1016/0378-1127(95)03700-4
- González-Tokman, D. M., Barradas, V. L., Boege, K., Domínguez, C. A., del-Val, E., Saucedo, E., & Martínez-Garza, C. (2018). Performance of 11 tree species under different management treatments in restoration plantings in a tropical dry forest. *Restoration Ecology*, 26(4), 642-649. doi:doi:10.1111/rec.12617

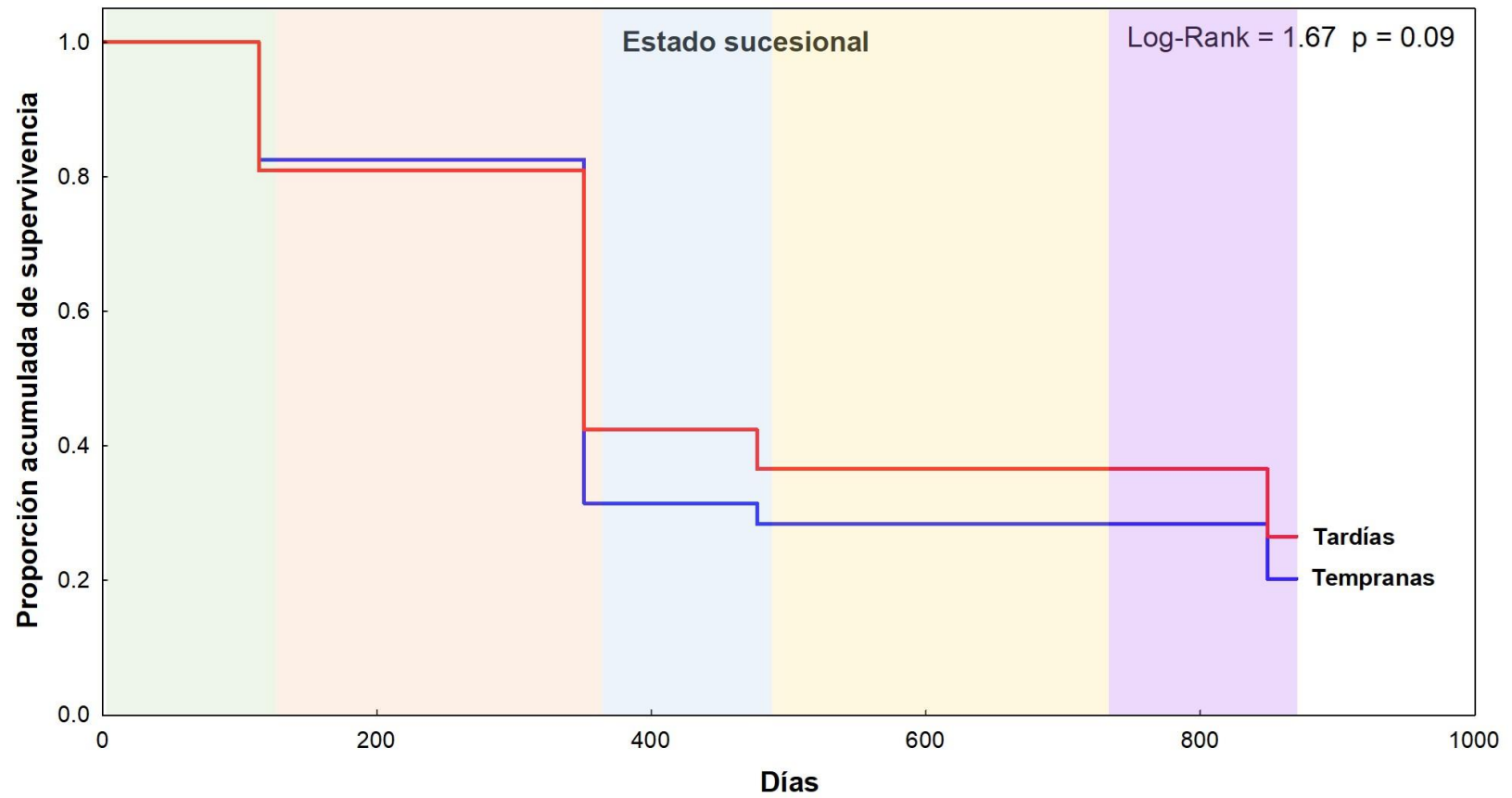
- Guariguata, Manuel & Ostertag, Rebecca. (2001). Neotropical secondary forest succession: Changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148, 185-206. 10.1016/S0378-1127(00)00535-1.
- Haggar, J. P., & Ewel, J. J. (1997). Primary Productivity and Resource Partitioning in Model Tropical Ecosystems. *Ecology*, 78(4), 1211-1221. doi:10.2307/2265870
- Hallett, L. M., Chapple, D. E., Bickart, N., Cherbowski, A., Fernandez, L., Ho, C. H., Suding, K. N. (2017). Trait Complementarity Enhances Native Plant Restoration in an Invaded Urban Landscape. *Ecological Restoration*, 35(2), 148-155. doi:10.3368/er.35.2.148
- Howe, Henry & Martínez-Garza, Cristina. (2014). Restoration as experiment. *Botanical Sciences*, 92, 1-10. 10.17129/botsci.146.
- Karban, R., & Baldwin, I. T. (1997). *Induced Responses to Herbivory*: University of Chicago Press.
- Kelty, M. J. (1992). Comparative productivity of monocultures and mixed-species stands. In M. J. Kelty, B. C. Larson, & C. D. Oliver (Eds.), *The Ecology and Silviculture of Mixed-Species Forests: A Festschrift for David M. Smith* (pp. 125-141). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Lamb, D., Erskine, P. D., & Parrotta, J. A. (2005). Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, 310(5754), 1628-1632. doi:10.1126/science.1111773
- Laughlin, D. C. (2014). Applying trait-based models to achieve functional targets for theory-driven ecological restoration. *Ecology Letters*, 17(7), 771-784. doi:https://doi.org/10.1111/ele.12288
- Li, L., Cadotte, M. W., Martínez-Garza, C., Peña-Domene, M., & Du, G. (2017). Planting accelerates restoration of tropical forest but assembly mechanisms appear insensitive to initial composition. *Journal of Applied Ecology*, 55(2), 986-996. doi:10.1111/1365-2664.12976
- Liu, J., Zhang, X., Song, F., Zhou, S., Cadotte, M.W. and Bradshaw, C.J.A. (2015), Explaining maximum variation in productivity requires phylogenetic diversity and single functional traits. *Ecology*, 96: 176-183. <https://doi.org/10.1890/14-1034.1>
- Lohbeck, M., Poorter, L., Lebrija-Trejos, E., Martínez-Ramos, M., Meave, J. A., Paz, H., Bongers, F. (2013). Successional changes in functional composition contrast for dry and wet tropical forest. *Ecology*, 94(6), 1211-1216. doi:https://doi.org/10.1890/12-1850.1
- Marquez-Torres, J. F. (2016). *Herbivoría y crecimiento en seis especies arbóreas de la selva estacional, establecidas en plantaciones de restauración ecológica*. (Maestría), Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Martínez-Garza, C., Tobon, W., Campo, J. and Howe, H.F. (2013), Drought mortality of tree seedlings in an eroded tropical pasture. *Land Degrad. Develop.*, 24: 287-295. <https://doi.org/10.1002/ldr.1127>

- Martínez-Garza, C., Campo, J., Ricker, M., & Tobón, W. (2016). Effect of initial soil properties on six-year growth of 15 tree species in tropical restoration plantings. *Ecology and Evolution*, 6(24), 8686-8694. doi:<https://doi.org/10.1002/ece3.2508>
- Martínez-Garza, C., Osorio-Beristain, M., Alcalá, R., Valenzuela-Galván, D., & Mariano, N. (2016). Ocho años de restauración experimental en las selvas estacionales de México. In E. Ceccon & C. Martínez-Garza (Eds.), *Experiencias Mexicanas en la Restauración de los Ecosistemas*. Mexico: CONABIO-UNAM-UAEM.
- Massad, T. J., Chambers, J. Q., Rolim, S. G., Jesus, R. M., & Dyer, L. A. (2011). Restoration of pasture to forest in Brazil's Mata Atlântica: The roles of herbivory, seedling defenses, and plot design in reforestation. *Restoration Ecology*, 19(201), 257-267. doi:10.1111/j.1526-100X.2010.00683.x
- Montagnini, F., González, E., Porras, C., & Rheingans, R. (1995). Mixed and pure forest plantations in the humid neotropics: a comparison of early growth, pest damage and establishment costs. *The Commonwealth Forestry Review*, 74(4), 306-314.
- Piotto, D. (2008). A meta-analysis comparing tree growth in monocultures and mixed plantations. *Forest Ecology and Management*, 255(3), 781-786. doi:<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.065>
- Piotto, D., Viquez, E., Montagnini, F., & Kanninen, M. (2004). Pure and mixed forest plantations with native species of the dry tropics of Costa Rica: a comparison of growth and productivity. *Forest Ecology and Management*, 190(2), 359-372. doi:<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.11.005>
- Pollock, K. H., Winterstein, S. R., Bunck, C. M., & Curtis, P. D. (1989). Survival Analysis in Telemetry Studies: The Staggered Entry Design. *The Journal of Wildlife Management*, 53(1), 7-15. doi:10.2307/3801296
- Poorter, L., de Plassche, M. V., Willems, S., & Boot, R. G. A. (2004). Leaf traits and herbivory rates of tropical tree species differing in successional status. *Plant Biology*, 6(6), 746-754. doi:10.1055/s-2004-821269
- Prodan, M. (1997). *Mensura forestal: Agroamerica*.
- Sampaio, A. B., Holl, K. D., & Scariot, A. (2007). Does Restoration Enhance Regeneration of Seasonal Deciduous Forests in Pastures in Central Brazil? *Restoration Ecology*, 15(3), 462-471. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00242.x>
- StatSoft, I. (2004). *STATISTICA (data analysis software system)*, version 7. www.statsoft.com.
- Tilman, D., Reich, P. B., Knops, J., Wedin, D., Mielke, T., & Lehman, C. (2001). Diversity and Productivity in a Long-Term Grassland Experiment. *Science*, 294(5543), 843. doi:10.1126/science.1060391
- Williams-Linera, G. (2002). Tree species richness complementarity, disturbance and fragmentation in a Mexican tropical montane cloud forest. *Biodiversity & Conservation*, 11(10), 1825-1843. doi:10.1023/A:1020346519085

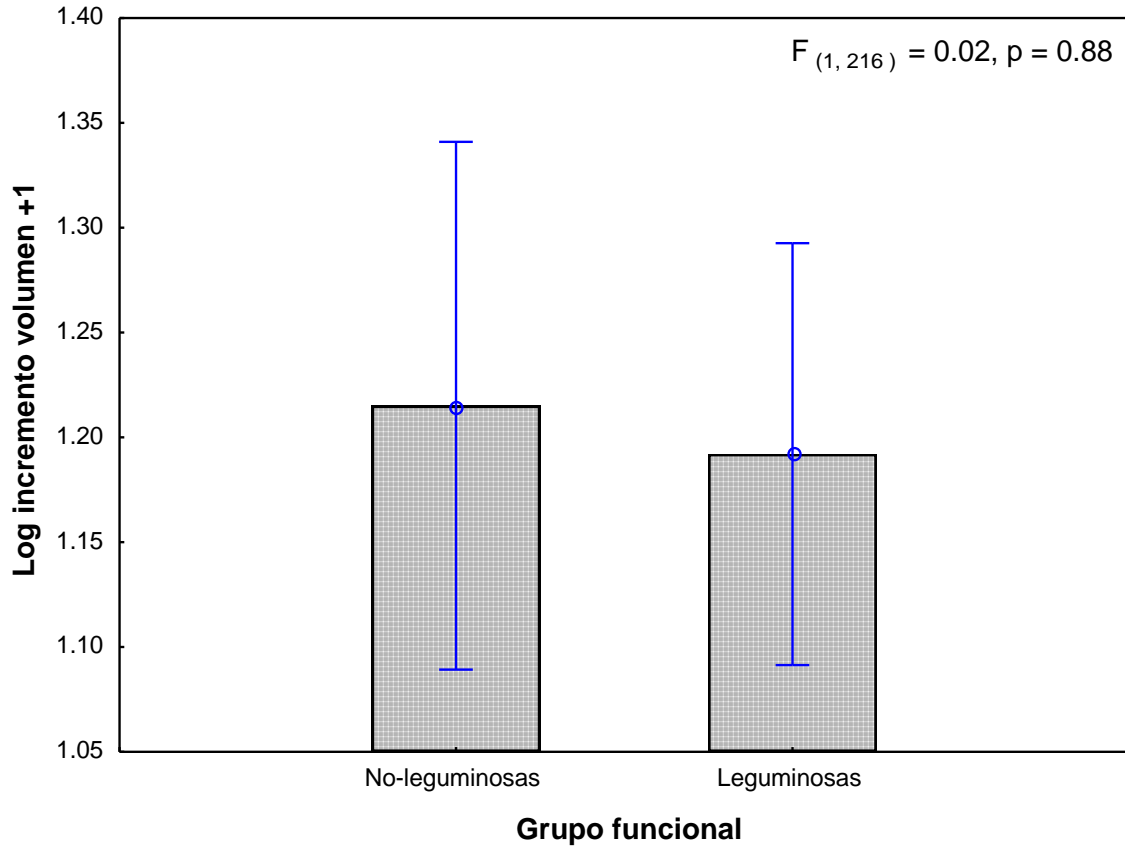
Wright, S. J., Kitajima, K., Kraft, N. J. B., Reich, P. B., Wright, I. J., Bunker, D. E., . . . Zanne, A. E. (2010). Functional traits and the growth–mortality trade-off in tropical trees. *Ecology*, 91(12), 3664-3674. doi:<https://doi.org/10.1890/09-2335.1>

Zar, J. H. (1999). *Biostatistical analysis*. 4th. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, 1, 389-394.

Apéndices Capítulo III



Apéndice 1. Curvas de supervivencia de seis especies arbóreas sucesionales tempranas y seis tardías, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.



Apéndice 2. Incrementos en volumen ($\log volumen+1$) de seis especies arbóreas leguminosas y cinco no-leguminosas creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar.

CAPITULO IV

**DESEMPEÑO DE 12 ESPECIES DE ARBOLES
NATIVOS EN PLANTACIONES DE
MONOCULTIVO Y POLICULTIVO EN LA
SELVA ESTACIONALMENTE SECA**

INTRODUCCIÓN

La teoría de complementariedad de nicho dice que la diferencia en el uso de recursos por parte de las especies o fenotipos, en ecosistemas con mayor biodiversidad se hace un uso más exhaustivo de los recursos, lo que resulta en mayores tasas de funcionamiento (Tilman, 1999). Diversos estudios han sugerido la implementación de plantaciones con especies cuyos atributos sean complementarios, logrando así, evitar la competencia de estas (ver Liu *et al.*, 2018). Por lo tanto, plantaciones mixtas que contengan especies de rasgos contratantes, sean estos estructurales como la longitud de las raíces, la copa, el grosor de las hojas o características intrínsecas como la dependencia a la luz, ser o no fijadoras de nitrógeno o tasas de crecimiento distintas pueden generar mayor un éxito (Forrester *et al.*, 2005, Yadav y Mishra, 2013; Pretzsch, 2014; Nguyen *et al.*, 2015). El establecimiento de plantaciones mixtas establecidas desde la teoría de la complementariedad de nicho, pueden generar resultados de éxito en la restauración ecológica.

La evidencia en la comparación del desempeño en especies arbóreas creciendo en monocultivos y policultivos en ecosistemas tropicales es escasa. Los ecosistemas templados tomando como sujetos de estudios especies de vida corta como las gramíneas, muestran que los policultivos generan mayor productividad (ver Cadotte *et al.*, 2008). La poca evidencia de estudios con especies arbóreas muestra un patrón similar al de las gramíneas en ecosistemas templados, por ejemplo, en plantaciones de monocultivo y policultivo de 22 años de establecimiento en la Mata Atlántica, Brasil, se reportó que las especies arbóreas establecidas en policultivo

presentaron un mayor crecimiento en comparación con las especies en monocultivo (Gama-Rodrigues *et al.*, 2007). Además, en una plantación forestal de 12 años de establecimiento en la Estación Biológica La Selva, Sarapiquí, Costa Rica, el crecimiento fue mayor en plantaciones de policultivo en comparación con las especies en monocultivo (Alice, *et al.*, 2004). También, en una plantación forestal en Bedele, Etiopia, una especie de Eucalipto (Myrtaceae) registró mayor crecimiento cuando esta fue establecida en plantaciones de policultivo (Alem *et al.*, 2015). Finalmente, en plantaciones establecidas en las tierras húmedas bajas de Costa Rica, evaluaron el crecimiento de 12 especies arbóreas, mostrando que el diámetro a la altura del pecho fue mayor en los policultivos en comparación con los monocultivos (Montagnini *et al.*, 1995). La evidencia de la generación de un mayor crecimiento en las especies establecidas en policultivo está fuertemente sustentada en especies de vida corta, aunque los pocos estudios con especies arbóreas muestran un patrón similar, falta evidencia que pueda abonar a esta hipótesis. Si bien, los trabajos anteriores tienen como variable de respuesta el crecimiento, la supervivencia es una variable que no se ha explorado. se espera que por factores de complementariedad la supervivencia se comporte similarmente al crecimiento.

OBJETIVO GENERAL

Analizar los efectos que tiene la riqueza arbórea sobre dos componentes de adecuación en 12 especies arbóreas establecidas en plantaciones de monocultivo y policultivo en la selva estacionalmente seca del Estado de Morelos.

OBJETIVOS PARTICULARES

Evaluar la supervivencia y crecimiento en:

1. Plantaciones de monocultivo y policultivo.
2. Especies sucesionales tempranas y tardías.
3. Especies leguminosas y no-leguminosas.
4. Por la combinación del tipo de plantación, el estado sucesional y el grupo funcional.

HIPÓTESIS

Los componentes de adecuación en las plantas como la supervivencia y el crecimiento se ven positiva o negativamente afectados por los atributos otorgados por factores como el estado sucesional y el grupo funcional de estas; además de las características generadas por la riqueza o la diversidad de especies arbóreas circundantes.

PREDICCIONES

1. La supervivencia será mayor en plantaciones de policultivo.
2. La supervivencia será mayor en las especies tempranas.
3. La supervivencia será mayor en las especies leguminosas.

4. El crecimiento será mayor en plantaciones de policultivo.
5. El crecimiento será mayor en las especies tempranas.
6. El crecimiento será mayor en las especies leguminosas.
7. La supervivencia y el crecimiento serán mayores en las especies tempranas, leguminosas en los policultivos.

METODOLOGÍA

El estudio se realizó en una plantación de restauración ecológica de la SES en el Ejido de Quilamula, Morelos, México. El diseño experimental consistió en 12 tratamientos de monocultivos y siete distintos tratamientos de policultivo basados en la distancia filogenética de las especies arbóreas establecidas. Los detalles como el *sitio de estudio*, el *diseño experimental*, la *estimación de supervivencia*, *crecimiento* y se encuentran en los capítulos anteriores ([cap. I](#) y [III](#)).

ANÁLISIS DE DATOS

Supervivencia

La supervivencia se analizó por los factores tipo de plantación (dos niveles, monocultivo y policultivo), estado sucesional (dos niveles, especies tempranas y tardías) y grupo funcional (dos niveles, leguminosas y no-leguminosas), además de las combinaciones de estos, tipo de plantación × estado sucesional, tipo de plantación × grupo funcional, estado sucesional × grupo funcional y tipo de plantación × estado sucesional × grupo funcional. El parámetro de referencia de supervivencia fue expresado en días. La comparación entre curvas de supervivencia por grupo se analizó mediante la prueba Log-Rank. En la sección de resultados se muestra el porcentaje de supervivencia y el valor de la prueba estadística.

Incremento en volumen

El incremento en volumen se evaluó mediante un análisis de varianza de tipo factorial utilizando a los individuos como replicas. La variable dependiente fue el incremento en volumen. Las variables independientes fueron el tipo de plantación (dos niveles, monocultivos y policultivos), estado sucesional (dos niveles, especie tempranas y tardías). Se realizó la prueba post Hoc de Tukey de n desigual en los resultados que fueron estadísticamente diferentes. Para poder cumplir con los supuestos que asume el ANOVA (Zar, 1999) se transformaron los datos de incremento en volumen con la función logaritmo natural + 1 (*log volumen + 1*). En la sección de resultados se muestran los promedios del incremento en volumen cm³/mes (\pm error estándar) transformados a sus unidades originales para mayor claridad.

RESULTADOS

Supervivencia

La supervivencia de los individuos de las 12 especies establecidos en monocultivos y policultivos después de 850 días fue en promedio de 23.38%.

Tipo de plantación: La supervivencia fue prácticamente igual entre los monocultivos (23.43%) y policultivos (23.33%). El análisis estadístico reveló que no existen diferencias en la supervivencia por el factor tipo de plantación (Log-Rank = 0.33 p = 0.73; Tabla 1, Apéndice 1).

Estado sucesional: Las especies sucesionales tempranas mostraron mayor supervivencia (24.51%) que las tardías (22.26%). El análisis estadístico mostró que la

supervivencia por el factor estado sucesional fue similar (Log-Rank = 0.90 $p = 0.36$; Tabla 1, Apéndice 2).

Grupo funcional: Las leguminosas mostraron significativamente mayor supervivencia (27.46%) que las no-leguminosas (19.35%; Log-Rank = 5.54 $p < 0.00001$; Tabla 1, Figura 1).

Tabla 1. Porcentaje de supervivencia de 12 especies arbóreas por los factores tratamiento de plantación, estado sucesional y grupo funcional, en plantaciones de monocultivo y policultivo en Quilamula, Morelos, México. Los resultados significativos se muestran en negritas ($p < 0.05$).

| Factor | Porcentaje de supervivencia (%) | p |
|---------------------------|---------------------------------|----------------|
| Tipo de plantación | | 0.73 |
| Policultivo | 23.33 | |
| Monocultivo | 23.43 | |
| Estado sucesional | | 0.36 |
| Tardías | 22.26 | |
| Tempranas | 24.51 | |
| Grupo funcional | | 0.00001 |
| Leguminosas | 27.46 | |
| No-leguminosas | 19.35 | |

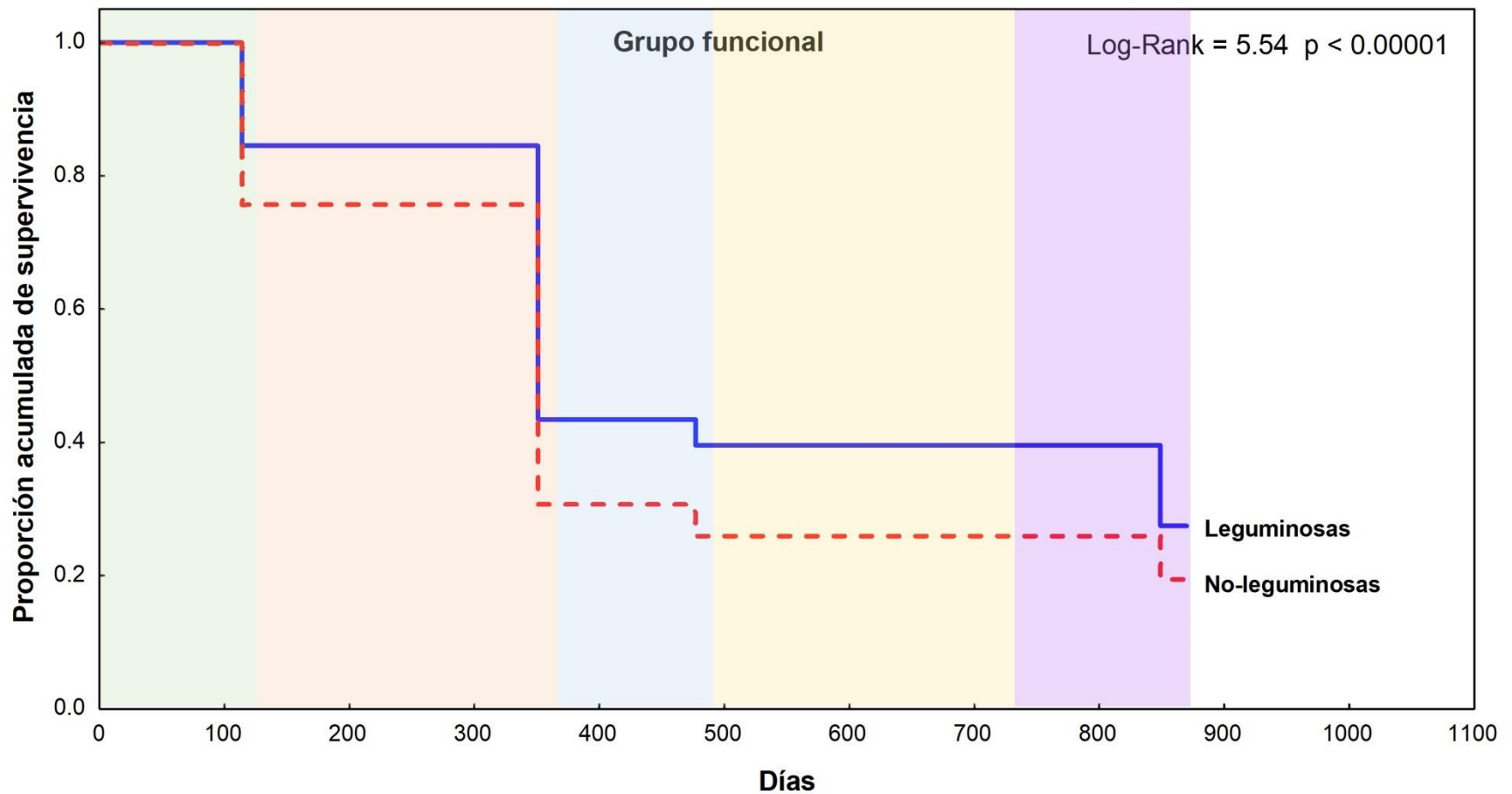


Figura 1. Curvas de supervivencia de seis especies arbóreas leguminosas y seis no-leguminosas, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.

Tipo de plantación × estado sucesional: La supervivencia fue mayor en los individuos del grupo monocultivo tempranas (27.03%) y menor en el grupo monocultivo tardías (19.81%). El análisis estadístico reveló que no existen diferencias en la supervivencia por el factor tipo de plantación × estado sucesional ($X^2 = 5.74$ gl = 3 $p = 0.12$; Tabla 2, Apéndice 3).

Estado sucesional × Grupo funcional: La supervivencia fue mayor en los individuos del grupo tardías leguminosas (38.02%) y menor en el grupo tardías no-leguminosas (6.38%). El análisis estadístico reveló diferencias significativas por el factor estado sucesional × grupo funcional ($X^2 = 94.08$ gl = 3 $p < 0.00001$). Las comparaciones Log-Rank mostraron que cada grupo fue estadísticamente distinto (Tabla 2, Figura 2).

Tipo de plantación × grupo funcional: La supervivencia fue mayor en los individuos del grupo policultivo leguminosas (31.73%) y menor en los individuos del grupo policultivo no-leguminosas (15.09%). El análisis estadístico reveló diferencias significativas por el factor tipo de plantación × grupo funcional ($X^2 = 41.12$ gl = 3 $p < 0.00001$). Las comparaciones Log-Rank mostraron que, la supervivencia en el grupo policultivo leguminosas fue estadísticamente diferente a todos los grupos, que el grupo monocultivo leguminosas es estadísticamente diferente a los grupos monocultivo no-leguminosas y policultivo no-leguminosas, siendo estos dos últimos grupos estadísticamente iguales (Tabla 2, Figura 3).

Tipo de plantación × estado sucesional × grupo funcional: La supervivencia fue mayor en el grupo policultivo tardías leguminosas (47.43%) y menor en el grupo policultivo tardías no-leguminosas (5.22%). El análisis estadístico reveló diferencias significativas

por el factor tipo de plantación × estado sucesional × grupo funcional ($X^2 = 104.99$ gl = 7 $p < 0.00001$). Las comparaciones Log-Rank mostraron que el grupo policultivo tardías leguminosas fue estadísticamente diferente a todos los demás grupos, que los grupos monocultivo tempranas no-leguminosas, monocultivo tempranas no-leguminosas y el monocultivo tardías leguminosas fueron estadísticamente iguales siendo este último similar a los grupos monocultivo tempranas leguminosas, policultivo tempranas leguminosas. Por último, los grupos monocultivo tardías no-leguminosas y el grupo policultivo tardías no-leguminosas fueron estadísticamente diferentes entre sí (Tabla 2, Figura 4).

Tabla 2. Porcentaje de supervivencia de 12 especies arbóreas por los factores tratamiento de plantación, estado sucesional y grupo funcional, así como también las combinaciones de estos en plantaciones de monocultivo y policultivo en Quilamula, Morelos, México. Los resultados significativos se muestran en negritas ($p < 0.05$).

| Factor | Porcentaje de supervivencia (%) | p |
|---|---------------------------------|----------------|
| Tipo de plantación × Estado sucesional | | 0.12 |
| Monocultivo Tempranas | 27.03 a | |
| Policultivo Tardías | 26.53 b | |
| Policultivo Tempranas | 20.24 c | |
| Monocultivo Tardías | 19.81 d | |
| Tipo de plantación × Grupo funcional | | 0.00001 |
| Policultivo Leguminosas | 31.73 a | |
| Monocultivo Leguminosas | 25.00 b | |
| Monocultivo No-leguminosas | 21.85 c | |
| Policultivo No-leguminosas | 15.09 c | |
| Estado sucesional × Grupo funcional | | |
| Tardías Leguminosas | 38.02 a | 0.00001 |
| Tempranas No-leguminosas | 31.95 b | |
| Tempranas leguminosas | 16.9 c | |
| Tardías No-leguminosas | 6.38 d | |
| Tipo de plantación × Estado sucesional × Grupo funcional | | 0.00001 |
| Policultivos Tardías Leguminosas | 47.43 a | |
| Monocultivo Tempranas No-leguminosas | 36.66 b | |
| Monocultivo Tardías Leguminosas | 32.59 b | |
| Policultivo Tempranas No-leguminosas | 24.24 bc | |
| Monocultivo Tempranas Leguminosas | 17.4 c | |
| Policultivo Tempranas Leguminosas | 16.02 c | |
| Monocultivo Tardías No-leguminosas | 7.03 d | |
| Policultivo Tardías No-leguminosas | 5.22 d | |

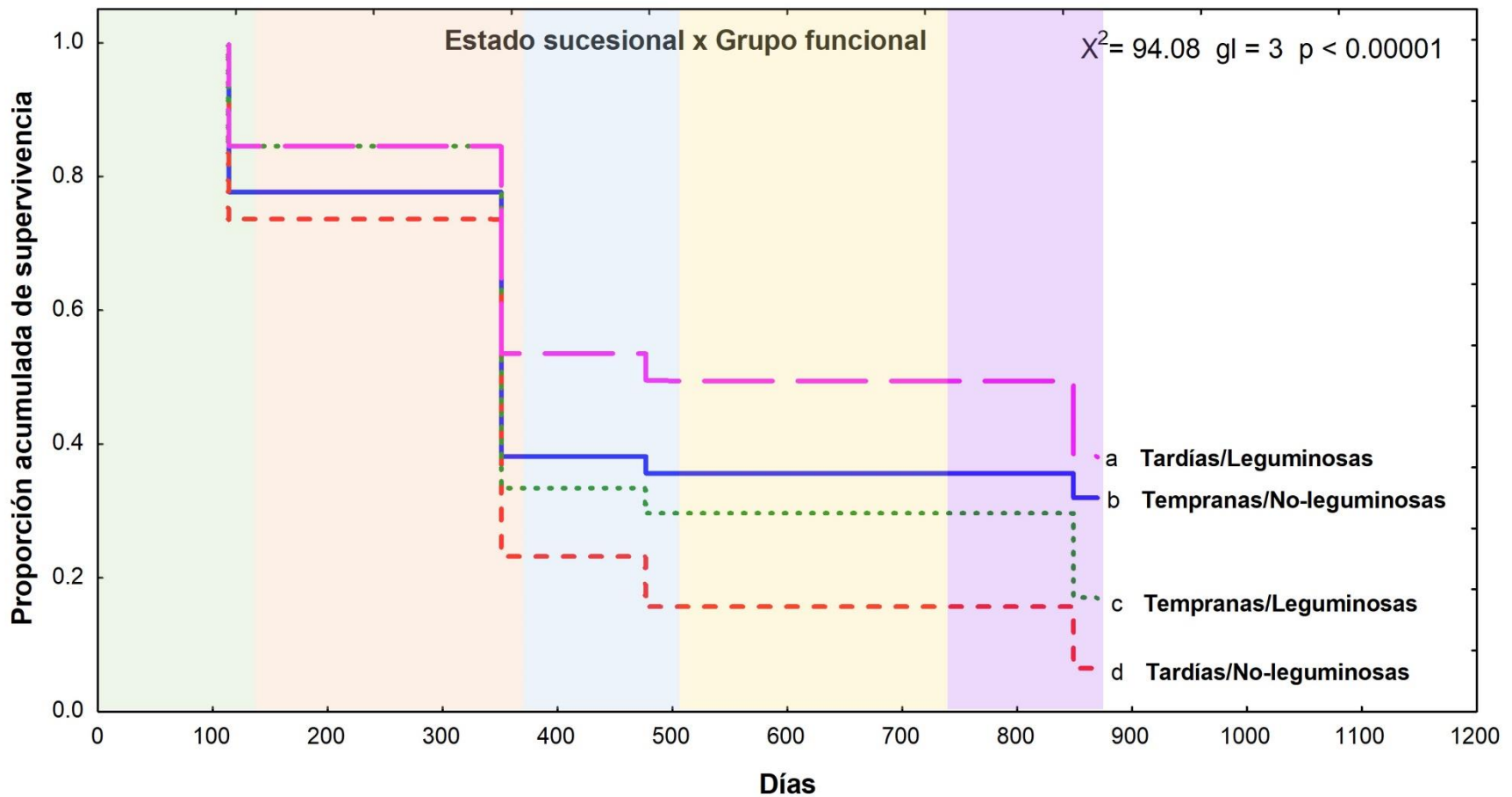


Figura 2. Curvas de supervivencia de tres especies arbóreas tempranas leguminosas, tres tempranas no-leguminosas, tres tardías leguminosas y tres tardías no-leguminosas, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.

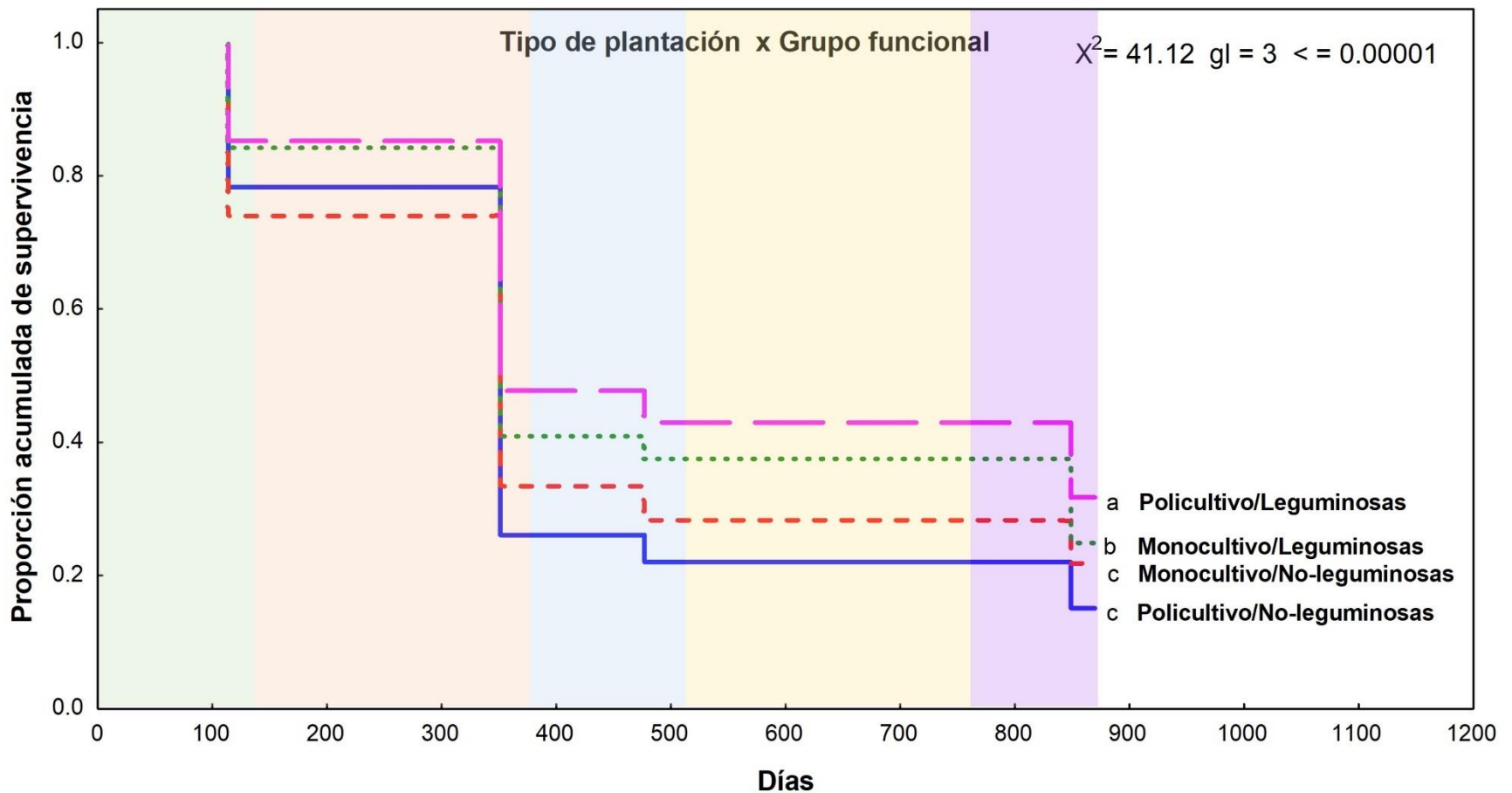


Figura 3. Curvas de supervivencia de seis especies arbóreas leguminosas y seis no-leguminosas, creciendo en plantaciones de monocultivo y policultivo en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.

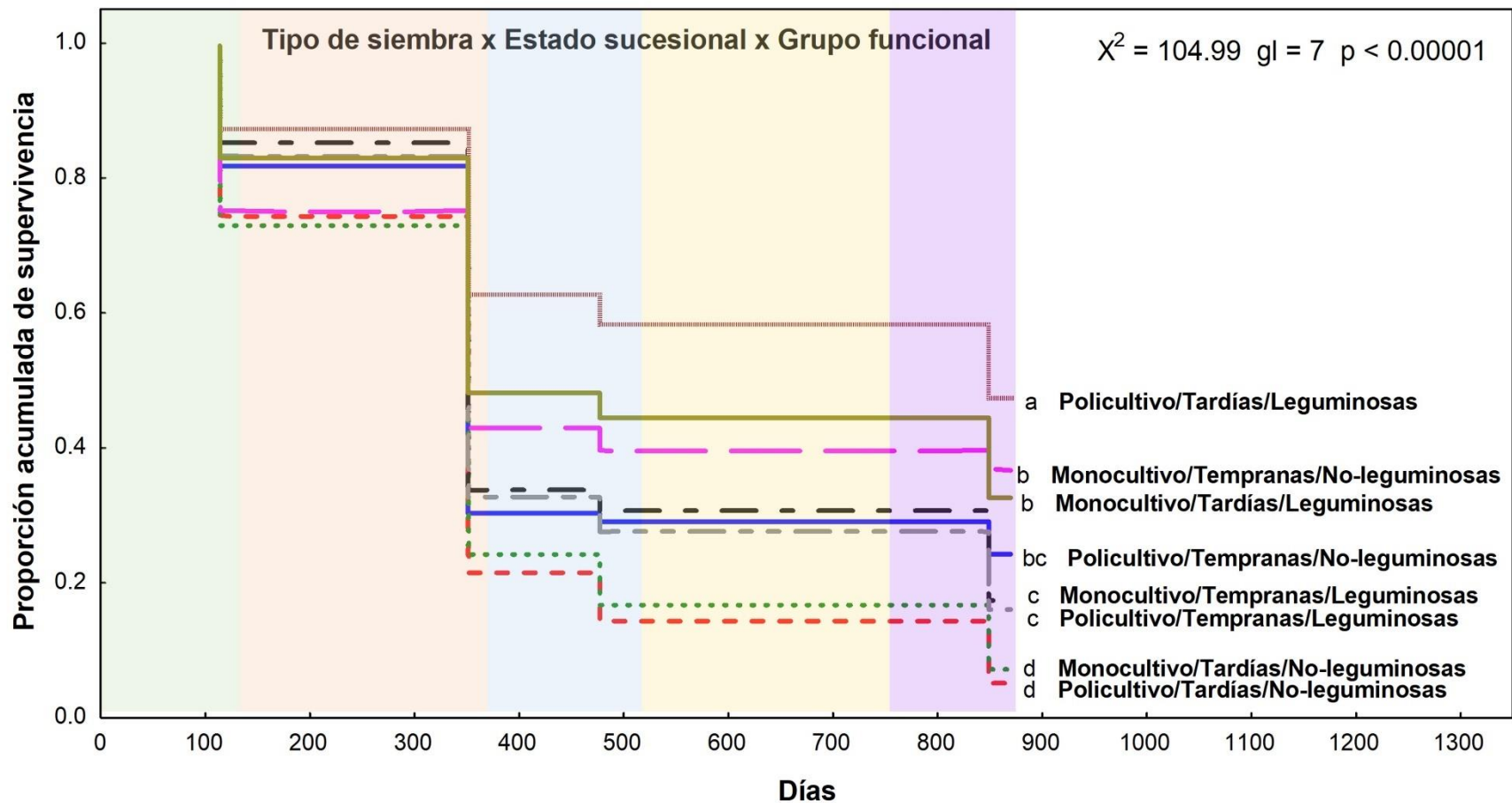


Figura 4. Curvas de supervivencia de 12 especies arbóreas creciendo en plantaciones de monocultivo y policultivo en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.

Incremento en volumen

Tipo de plantación: en promedio, el incremento en volumen fue mayor en los individuos establecidos en monocultivos ($8.47 \pm 0.96 \text{ cm}^3/\text{mes}$) que en los establecido en policultivos ($7.92 \pm 0.84 \text{ cm}^3/\text{mes}$; Tabla 3). El ANOVA no mostró diferencias significativas por efecto del tipo de plantación ($F_{(1, 496)} = 0.38, p = 0.53$; Tabla 4, Apéndice 4).

Estado sucesional: en promedio, el incremento en volumen fue de tres veces más en las especies sucesionales tempranas ($12.62 \pm 1.12 \text{ cm}^3/\text{mes}$) que en las tardías ($3.88 \pm 0.48 \text{ cm}^3/\text{mes}$; Tabla 3). El ANOVA mostró diferencias por el factor estado sucesional ($F_{(1, 496)} = 90.10, p < 0.0001$; Tabla 4, Figura 5).

Grupo funcional: en promedio, el incremento en volumen fue mayor en los individuos de especies leguminosas ($12.62 \pm 3.88 \text{ cm}^3/\text{mes}$) que en los individuos de las especies no-leguminosas ($7.05 \pm 0.65 \text{ cm}^3/\text{mes}$; Tabla 3). El ANOVA mostró diferencias por el factor estado sucesional ($F_{(1, 496)} = 13.11, p < 0.0001$; Tabla 4, Figura 6).

Tipo de plantación × estado sucesional: en promedio, el incremento en volumen fue casi cuatro veces mayor en los individuos del grupo monocultivo especies tempranas ($13.03 \pm 1.50 \text{ cm}^3/\text{mes}$) que los individuos del grupo policultivo especies tardías ($3.49 \pm 0.48 \text{ cm}^3/\text{mes}$; Tabla 3). El ANOVA no mostró diferencias por el factor tipo de plantación × estado sucesional ($F_{(1, 496)} = 0.06, p = 0.80$; Tabla 4, Apéndice 5).

Estado sucesional × grupo funcional: en promedio, el incremento en volumen fue de nueve veces mayor en los individuos del grupo tempranas leguminosas (13.21 ± 1.51 cm³/mes) que en los individuos del grupo tardías no-leguminosas (1.36 ± 0.27 cm³/mes; Tabla 3). El ANOVA no mostró diferencias por el factor estado sucesional × grupo funcional ($F_{(1, 496)} = 0.74$, $p = 0.38$; Tabla 4, Apéndice 6).

Tipo de plantación × grupo funcional: en promedio, el incremento en volumen fue mayor en los individuos del grupo policultivo leguminosas (10.57 ± 1.56 cm³/mes) y menor en los individuos del grupo policultivo no-leguminosas (6.64 ± 0.77 cm³/mes; Tabla 3). El ANOVA no mostró diferencias por el factor tipo de plantación × grupo funcional ($F_{(1, 496)} = 2.61$, $p = 0.10$; Tabla 4, Apéndice 7).

Tipo de plantación × estado sucesional × grupo funcional: en promedio, el incremento en volumen fue mayor en los individuos del grupo policultivo tempranas leguminosas (14.89 ± 2.43 cm³/mes) y menor en los individuos del grupo policultivo tardías no-leguminosas (0.81 ± 0.32 cm³/mes; Tabla 3). El ANOVA no mostró diferencias por el factor tipo de plantación × estado sucesional × grupo funcional ($F_{(1, 496)} = 0.71$, $p = 0.39$; Tabla 4, Apéndice 8).

Tabla 3. Promedio del incremento en volumen (cm³/mes ± error estándar) de 12 especies arbóreas creciendo en plantaciones de monocultivo y policultivo en Quilamula, Morelos, México.

| Factor | | cm ³ /mes ± error estándar | | |
|--|----------------|--|--------------|--------------|
| Tipo de plantación | Monocultivo | 8.47 ± 0.84 | | |
| | Policultivo | 7.92 ± 0.96 | | |
| Grupo funcional | Leguminosas | 9.82 ± 1.19 | | |
| | No-leguminosas | 7.05 ± 0.65 | | |
| Estado sucesional | Tempranas | 12.62 ± 1.12 | | |
| | Tardías | 3.88 ± 0.48 | | |
| Tipo de plantación × Grupo funcional | Policultivo | Leguminosas | 10.57 ± 1.56 | |
| | Monocultivo | Leguminosas | 8.09 ± 1.63 | |
| | Monocultivo | No-leguminosas | 7.81 ± 1.18 | |
| | Policultivo | No-leguminosas | 6.64 ± 0.77 | |
| Tipo de plantación × Estado sucesional | Monocultivo | Tempranas | 13.3 ± 1.5 | |
| | Policultivo | Tempranas | 11.22 ± 1.52 | |
| | Monocultivo | Tardías | 4.66 ± 1.07 | |
| | Policultivo | Tardías | 3.49 ± 0.48 | |
| Grupo funcional × Estado sucesional | Leguminosas | Tempranas | 13.21 ± 1.51 | |
| | No-leguminosas | Tempranas | 12.34 ± 1.49 | |
| | Leguminosas | Tardías | 4.54 ± 0.59 | |
| | No-leguminosas | Tardías | 1.36 ± 0.27 | |
| Tipo de plantación × Grupo funcional × Estado sucesional | Policultivo | Leguminosas | Tempranas | 14.89 ± 2.43 |
| | Monocultivo | Leguminosas | Tempranas | 13.72 ± 2.02 |
| | Monocultivo | No-leguminosas | Tempranas | 12.4 ± 1.91 |
| | Policultivo | No-leguminosas | Tempranas | 9.52 ± 1.9 |
| | Monocultivo | Leguminosas | Tardías | 5.25 ± 1.22 |
| | Policultivo | Leguminosas | Tardías | 4.13 ± 0.62 |
| | Monocultivo | No-leguminosas | Tardías | 1.51 ± 0.33 |
| | Policultivo | No-leguminosas | Tardías | 0.81 ± 0.32 |

Tabla 4. ANOVA factorial por tipo de plantación (dos niveles, monocultivo y policultivo) estado sucesional (dos niveles, especies tempranas y tardías) y grupo funcional (dos niveles, especies leguminosas y no-leguminosas). La variable dependiente fue el incremento en volumen. Los resultados significativos se encuentran en negritas ($p < 0.05$).

| Fator | gl | F | p |
|--|-----------|--------------|---------------|
| Tipo de plantación | 1 | 0.38 | 0.53 |
| Grupo funcional | 1 | 13.11 | 0.0001 |
| Estado sucesional | 1 | 90.10 | 0.0001 |
| Tipo de plantación × Grupo funcional | 1 | 2.61 | 0.10 |
| Tipo de plantación × Estado sucesional | 1 | 0.06 | 0.80 |
| Grupo funcional × Estado sucesional | 1 | 0.74 | 0.38 |
| Tipo de plantación × Grupo funcional × Estado sucesional | 1 | 0.71 | 0.39 |
| Error | 496 | | |

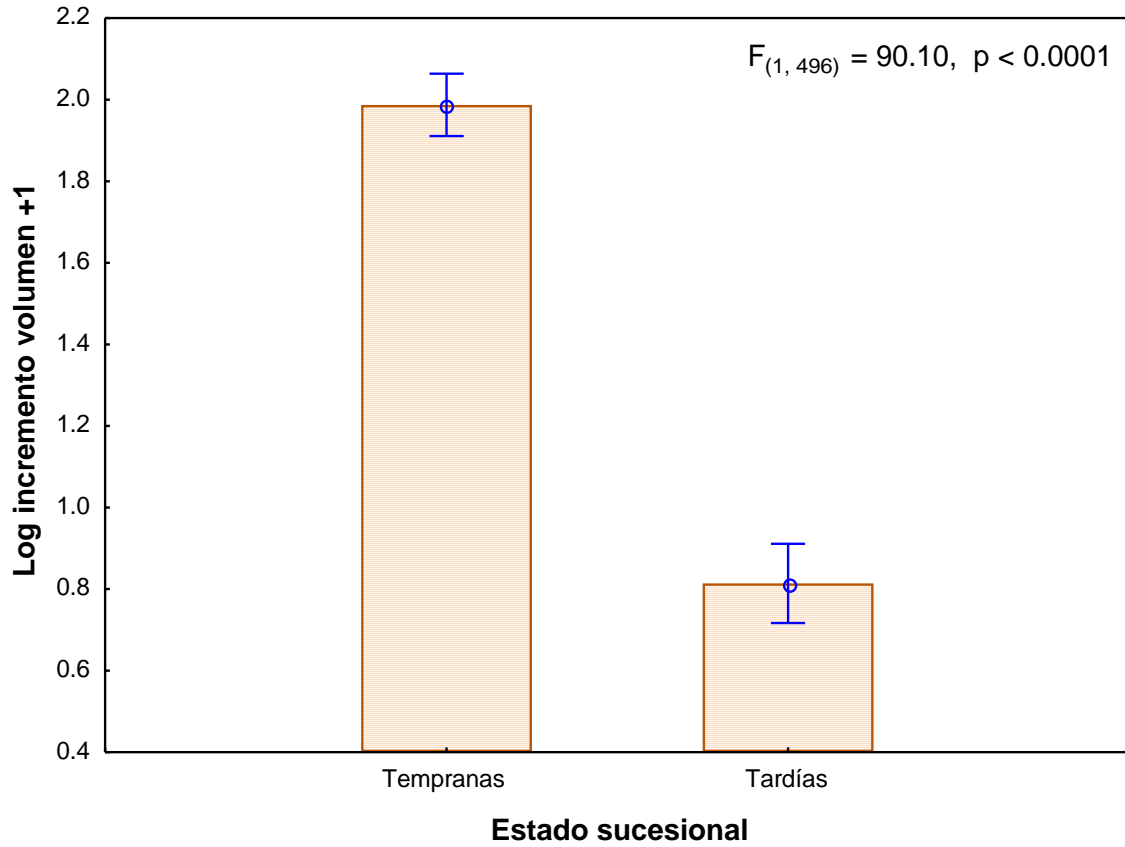


Figura 5. Incrementos en volumen ($\log volumen+1$) de seis especies arbóreas tempranas y seis tardías creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar.

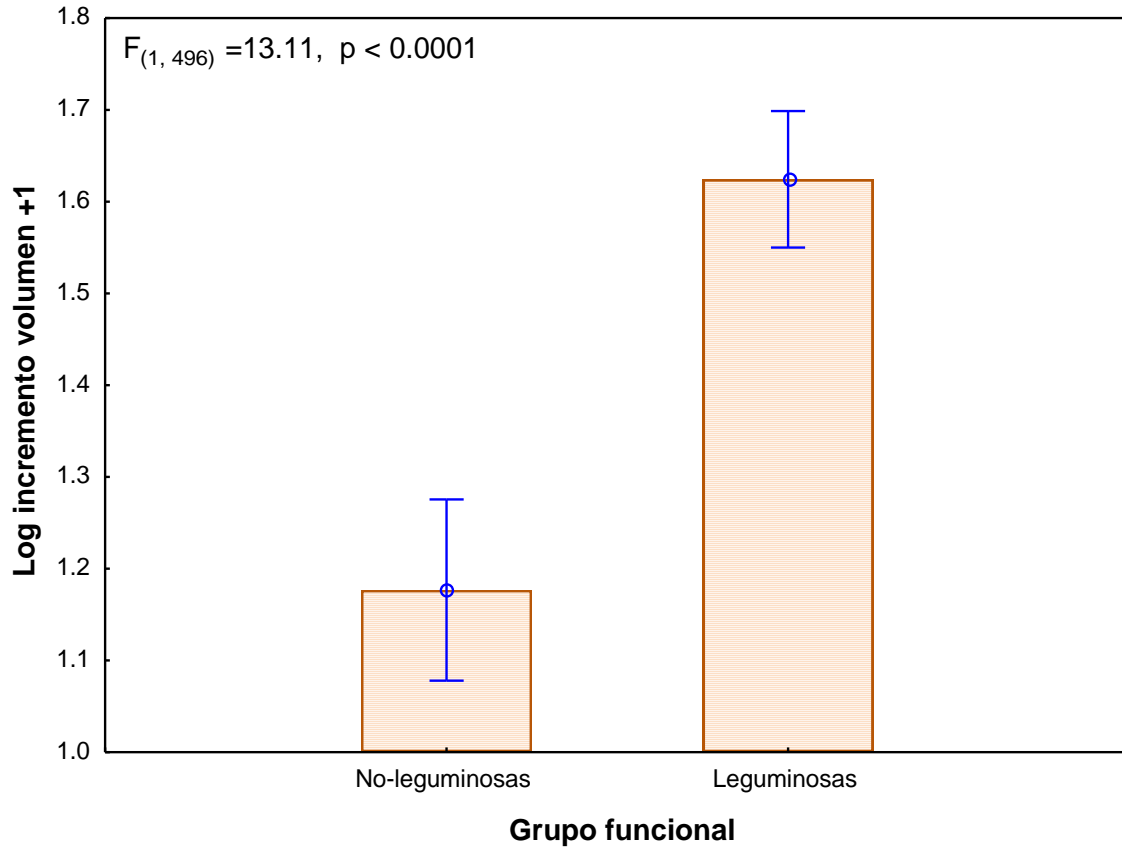


Figura 6. Incrementos en volumen (*log volumen + 1*) de seis especies arbóreas leguminosas y seis tardías creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar.

DISCUSIÓN

Este capítulo evaluó la supervivencia y el crecimiento en plantaciones de monocultivo y policultivo de hasta 12 especies de la SES. Después de 850 días del establecimiento de la plantación, los monocultivos y policultivos tuvieron resultados similares, en los dos componentes de adecuación, lo que permite inferir que el tipo de plantación no genera cambios tempranos en el desempeño de las plantas. En esta discusión solo se abordará la supervivencia y crecimiento por tipo de plantación, y los resultados contrastantes al capítulo anterior ya que los resultados de supervivencia y crecimiento fueron similares en los factores estado sucesional y grupo funcional.

Supervivencia

Tipo de plantación: Contrario a nuestra predicción, la supervivencia fue similar entre los monocultivos (23.43%) y policultivos (23.33%). No encontramos evidencia de que el tipo de plantación (diversidad) logre generar cambios diferenciales en la supervivencia. Nuestro resultado concuerda al reportado en plantaciones de monocultivo y policultivo de hasta siete especies establecidas en la península de Nicoya, Costa Rica, donde no se observó diferencia en la supervivencia (Piotto *et al.*, 2004). De igual manera, al reportado en la selva semidecidua de Sardinilla, Panamá, donde en una plantación forestal con monocultivos y policultivos de hasta tres especies (*Anacardium excelsum*, *Cedrela odorata* y *Tabebuia Rosea*) los porcentajes de supervivencia fueron similares en los monocultivos y policultivos (Plath *et al.*, 2011). Además, nuestro resultado es parcialmente similar al reportado en un estudio en la cuenca del canal de Panamá, donde en una plantación forestal, se observó que

en plantaciones de monocultivos y policultivos de hasta cinco especies, tres de ellas (*Anacardium excelsium*, *Dalbergia retusa* y *Terminalia amazonia*) tuvieron supervivencias similares en los monocultivos y policultivos, una especie más (*Pachira quinata*) tuvo una supervivencia mayor en los policultivos y finalmente la especie restante (*Tabebuia rosea*) tuvo una supervivencia mayor cuando esta fue establecida en monocultivos (Mayoral *et al.*, 2017). Los estudios de Plath y colaboradores (2011) y Mayoral y colaboradores (2017), tuvieron como peculiaridad que las plantaciones recibieron fertilización al momento de la siembra, lo que pudo sesgar los resultados, reduciendo la competencia intraespecífica en los monocultivos y la competencia interespecífica en los policultivos por los nutrientes disponibles en el suelo, ya que estos suelen ser factor primordial para el establecimiento de las plantas (ver Khurana y Singh, 2002; Ceccón *et al.*, 2003; Jacobs *et al.*, 2020)

El grupo de las especies tardías leguminosas fue el que tuvo mayor porcentaje de supervivencia al analizarlo tanto en los tratamientos de policultivo y por tipo de plantación. Contrario a nuestra hipótesis, al agregar el factor tipo de plantación a la interacción estado sucesional \times grupo funcional, mostró que la supervivencia fue mayor en el grupo de las especies en policultivo tardías leguminosas. La complementariedad pudo ser un factor influyente en este resultado, logrando que la competencia de los recursos (luz, agua, nutrientes) se viera reducida (Tilman, 1999). Además, como se abordó en el capítulo anterior, se observa el efecto benéfico de las características intrínsecas de las especies tardías y las especies leguminosas.

Crecimiento

Tipo de plantación: Contrario a nuestra hipótesis el crecimiento (incremento en volumen) fue similar entre los monocultivos ($8.47 \pm 0.96 \text{ cm}^3/\text{mes}$) y policultivos ($7.92 \pm 0.84 \text{ cm}^3/\text{mes}$). Si bien, la mayor parte de las investigaciones referentes a este tema se han centrado en ecosistemas templados con especies de vida corta (ver Cadotte et al., 2008) la poca evidencia en ecosistemas tropicales ha reportado resultados similares a los encontrados en ecosistemas templados. Por ejemplo, en plantaciones forestales en la Mata Atlántica, Brasil, se reportó que después de 22 años del establecimiento, seis especies (*Peltogyne angustiflora*, *Centrolobium robustum*, *Arapatiella psilophylla*, *Sclerolobium chrysophyllum*, *Cordia trichotomay* *Macrolobium latifolium*) establecidas en policultivos tuvieron mayor crecimiento en volumen y producción de biomasa en comparación con especies en monocultivo (Gama-Rodrigues et al., 2007). Además, Piotto y colaboradores (2004) en plantaciones de monocultivo y policultivo de hasta siete especies (siete de rápido crecimiento y siete de lento crecimiento), establecidas en la península de Nicoya, Costa Rica, reportaron que después de 68 meses las especies en plantaciones mixtas de rápido y lento crecimiento tuvieron mayor área basal en comparación con los monocultivos, siendo este efecto de mayor magnitud en las especies de rápido crecimiento. También, en plantaciones de monocultivo y policultivo de hasta cuatro especies, establecidas en pastizales abandonados en la Estación de Biología La Selva, Costa Rica, reportaron que después de cuatro años del establecimiento, en seis especies se tuvo diferencias en cuanto el diámetro a la altura de pecho (DAB), de estas, cinco especies (*Vochysia guatemalensis*, *Jacaranda copaia*, *Albizia guachapele*, *Terminalia amazonia* y

Hyeronima alchorneoides) tuvieron mayor crecimiento en policultivos y solo una especie (*Callophylum brasiliense*) presentó mayor crecimiento en plantaciones de monocultivo (Montagnini *et al.*, 1995). Por último, Alice y colaboradores (2004) reportaron que en la misma plantación en la Estación de Biología La Selva, Costa Rica, después de 12 años de establecimiento, el crecimiento se mantuvo superior en plantaciones mixtas en solo tres especies (*Vochysia guatemalensis*, *Jacaranda copaia*, *Terminalia amazonia*) y que además el crecimiento se mantuvo superior en *Callophylum brasiliense* en plantaciones de monocultivo. Si bien la evidencia existente en los trópicos muestra que el crecimiento puede ser mayor en plantaciones de policultivo, creemos que el tiempo para evidenciar el efecto de diversidad en el crecimiento juega un papel muy importante, ya que los estudios anteriores muestran este efecto a más de cuatro años de establecimiento de las plantaciones.

Por otro lado, los estudios anteriores que evidenciaron un mayor crecimiento en policultivos utilizaron especies forestales que, en su mayoría son utilizadas para la producción de madera, de las cuales se tiene más información de su comportamiento en el crecimiento. Si bien se han planteado que las plantaciones pueden ayudar aminorando la presión de la tala en los ecosistemas conservados (Dijk y Savenije, 2009; Paquette y Messier, 2010) el establecimiento de especies nativas se percibe como un riesgo para dichos fines (Plath *et al.*, 2011). Este estudio tuvo como fin utilizar especies nativas de la SES del Estado de Morelos, con fines de proponer estrategias que ayuden a mejorar la recuperación del ecosistema, basados en la complementariedad de las especies. Nuestro resultado mostró que las plantaciones

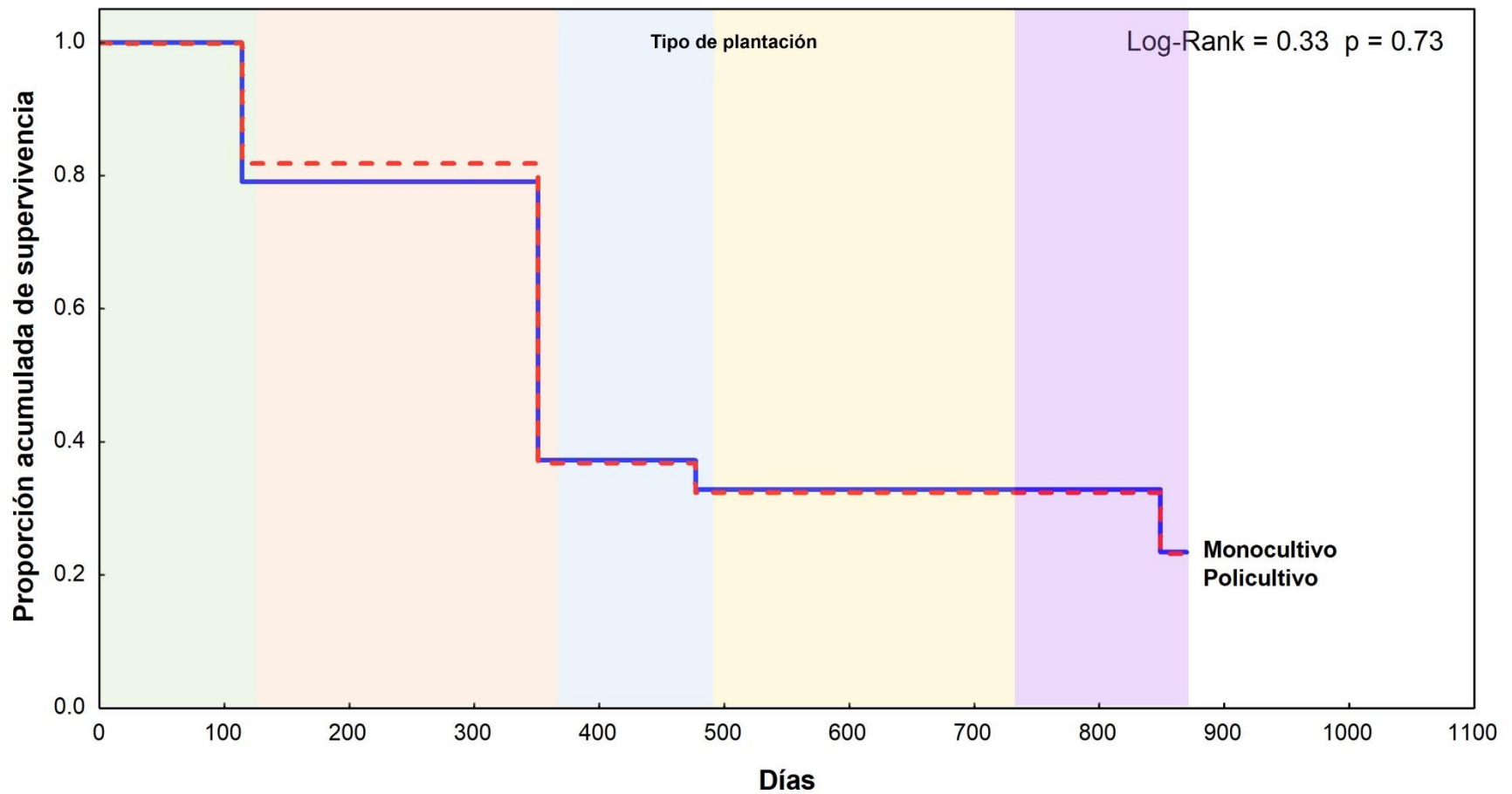
de monocultivo y policultivo tuvieron niveles similares en el crecimiento en respuesta al tipo de plantación. Plath y colaboradores (2011) mostró que en plantaciones de monocultivo y policultivo utilizando especies nativas del bosque semideciduo en Sardinilla, Panamá, el crecimiento fue similar entre los dos tipos de plantación. Por lo anterior, las características de crecimiento de las especies forestales que en su mayoría suelen ser de rápido crecimiento, pueden presentar mayor plasticidad a la modificación del medio (Kozlowski *et al.*, 1991) ya que las especies tempranas o de rápido crecimiento son las que presentan mayor plasticidad (e.g. a la luz, Poorter, 1999); por lo que el mayor crecimiento de las especies arbóreas en policultivos este ligado a la plasticidad morfológica de las especies de rápido crecimiento y no al aumento de diversidad.

LITERATURA CITADA

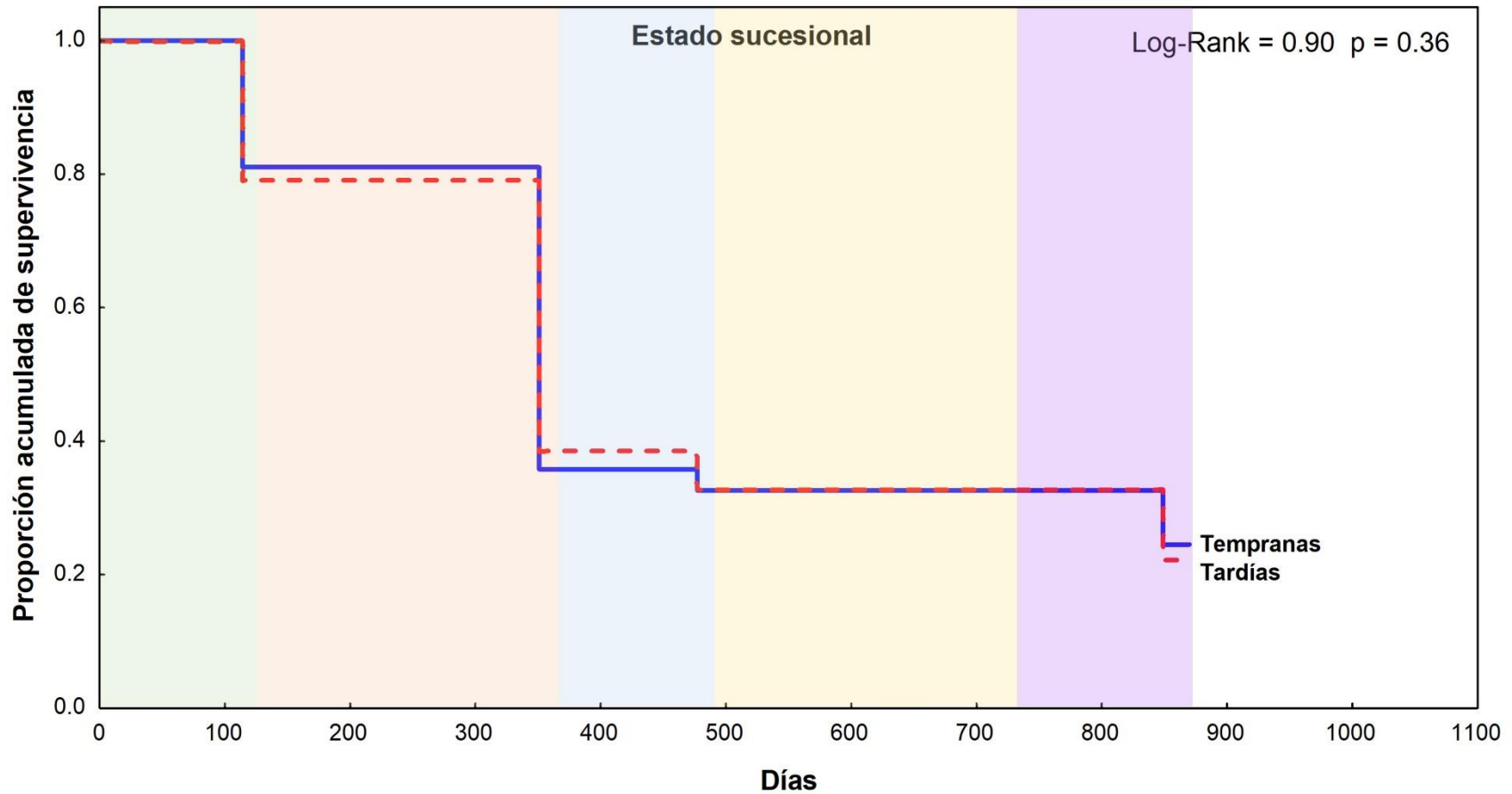
- Alem, S., Pavlis, J., Urban, J., & Kucera, J. (2015). Pure and Mixed Plantations of *Eucalyptus camaldulensis* and *Cupressus lusitanica*: Their Growth Interactions and Effect on Diversity and Density of Undergrowth Woody Plants in Relation to Light. *Open Journal of Forestry*, Vol.05No.04, 12. doi:10.4236/ojf.2015.54032
- Alice, F., Montagnini, F., & Montero, M. (2004). Productividad en plantaciones puras y mixtas de especies forestales nativas en la estación biológica la Selva, Sarapiquí, Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 28(2), 61-71.
- Cadotte, M., Cardinale, B., & Oakley, T. (2008). Evolutionary history and the effect of biodiversity on plant productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(44), 17012-17017. doi:10.1073/pnas.0805962105
- Ceccon, E., Huante, P., & Campo, J. (2003). Effects of nitrogen and phosphorus fertilization on the survival and recruitment of seedlings of dominant tree species in two abandoned tropical dry forests in Yucatán, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 182(1), 387-402. doi:https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00085-9
- Forrester, D. I., Bauhus, J., & Cowie, A. L. (2005). On the success and failure of mixed-species tree plantations: lessons learned from a model system of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. *Forest Ecology and Management*, 209(1), 147-155. doi:https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.01.012
- Gama-Rodrigues, A. C. d., Barros, N. F. d., & Comerford, N. B. (2007). Biomass and nutrient cycling in pure and mixed stands of native tree species in southeastern Bahia, Brazil. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, 31(2), 287-298. doi:10.1590/s0100-06832007000200011
- Jacobs, D. F., Davis, A. S., Dumroese, R. K., & Burney, O. T. (2020). Nursery Cultural Techniques Facilitate Restoration of *Acacia koa* Competing with Invasive Grass in a Dry Tropical Forest. *Forests*, 11(11), 1124.
- Khurana, E., & Singh, J. S. (2001). Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest : a review. *Environmental Conservation*, 28(01), 39-52. doi:doi:10.1017/S0376892901000042
- Liu, C. L. C., Kuchma, O., & Krutovsky, K. V. (2018). Mixed-species versus monocultures in plantation forestry: Development, benefits, ecosystem services and perspectives for the future. *Global Ecology and Conservation*, 15, e00419. doi:https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00419
- Montagnini, F., González, E., Porrás, C., & Rheingans, R. (1995). Mixed and pure forest plantations in the humid neotropics: a comparison of early growth, pest

- damage and establishment costs. *The Commonwealth Forestry Review*, 74(4), 306-314.
- Nguyen, H., Herbohn, J., Clendenning, J., Lamb, D., Dressler, W., Vanclay, J., & Firn, J. (2015). What is the available evidence concerning relative performance of different designs of mixed-species plantings for smallholder and community forestry in the tropics? A systematic map protocol. *Environmental Evidence*, 4(1), 15. doi:10.1186/s13750-015-0041-8
- Paquette, A., & Messier, C. (2010). The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(1), 27-34. doi:https://doi.org/10.1890/080116
- Kozlowski, T. P. J. Kramer, & S. G. Pallardy (1991). *The Physiological Ecology of Woody Plants..* In T. T. Kozlowski, P. J. Kramer, & S. G. Pallardy (Eds.), *The Physiological Ecology of Woody Plants* (pp. ii). San Diego: Academic Press.
- Piotto, D., Viquez, E., Montagnini, F., & Kanninen, M. (2004). Pure and mixed forest plantations with native species of the dry tropics of Costa Rica: a comparison of growth and productivity. *Forest Ecology and Management*, 190(2), 359-372. doi:https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.11.005
- Plath, M., Mody, K., Potvin, C., & Dorn, S. (2011). Establishment of native tropical timber trees in monoculture and mixed-species plantations: Small-scale effects on tree performance and insect herbivory. *Forest Ecology and Management*, 261(3), 741-750. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.12.004
- Poorter, L. (1999). Growth Responses of 15 Rain-Forest Tree Species to a Light Gradient: The Relative Importance of Morphological and Physiological Traits. *Functional Ecology*, 13(3), 396-410.
- Pretzsch, H. (2014). Canopy space filling and tree crown morphology in mixed-species stands compared with monocultures. *Forest Ecology and Management*, 327, 251-264. doi:https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.027
- Tilman, D. (1999). The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology*, 80(5), 1455-1474. doi:https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1455:TECOCI]2.0.CO;2
- Dijk, K., & Savenije, H. (2009). Towards national financing strategies for sustainable forest management in Latin America. *Forestry Policy and Institutions Working Paper*, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Yadav, S. K., & Mishra, G. C. (2013). Biodiversity measurement determines stability of ecosystems. *Int J Environ Science*, 4(3), 68-72.

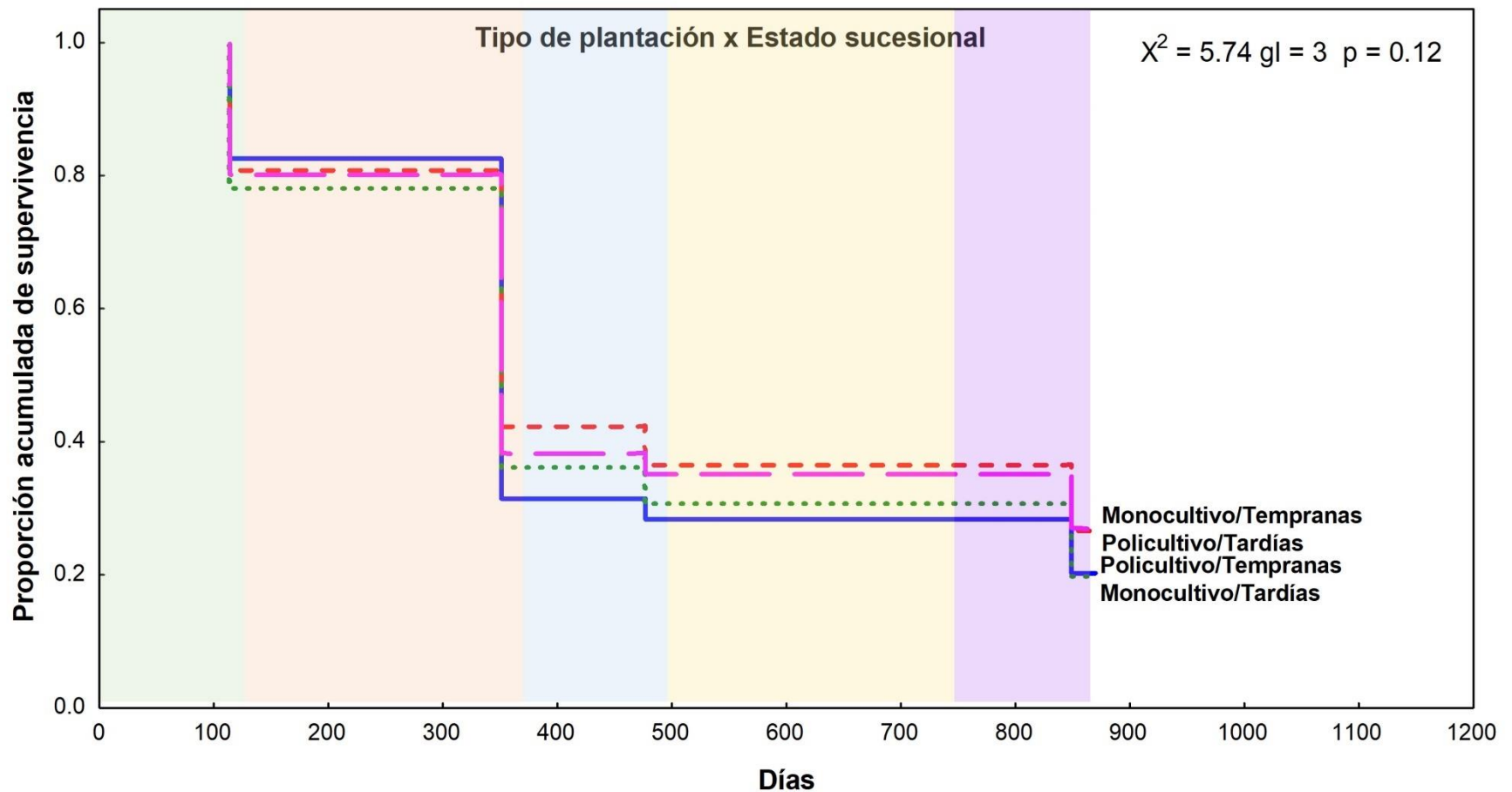
Apéndices Capítulo IV



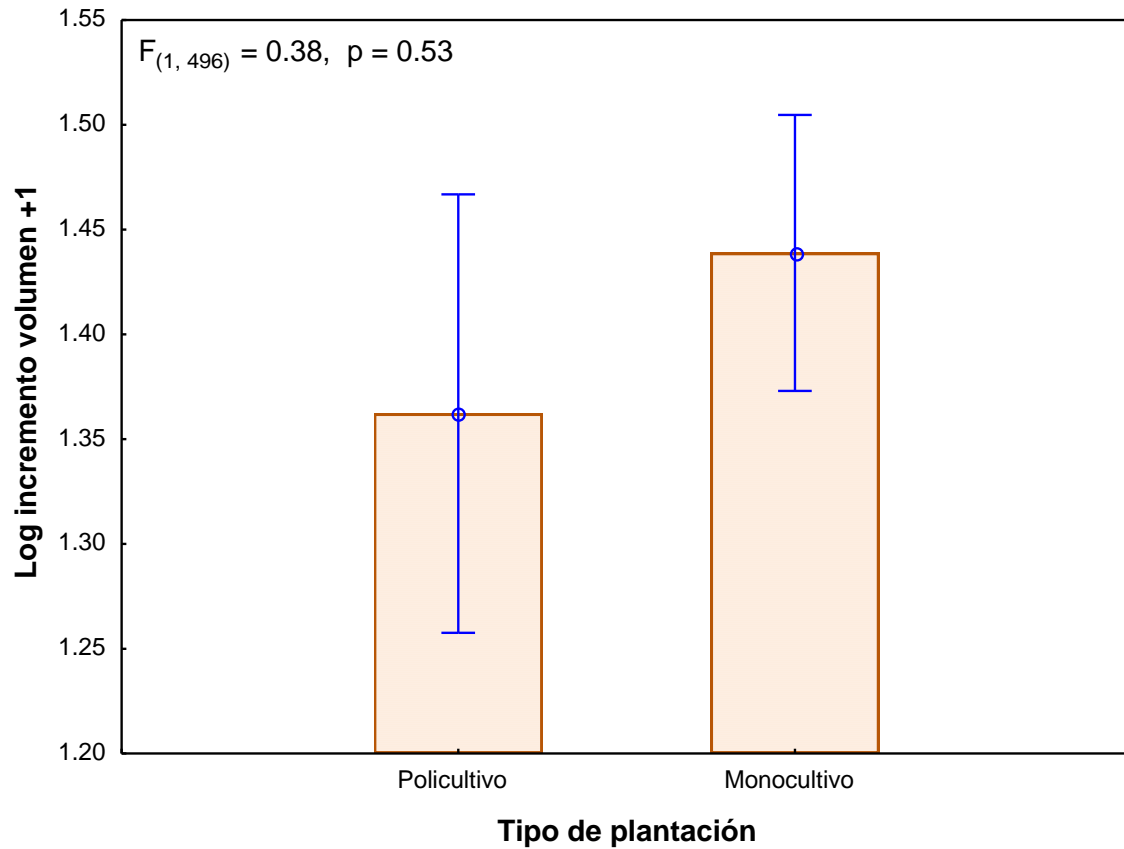
Apéndice 1. Curvas de supervivencia de 12 especies arbóreas creciendo en plantaciones de monocultivo y policultivo en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.



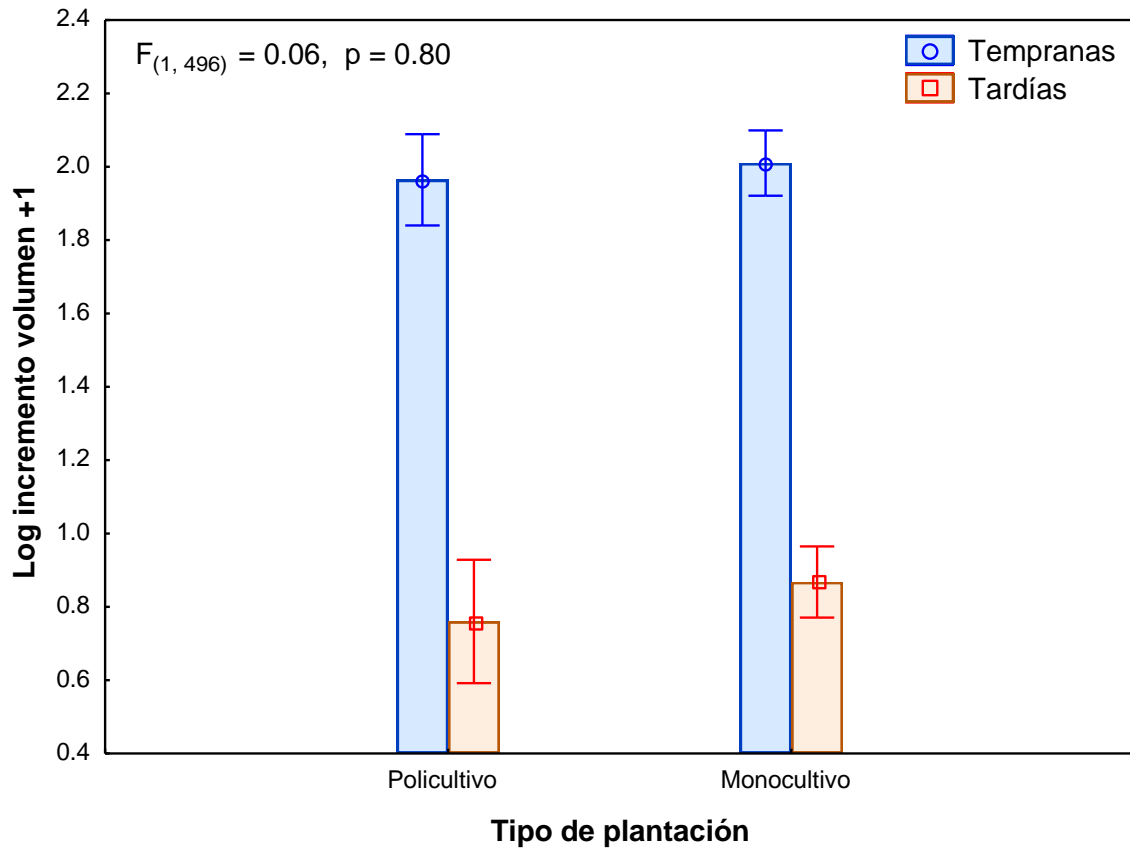
Apéndice 2. Curvas de supervivencia de seis especies arbóreas tempranas y seis tardías, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.



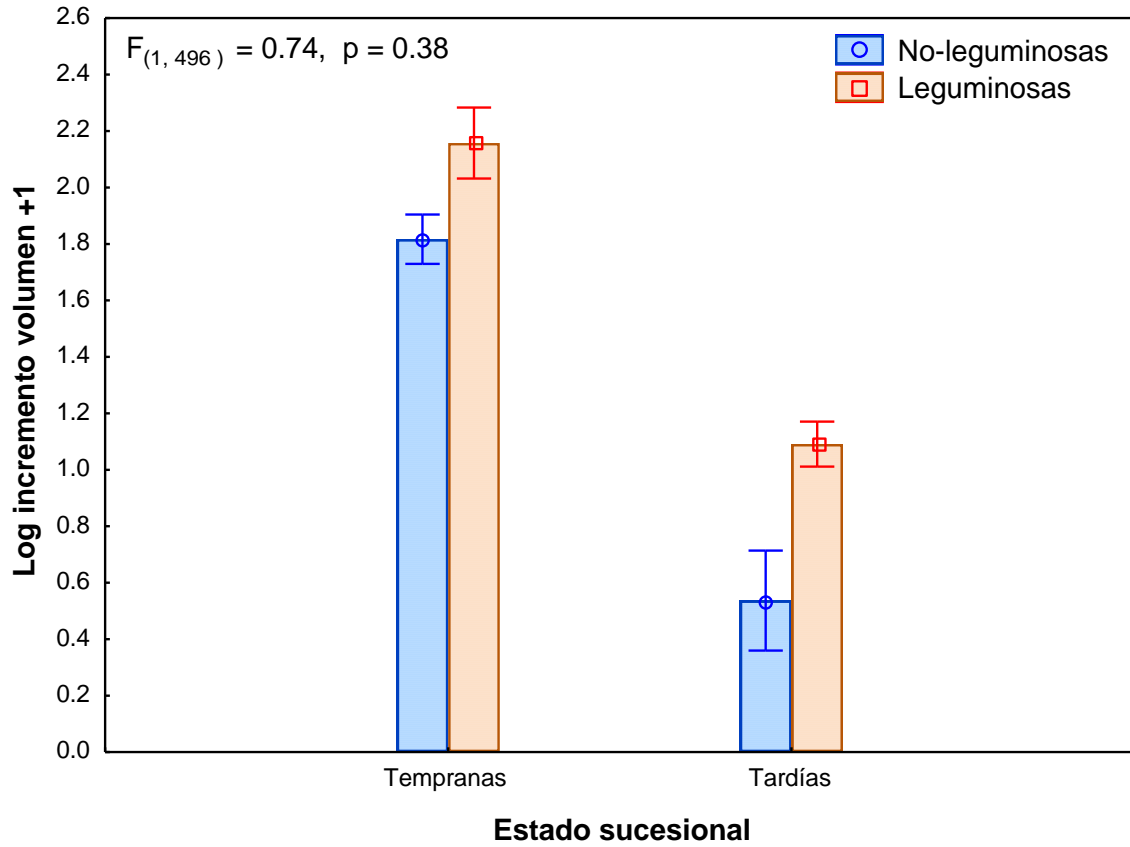
Apéndice 3. Curvas de supervivencia de seis especies arbóreas tempranas y seis tardías, creciendo en plantaciones de monocultivo y policultivo en Quilamula, Morelos, México. El color verde representa la temporada de lluvias del 2017, el naranja la temporada de secas del 2018, el azul la temporada de lluvias del 2018, el amarillo la temporada de secas del 2019 y el morado a temporada de lluvias del 2019.



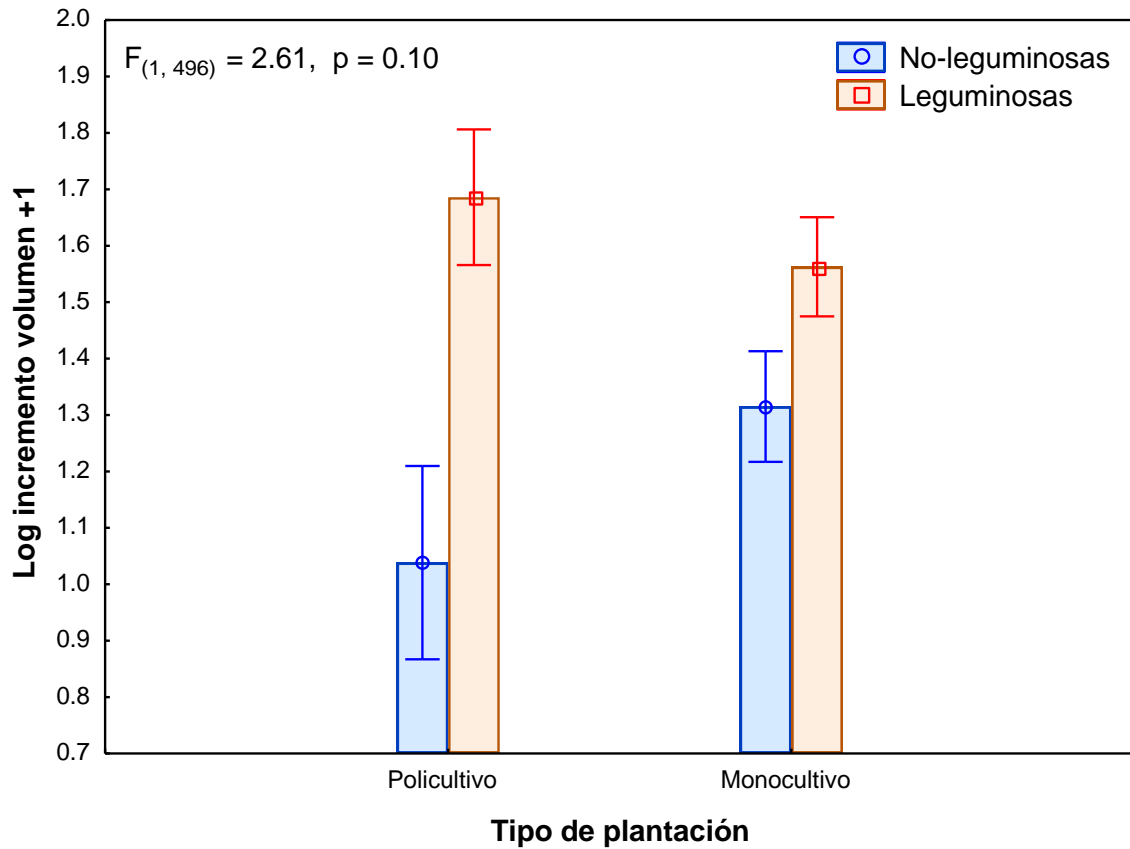
Apéndice 4. Incrementos en volumen ($\log volumen + 1$) de 12 especies arbóreas creciendo en plantaciones de monocultivo y policultivo en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar.



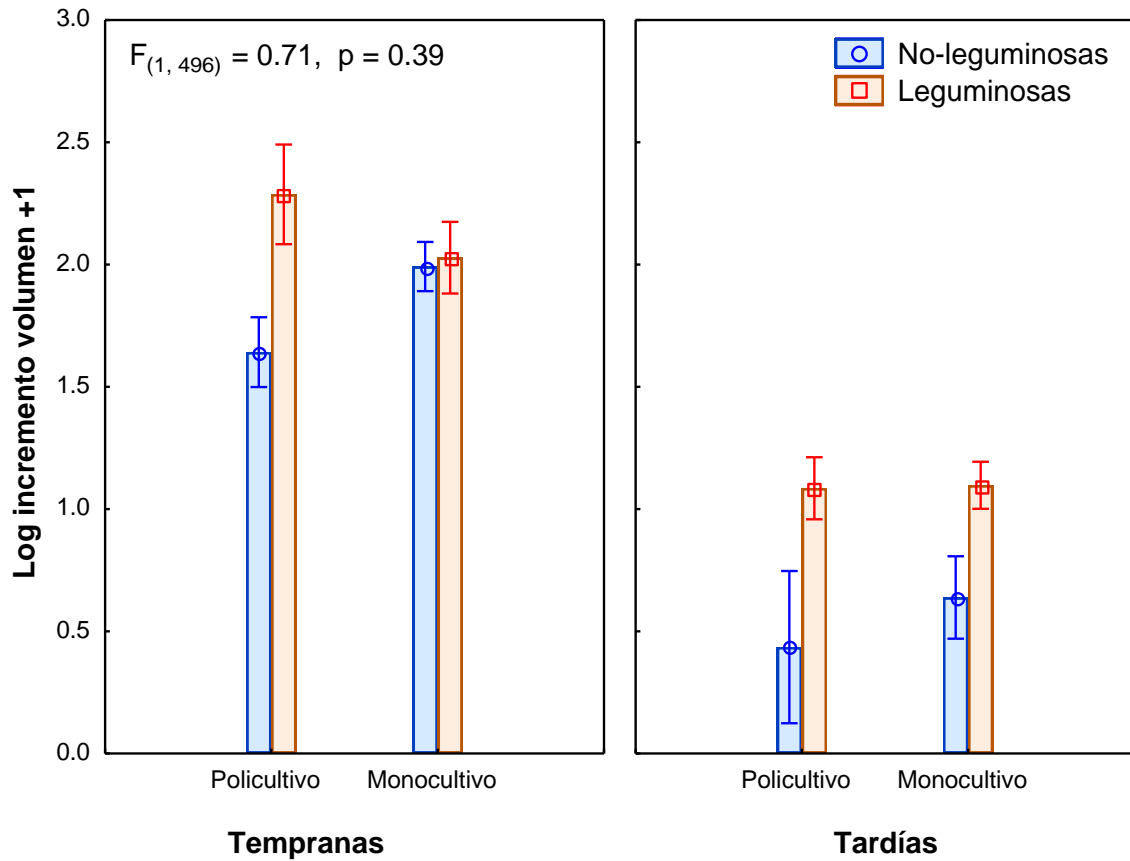
Apéndice 5. Incrementos en volumen (*log volumen + 1*) de seis especies arbóreas tempranas y seis tardías creciendo en plantaciones de monocultivo y policultivo en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar.



Apéndice 6. Incrementos en volumen (*log volumen + 1*) de seis especies arbóreas leguminosas y seis no-leguminosas creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar.



Apéndice 7. Incrementos en volumen (*log volumen + 1*) de seis especies arbóreas leguminosas y seis no-leguminosas creciendo en plantaciones de monocultivo y policultivo en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar.



Apéndice 8. Incrementos en volumen ($\log \text{ volumen} + 1$) de tres especies arbóreas tempranas leguminosas, tres tempranas no-leguminosas, tres tardías leguminosas y tres tardías no-leguminosas creciendo en plantaciones de monocultivo y policultivo en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar.

CAPÍTULO V
HERBIVORÍA DE 12 ESPECIES DE ÁRBOLES
NATIVOS EN POLICULTIVOS EN LA SELVA
ESTACIONALMENTE SECA

INTRODUCCIÓN

La herbivoría es una interacción antagónica entre plantas y animales en la cual los animales consumen partes de la planta como las hojas, tallos, flores, frutos o raíces (Crawley, 1983; Rico-Gray, 2001; del Val y Boege, 2012). La herbivoría involucra aproximadamente el 50% de la biodiversidad del planeta (Weis y Berenbaum, 1989); ya que se calcula que el 26% de la diversidad del planeta está conformada por insectos herbívoros, el 0.1% de vertebrados herbívoros y el 22% de plantas de las que se alimentan (Danell y Bergström, 2002; Price, 2002). Por lo anterior, la herbivoría es la interacción más frecuente en la naturaleza.

El daño por herbívoros puede variar de acuerdo con el estado sucesional de las plantas. Las especies sucesionales tempranas y tardías suelen tener rasgos foliares, morfológicos y fisiológicos distintos (Bazzaz y Pickett, 1980; Coley, *et al.*, 1985; Grime, 2006). Las hojas de las especies sucesionales tempranas tienen un bajo costo de producción, alta área foliar específica, alta concentración de nutrientes, así como una alta tasa fotosintética (Coley *et al.*, 1985; Popma *et al.*, 1992). Las hojas de las especies sucesionales tardías tienen un alto costo de producción, baja concentración de nutrientes y una menor tasa fotosintética (Popma *et al.*, 1992; Coley *et al.*, 1985). Las características foliares determinan los distintos niveles de daño.

La hipótesis de disponibilidad de recursos predice la naturaleza y la cantidad de las defensas en las plantas de acuerdo con la tasa de crecimiento (Coley *et al.*, 1985). Las especies tempranas presentan altas tasas de crecimiento (Finegan, 1984), crecen en ambientes de alta radiación, resultando fácil el remplazo de las

hojas pérdidas, debido a la alta fijación de carbono defendiéndose del ataque de los herbívoros mediante estrategias de tolerancia (Coley *et al.*, 1985; Agrawal, 2000; Poorter *et al.*, 2004). En contraste, las especies tardías presentan bajas tasas de crecimiento (Finegan, 1984), crecen en ambientes con baja radiación, el costo del recambio de las hojas dañadas es mayor, presentando defensas químicas; por ejemplo, producir metabolitos secundarios o defensas mecánicas como fibras o ligninas (Coley *et al.*, 1985; Poorter *et al.*, 2004; Harborne, 1997). Diversos estudios muestran que las especies sucesionales tempranas reciben mayor daño que las especies tardías. Por ejemplo, en la SES de Chamela, México se evaluaron los niveles de daño en 16 especies de árboles creciendo en áreas conservadas; ahí, las especies sucesionales tempranas tuvieron seis veces más daño que las especies tardías (Filip *et al.*, 1995). También, en la SES de Quilamula, Morelos, el daño por herbívoros fue mayor en las especies sucesionales tempranas que en las tardías (Marquez-Torres, 2016). Basados en la hipótesis de disponibilidad de recursos, las especies tempranas de rápido crecimiento reciben mayores niveles de daño que las especies tardías de lento crecimiento.

Existen dos hipótesis que permiten hacer predicciones sobre las cargas de herbívoros en ambientes simples y diversos (Scherber *et al.*, 2005). Por un lado, la hipótesis de “concentración de recursos” establece que los herbívoros tienen más probabilidades de encontrar y permanecer en plantas hospedadoras que crecen en comunidades de árboles densas o casi puras, donde frecuentemente alcanzan densidades relativas altas en ambientes simples, dando como resultado que la

biomasa tiende a concentrarse en algunas especies, causando además una disminución en la diversidad de herbívoros en sitios casi puros. Por otra parte, la hipótesis de los "enemigos" predice que la diversidad de especies de herbívoros será mayor en hábitats complejos, ya que los depredadores y parásitos evitarían que las especies herbívoras potencialmente dominantes monopolicen los recursos disponibles. De esta manera, la frecuencia de exclusión competitiva local entre herbívoros se reduciría y podrían persistir más especies (Root, 1973). La predicción de la carga, diversidad y el daño causado por los herbívoros, está fuertemente ligado a la riqueza y densidad de las plantas.

Se ha observado que existe una relación inversa entre diversidad forestal y los daños por herbívoros (Jactel y Brockerhoff, 2007). Por ejemplo, en una plantación forestal en Sardiilla, Panamá, compararon los daños por herbívoros en monocultivos y policultivos de hasta cuatro especies. Tres especies establecidas en monocultivo presentaron mayores niveles de daño en comparación con los policultivos (Santos *et al.*, 2010). También, en una plantación experimental en la Estación Biológica La Selva, Costa Rica, evaluaron la severidad de los daños por herbívoros en monocultivos y policultivos de hasta ocho especies (Montagnini *et al.*, 1995). En tres de las ocho especies el daño fue mayor en los monocultivos. De acuerdo con las hipótesis de "concentración de recursos" y de "enemigos" los estudios anteriores muestran que los daños por herbívoros son mayores en monocultivos (baja diversidad) en comparación con los policultivos (alta diversidad).

La variación de los niveles de daño en las plantas se relaciona a los rasgos o características que estas presentan. Las características morfológicas y fisiológicas como el área foliar específica, la dureza, la tasa fotosintética y la producción de metabolitos secundarios de defensa son características determinantes para la elección de forraje por el herbívoro (Kursar y Coley, 1991; Castro *et al.*, 2003; Mattson, 1980; Coley y Barone, 1996). Además, estudios disponibles sugieren que existen otros rasgos, como la concentración de nutrientes en las plantas ya que puede estar ligada con el aumento de la palatabilidad para los herbívoros (Mattson, 1980; Coleman, 1986; Cornelissen y Fernandes, 2001). Siendo el nitrógeno un nutriente clave en la elección y consumo para los herbívoros (Ver Márquez-Torres, 2016).

Las especies leguminosas por lo general tienen una alta concentración de nitrógeno en sus hojas (Evans, 1989; Field y Mooney, 1986). La concentración de nitrógeno es esencial para el crecimiento y desarrollo de los organismos (Corff y Marquis, 1999) y es el principal elemento de calidad nutricional que se asocia con los niveles de daño por insectos herbívoros (Marquez-Torres, 2016). Por ejemplo, en SES de Chamela, México el nivel de daño fue mayor en las especies leguminosas que en las no-leguminosas (Filip *et al.*, 1995). También, en la SES en la región de Dibilchaltun en la Península de Yucatán, México, el daño por herbívoros se relacionó positivamente con la concentración de nitrógeno en tres especies leguminosas (Campo y Dirzo, 2003). Finalmente, en la SES de Quilamula, Morelos, el daño por herbívoros fue mayor en las especies leguminosas que en las no-leguminosas

(Márquez-Torres, 2016). Los autores de estos estudios encuentran una fuerte relación entre las concentraciones de nitrógeno que presentan las leguminosas y los daños por herbívoros.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar el nivel de daño por herbívoros en monocultivos y policultivos de hasta 12 especies de árboles nativos de la selva estacionalmente seca.

OBJETIVOS PARTICULARES

Evaluar el nivel de daño en:

1. Monocultivos y policultivos.
2. Seis especies tempranas y seis especies tardías.
3. Seis especies leguminosas y seis no-leguminosas.
4. La combinación de los factores tipo de plantación, estado sucesional y grupo funcional.
5. Los monocultivos.
6. Los policultivos en relación con la diversidad filogenética contenidos en ellos.

HIPÓTESIS

1. El nivel de daño será mayor en los monocultivos que en los policultivos.
2. El nivel de daño será mayor en las especies tempranas que en las tardías.
3. El nivel de daño será mayor en las especies leguminosas que en las no-leguminosas.
4. El nivel de daño será mayor en las especies tempranas, así como en las leguminosas en los monocultivos.
5. El nivel de daños será distinto entre especies y estará relacionado al estado sucesional y grupo funcional de estas.

6. El nivel de daño se relacionará negativamente con los niveles de diversidad filogenética.

METODOLOGÍA

El estudio se realizó en una plantación de restauración ecológica de la SES en el Ejido de Quilamula, Morelos, México. El diseño experimental consistió en 12 tratamientos de monocultivos y siete tratamientos de policultivo basados en la distancia filogenética de las especies arbóreas establecidas. Los detalles del sitio de estudio y del diseño experimental se encuentran en el [capítulo I](#).

Estimación de daño foliar

La estimación del daño foliar por herbívoros se registró a mediados del mes de octubre del 2018, cuando las plantas tenían 15 meses de establecimiento. La estimación se registró en 12 árboles por tratamiento (cuatro árboles por replica) en una muestra de 10 hojas por árbol. Los árboles fueron seleccionados al azar tomando en consideración el censo previo de supervivencia (junio del 2018). El daño por herbívoros fue estimado de forma discreta en términos de porcentaje de área foliar pérdida (Filip *et al.*, 1995) mediante el índice de herbivoría (IH) de Dirzo y Domínguez (1995) que propone seis categorías de daño foliar: 0= hojas sin herbivoría, 1= 1–6%, 2= 6–12%, 3= 12–25%, 4= 25–50%, 5= 50–100%.

$$IH = \sum_{i=0}^5 (X_i \cdot n_i) / N$$

Donde:

X = categoría de daño

n_i = número de hojas que presenta en cada categoría

N = número total de hojas

Los datos colectados se vaciaron en una hoja del programa Excel en su versión 365 para los futuros análisis.

ANÁLISIS DE DATOS

Daño foliar

Las diferencias en los niveles de daño foliar se estimaron mediante un ANOVA de tipo factorial, utilizando a los individuos como réplicas. El ANOVA utilizó como variable dependiente el IH y como variables independientes el tipo de plantación (dos niveles, monocultivo y policultivo), el estado sucesional de la especie (dos niveles, especie sucesional temprana y tardía) y el grupo funcional (dos niveles, especies leguminosas y no-leguminosas).

Adicionalmente, se realizaron dos ANOVAs de una vía, utilizando nuevamente el IH como variable dependiente. El primer ANOVA utilizó como variable independiente los tratamientos de monocultivo (12 niveles, *Dalbergia congestiflora*, *Eysenhardtia polystachya*, *Gliricidia sepium*, *Haematoxylum brasiletto*, *Leucaena leucocephala*, *Pithecellobium dulce*, *Amphipterygium adstringens*, *Bursera linanoe*, *Dodonaea viscosa*, *Stemmadenia bella*, *Swietenia humilis* y *Tabebuia rosea*). El segundo ANOVA utilizó como variable independiente los tratamientos de policultivo (siete niveles, 3 leguminosas, 3 no-leguminosas, 6 leguminosas 6 no-leguminosas,

mixto 1, mixto 2 y todas las especies). Se realizó la prueba post Hoc de Tukey de n desigual en los resultados que fueron estadísticamente diferentes. Para poder cumplir con los supuestos que asume el ANOVA (Zar, 1999) se transformaron los datos del IH con la función raíz cuadrada de la proporción del IH ($\sqrt{\text{proporcionde IH}}$).

Correlación

Se realizó una correlación de Pearson con el factor tratamiento de policultivo con la variable porcentaje de daño. En la sección de resultados se muestra el promedio de IH (\pm error estándar) transformados a sus unidades originales para mayor claridad. Los análisis estadísticos se realizaron con el programa STATISTICA 7.0 (StatSoft Inc., 2004). En la sección de resultados, las especies serán referidas por el género.

RESULTADOS

Daño foliar

Tipo de plantación: en promedio, el IH fue mayor en los policultivos (1.85 ± 0.12) que en los monocultivos (1.77 ± 0.12). El ANOVA factorial mostró que el IH fue estadísticamente similar para estos dos tipos de plantación ($F_{(1,159)} = 0.66$, $p = 0.41$; Tabla 1, Apéndice 1).

Estado sucesional: en promedio, el IH fue mayor en las especies sucesionales tardías (2.06 ± 0.14) que en las especies sucesionales tempranas (1.54 ± 0.09). El ANOVA factorial mostró que el IH fue estadísticamente similar por efecto del estado sucesional ($F_{(1,159)} = 3.26$, $p = 0.07$; Tabla 1, Apéndice 2).

Grupo funcional: en promedio, el IH fue mayor en las leguminosas (1.98 ± 0.13) que en las no-leguminosas (1.63 ± 0.11). El ANOVA factorial mostró que el IH fue estadísticamente similar entre estos dos grupos funcionales ($F_{(1,159)} = 1.64$, $p = 0.20$; Tabla 1, Apéndice 3).

Interacciones: La interacción tipo de plantación \times estado sucesional no fue significativa ($F_{(1,159)} = 0.20$, $p = 0.65$; Tabla 1, Apéndice 4). La interacción tipo de plantación \times grupo funcional no fue significativa ($F_{(1,159)} = 0.19$, $p = 0.65$; Tabla 1, Apéndice 5). La interacción estado sucesional \times grupo funcional fue significativa ($F_{(1,159)} = 6.25$, $p < 0.01$; Tabla 1) la prueba post Hoc de Tukey para n desigual reveló que las especies leguminosas tempranas, no-leguminosas tardías y las no-leguminosas tempranas fueron estadísticamente similares, siendo las especies leguminosas tardías similares a las no-leguminosas tempranas y diferente a las demás (Figura 1). Finalmente, la interacción tipo de plantación \times estado sucesional \times grupo funcional no fue significativa ($F_{(1,159)} = 0.31$, $p = 0.57$; Tabla 1, Apéndice 6).

Monocultivos: En promedio, el IH fue de hasta cinco veces más en el monocultivo de *Dalbergia* (3.40 ± 0.40) que en *Gliricidia* que registró el menor IH (0.60 ± 2.01). El ANOVA factorial mostró diferencias significativas por efecto del monocultivo ($F_{(11,92)} = 3.16$, $p < 0.001$; Tabla 1). La prueba post Hoc de Tukey para n desigual reveló que el IH fue mayor en *Dalbergia* siendo diferente de *Amphipterygium* y de *Gliricidia*, pero similar para todas las especies restantes (Figura 2).

Policultivos: En promedio, el IH fue mayor en los individuos del tratamiento mixto 2 (2.26 ± 0.38) y menor en el tratamiento mixto 1 (1.42 ± 0.25). El ANOVA factorial

mostró que el IH fue estadísticamente similar para todos los tratamientos de policultivo ($F_{(6, 56)} = 0.48$, $p = 0.81$; Tabla 1, Apéndice 7).

Correlaciones

El porcentaje de daño no se relacionó con diversidad filogenética ($r = 0.14$, $p = 0.54$, $n = 21$; Apéndice 8).

Tabla 1. ANOVA factorial con las variables independientes: tipo de plantación (dos niveles, monocultivo y policultivo y), estado sucesional y (dos niveles, especies tempranas y tardías) grupo funcional (dos niveles, leguminosas y no-leguminosas) y ANOVAs de una vía con las variables dependientes policultivo (siete niveles, 3 leguminosas, 3 no-leguminosas, 6 leguminosas 6 no-leguminosas, mixto 1, mixto 2 y todas las especies) y monocultivo (12 niveles, *Dalbergia congestiflora*, *Eysenhardtia polystachya*, *Gliricidia sepium*, *Haematoxylum brasiletto*, *Leucaena leucocephala*, *Pithecellobium dulce*, *Amphipterygium adstringens*, *Bursera linanoe*, *Dodonaea viscosa*, *Stemmadenia bella*, *Swietenia humilis* y *Tabebuia rosea*). La variable dependiente para los tres ANOVAs fue el índice de herbivoría (IH). Los resultados significativos se muestran en negritas ($P < 0.05$).

| | Factor | gl | F | p |
|--------------------|---|-----|------|--------------|
| | <i>Tipo de plantación</i> | 1 | 0.66 | 0.41 |
| | <i>Grupo funcional</i> | 1 | 1.64 | 0.2 |
| | <i>Estado sucesional</i> | 1 | 3.26 | 0.07 |
| | <i>Tipo de plantación × Grupo funcional</i> | 1 | 0.19 | 0.65 |
| | <i>Tipo de plantación × Estado sucesional</i> | 1 | 0.2 | 0.65 |
| | <i>Estado sucesional × Grupo funcional</i> | 1 | 6.25 | 0.01 |
| | <i>Tipo de plantación × Grupo funcional × Estado sucesional</i> | 2 | 0.31 | 0.57 |
| | <i>Error</i> | 159 | | |
| <i>Policultivo</i> | | 6 | 0.48 | 0.81 |
| | <i>Error</i> | 56 | | |
| <i>Monocultivo</i> | | 11 | 3.16 | 0.001 |
| | <i>Error</i> | 92 | | |

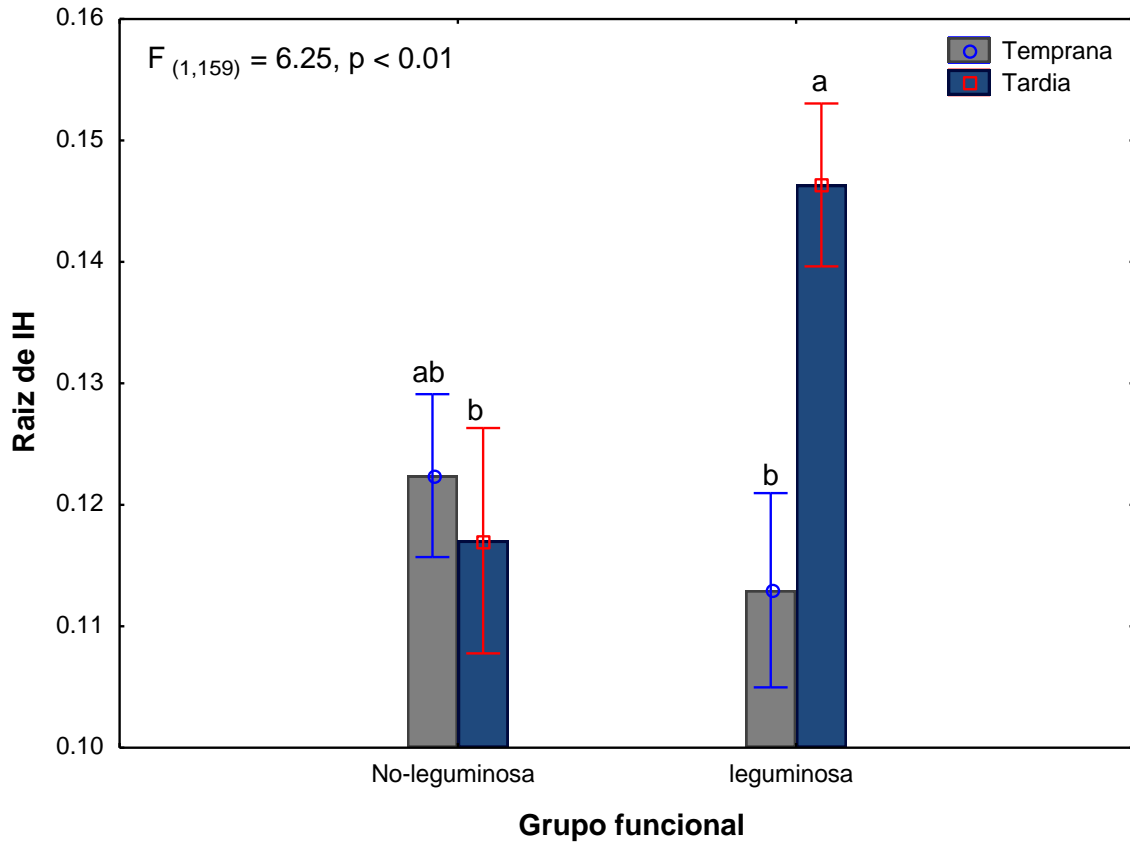


Figura 1. Herbivoría ($\sqrt{\text{proporción de IH}}$) en individuos de 12 especies arbóreas (seis especies leguminosas y seis no-leguminosas), bajo tratamiento de plantación de monocultivo y policultivo, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El estadístico muestra la interacción tipo estado sucesional \times grupo funcional. Las líneas representan el error estándar.

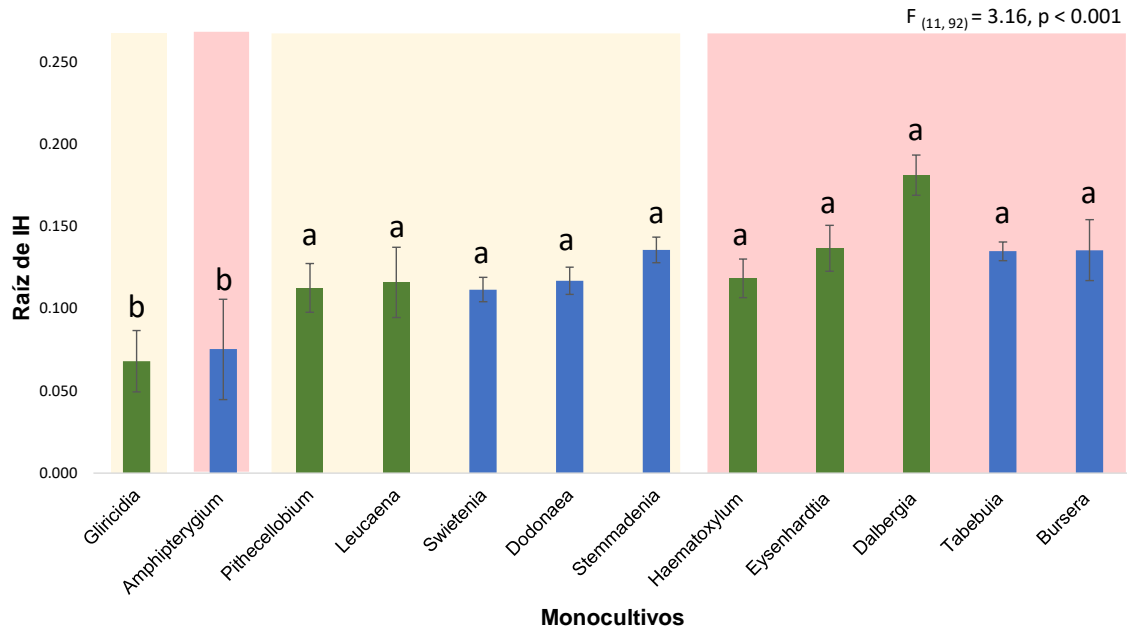


Figura 2. Herbivoría ($\sqrt{\text{proporción de IH}}$) en individuos de 12 especies arbóreas (seis especies tempranas y seis tardías), bajo tratamiento de plantación de monocultivo y policultivo, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar. El color de fondo amarillo representa a las especies tempranas, el color rojo a las especies tardías, el color de la barra verde corresponde a las especies leguminosas y el azul a las especies no-leguminosas.

DISCUSIÓN

Este trabajo evaluó los niveles de daño por insectos herbívoros en plantaciones monocultivo y policultivo de hasta 12 especies de la SES. El nivel de daño fue similar entre los monocultivos y policultivos. Además, el nivel de daño fue similar entre las especies tempranas y tardías. Finalmente, las especies leguminosas presentaron un nivel de daño similar al de las especies no-leguminosas. En general, se puede concluir que la diversidad de las plantaciones no tuvo efecto en los niveles de daño de las especies establecidas.

Herbivoría por tipo de plantación

El patrón general muestra que los monocultivos (menor diversidad) presentan mayores niveles de daño por herbívoros que en los policultivos (mayor diversidad; ver Jactel y Brockerhoff, 2007). Contrario a nuestra hipótesis, nuestro resultado no concuerda con el patrón general ya que el daño por herbívoros ligado al tipo de plantación fue estadísticamente similar. Una de las causas a la que se puede atribuir dicho resultado, es el poco tiempo del establecimiento de la plantación y la prematura evaluación de estos. Por ejemplo, en una plantación con un año de establecimiento, en el bosque montado de Bolivia, no se encontró diferencias al evaluar los niveles de daño entre plantaciones en sitios abiertos y bajo regeneración (Arteaga, 2006). Estudios han evidenciado tales diferencias en los daños por tipo de plantación en plantaciones con más de dos años de establecimiento. Por ejemplo, Scherber y colaboradores (2005) reportaron diferencias en los niveles de daño por tipo de plantación después de dos años de evaluación, así como también reportan que el

efecto aumenta conforme el tiempo avanza. Además, en plantaciones establecidas en las tierras húmedas bajas de Costa Rica, encontraron diferencia en los niveles de daño entre monocultivos y policultivos después de cuatro años del establecimiento de las plantaciones (Montagnini *et al.*, 1995).

Por otra parte, nuestro sitio asemeja sitios en estados sucesionales tempranos, donde la riqueza y densidad de insectos herbívoros especialistas o generalistas tiende a ser baja y por consecuencia también los daños por herbívoros (Ruiz-Guerra *et al.*, 2009; Arnold y Asquith, 2002). Se realizó el muestreo de las larvas de insectos herbívoros en la plantación después de un año de establecimiento, encontrando una baja densidad de larvas (97) contenidas en 10 familias distintas (datos no publicados). Juan-Baeza y colaboradores (2015) reportaron que en plantaciones de restauración con cuatro años de establecimiento en la SES se encontraron 868 larvas de insectos herbívoros contenidas en 11 familias distintas. Si bien en nuestro estudio encontramos similar número de familias de larvas, la abundancia de estas fue altamente contrastante aun cuando se utilizó una metodología similar. Además, Marquez-Torres (2016), reportó que, en una plantación con un año de establecimiento en la SES, los niveles de daño fueron bajos en comparación con estudios en el mismo ecosistema, atribuyendo este resultado a la baja riqueza, abundancia y especificidad de los insectos herbívoros.

Los daños por herbívoros pueden ser en promedio mayores en policultivos, pero estos daños rara vez son estadísticamente diferentes. Por ejemplo, en plantaciones en Thuringia, Alemania, Umea, Suecia y en el bosque de Gisburn,

Inglaterra, el nivel de daño se relacionó positivamente con la riqueza de especies, pero los daños no fueron estadísticamente diferentes a los recibidos en los monocultivos (Scherber *et al.*, 2005; Mulder *et al.*, 1999; Moore *et al.*, 1991). Si bien se ha reportado que los daños por herbívoros suelen ser mayores en plantaciones de monocultivo en comparación con los policultivos existen estudios donde el patrón no siempre es evidente; concluyendo que existen diferentes factores que influyen en los resultados como son las especies dominantes en biomasa (Mulder *et al.*, 1999), el grupo funcional de estas (Scherber *et al.*, 2005; Mulder *et al.*, 1999), el tipo de insectos herbívoros (generalistas o especialistas) y la abundancia de las plantas (Jactel y Brockerhoff, 2007).

Herbivoría por estado sucesional

Contrario a nuestra hipótesis, el nivel de daño fue estadísticamente similar entre las especies tempranas y tardías. En general las especies tempranas reciben mayores niveles de daño que las especies tardías (ver Filip *et al.*, 1995; Sánchez Ramos *et al.*, 1999; Marquez-Torres, 2016). Atribuimos que el nivel de daño fue estadísticamente similar entre las especies tempranas y tardías debido a que dos especies tardías leguminosas *Dalbergia* y *Eysenhardtia* presentaron casi tres y dos veces mayor porcentaje promedio de daño respectivamente (*Dalbergia* 32.97 ± 5.4 y *Eysenhardtia* 22.33 ± 5.03) que, en promedio todas las especies tempranas (11.86 ± 1.30). Se hizo un ANOVA de una vía excluyendo a *Dalbergia* y *Eysenhardtia*, el resultado fue marginalmente significativo ($F_{(1, 132)} = 3.43$, $p = 0.06$) donde las especies tempranas presentaron mayores daños que las tardías. Además, estos altos niveles de daño que

presentaron estas dos especies tardías leguminosas tuvieron fuerte influencia en la interacción estado sucesional \times grupo funcional (Figura 1), donde las especies leguminosas tardías tuvieron mayores daños en comparación con las especies tempranas leguminosas y las especies tempranas y tardías no-leguminosas. Como se ha observado el ataque y consumo de los insectos herbívoros hacia las plantas depende en gran medida de la calidad nutricional (Mattson, 1980; Coleman, 1986) evidenciando que las especies leguminosas presenten altos niveles de concentración de nitrógeno, un elemento importante para el desarrollo de los insectos Corff y Marquis ,1999). Por lo que el nivel de daño en esta comparación por factor del estado sucesional y en la interacción estado sucesional \times grupo funcional pudo haber estado influenciado posiblemente por una mayor concentración de nutrientes (nitrógeno) en las especies tardías leguminosas *Dalbergia* y *Eysenhardtia*.

Herbivoría por grupo funcional

Si bien las especies leguminosas presentaron mayor porcentaje de daño (19.45 ± 2.04) que las no-leguminosas (14.09 ± 2.29) esta diferencia no fue significativa por lo cual rechazamos la hipótesis. Nuevamente, creemos que el resultado se puede atribuir al poco tiempo de establecimiento de la plantación, generando que la llegada de insectos herbívoros generalistas o especialistas sea limitada, por lo que se espera que, con el tiempo de establecimiento, las diferencias en el nivel de daño sean evidentes en esta comparación por grupo funcional.

Herbivoría en monocultivos y policultivos

Los tratamientos de monocultivo tuvieron diferencias significativas en el nivel de daño. Los monocultivos de las especies *Gliricidia* y *Amphipterygium*, fueron los que registraron significativamente menores daños por herbívoros en comparación con las otras 10 especies establecidas con niveles de daño similares. Se ha reportado que las hojas de la especie *Gliricidia* contienen taninos y compuestos fenólicos (Romero *et al.*, 2000) estos compuestos están clasificados como metabolitos secundarios de defensa (del Val y Boege, 2012). Por otra parte, la especie *Amphipterygium* presenta látex en sus hojas, un compuesto que puede intoxicar o disminuir la palatabilidad de los herbívoros (Granados-Sánchez *et al.*, 2018). Los compuestos de defensa tienen un papel importante en la disminución de los daños.

Por otro lado, los siete tratamientos de policultivo tuvieron niveles de daño estadísticamente similares y estos no se relacionaron con la diversidad filogenética ($r = 0.14$, $p = 0.54$, $n = 21$; Apéndice 8). El resultado se puede atribuir a la diversidad, riqueza y densidad de los insectos herbívoros, ya que nuestro experimento con apenas poco tiempo del establecimiento de las plantaciones asemeja un sitio perturbado, lo que tal vez limita la llegada de insectos herbívoros especialistas y/o generalistas (Ruiz-Guerra *et al.*, 2009; Arnold y Asquith, 2002).

LITERATURA CITADA

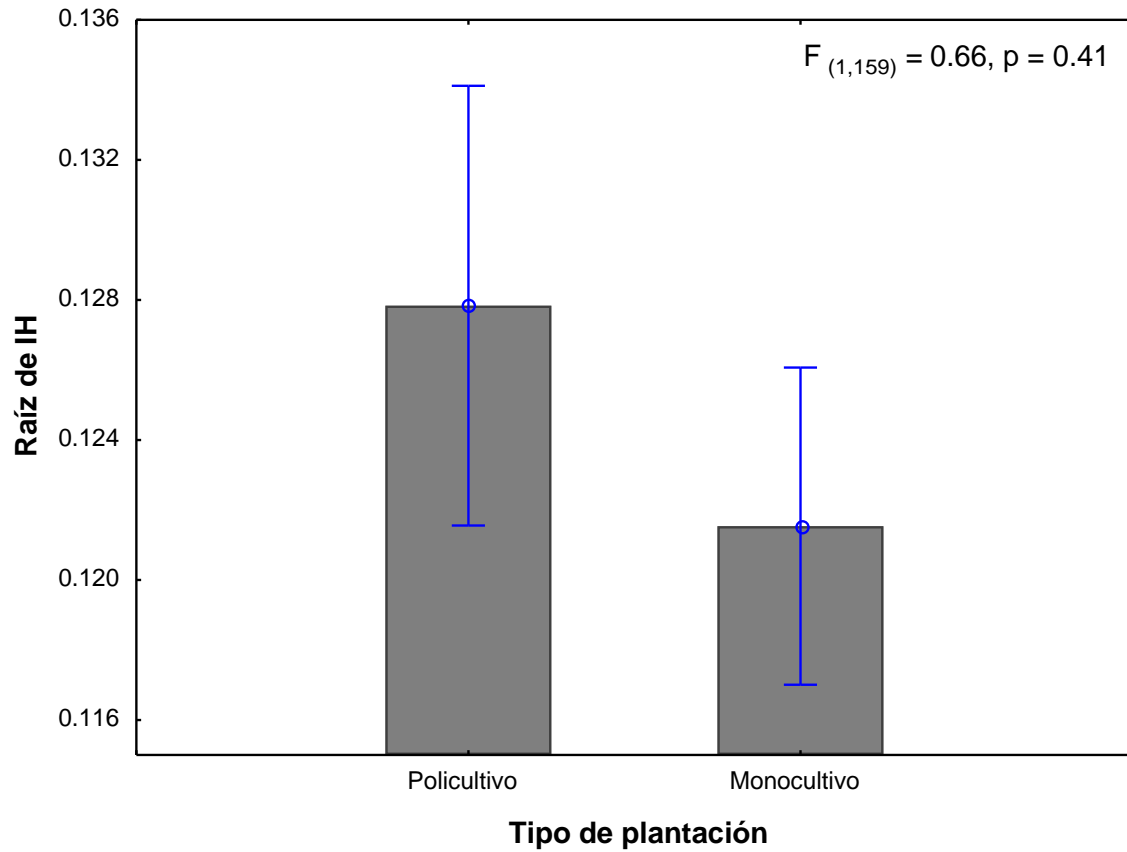
- Agrawal, A. A. (2000). Overcompensation of plants in response to herbivory and the by-product benefits of mutualism. *Trends in Plant Science*, 5(7), 309-313. doi:10.1016/S1360-1385(00)01679-4
- Arteaga, Luis L. (2006). Crecimiento y herbivoría de plántulas de *Cedrela odorata* (Meliaceae) comparando un área abierta y otras bajo regeneración natural en la Estación Biológica Tunquini. *Ecología en Bolivia*, 41(2), 130-137. Recuperado en 09 de noviembre de 2022, de http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1605-25282006001000004&lng=es&tlng=es.
- Baltodano, J. (2000). Monoculture forestry: a critique from an ecological perspective. *Tree trouble: a compilation of testimonies on the negative impact of large-scale monoculture tree plantations prepared for the 6th COP of the FCCC*.
- Bawa, K. S., Perry, D. R., y Beach, J. H. (1985). Reproductive Biology of Tropical Lowland Rain Forest Trees. I. Sexual Systems and Incompatibility Mechanisms. *American Journal of Botany*, 72(3), 331-345. doi:10.2307/2443526
- Bazzaz, F. A., y Pickett, S. T. A. (1980). Physiological Ecology of Tropical Succession: A Comparative Review. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 11, 287-310.
- Campo, J., y Dirzo, R. (2003). Leaf quality and herbivory responses to soil nutrient addition in secondary tropical dry forests of Yucatan, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 19(05), 525-530.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67. doi:10.1038/nature11148
- Coley, P. D., y Barone, J. A. (1996). Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27, 305-335. doi:10.1146/annurev.ecolsys.27.1.305
- Coley, P. D., Bryant, J. P., y Chapin, F. S. (1985). Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science*, 230(4728), 895-899. doi:10.1126/science.230.4728.895
- Corff, J. L., y Marquis, R. J. (1999). Differences between understory and canopy in herbivore community composition and leaf quality for two oak species in Missouri. *Ecological Entomology*, 24(1), 46-58.
- Cornelissen, T. G., y Fernandes, G. W. (2001). Defence, growth and nutrient allocation in the tropical shrub *Bauhinia brevipes* (Leguminosae). *Austral Ecology*, 26(3), 246-253. doi:10.1046/j.1442-9993.2001.01109.x
- Crawley, M. J. (1983). *Plant-Herbivore Dynamics Plant Ecology* (pp. 401-474): Blackwell Publishing Ltd.

- Danell, k., y Bergström. (2002). "Mamalian herbivory in terrestrial environments" In C. M. Herrera y O. Pellmyr (Eds.), *Plant-Animal Interactions. An evolutionary Approach* Blackwell Science, Oxford.
- del Val, E., y Boege, K. (2016). *Ecología y evolución de las interacciones bióticas. Mexico.*
- Dirzo, R., y Domínguez, C. (1995). Plant-herbivore interactions in Mesoamerican tropical dry forests. *Seasonally dry tropical forests*, 304-325.
- Dyer, L. A., Singer, M. S., Lill, J. T., Stireman, J. O., Gentry, G. L., Marquis, R. J., Coley, P. D. (2007). Host specificity of Lepidoptera in tropical and temperate forests. *Nature*, 448, 696. doi:10.1038/nature05884
<https://www.nature.com/articles/nature05884#supplementary-information>
- Evans, J. (2001, 2000). Sustainability of productivity in successive rotations.
- Evans, J. R. (1989). Photosynthesis and nitrogen relationships in leaves of C3 plants. *Oecologia*, 78(1), 9-19. doi:10.1007/BF00377192
- Farnsworth, E. J., y Ellison, A. M. (1993). Dynamics of herbivory in Belizean mangal. *Journal of Tropical Ecology*, 9(04), 435-453:
doi:10.1017/S0266467400007501
- Field, C. H., y Mooney, H. A. (1986). The photosynthesis-nitrogen relationship in wild plants. *On the economy of form and function.*
- Filip, V., Dirzo, R., Maass, J. M., y Sarukhan, J. (1995). Within- and among-year variation in the levels of herbivory on the foliage of trees from a Mexican tropical deciduous forest. *Biotropica*, 27(1), 78-86. doi:10.2307/2388905
- Finegan, B. (1984). Forest succession. *Nature*, 312(5990), 109-114.
- Gottsberger, G. (1999). Pollination and evolution in neotropical Annonaceae. *Plant Species Biology*, 14(2), 143-152. doi:<https://doi.org/10.1046/j.1442-1984.1999.00018.x>
- Grime, J. P. (2006). *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties: John Wiley y Sons.*
- Haber, W. A., y Frankie, G. W. (1989). A Tropical Hawkmoth Community: Costa Rican Dry Forest Sphingidae. *Biotropica*, 21(2), 155-172. doi:10.2307/2388706
- Harborne, J. B. (1997). *Plant Secondary Metabolism Plant Ecology* (pp. 132-155): Blackwell Publishing Ltd.
- Hartley, S. E., y Jones, C. G. (1997). *Plant Chemistry and Herbivory, or Why the World is Green.*
- Ives, A. R., Cardinale, B. J., y Snyder, W. E. (2005). A synthesis of subdisciplines: predator-prey interactions, and biodiversity and ecosystem functioning. *Ecology Letters*, 8(1), 102-116. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00698.x>
- Jactel, H., y Brockerhoff, E. G. (2007). Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecology Letters*, 10(9), 835-848. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01073.x

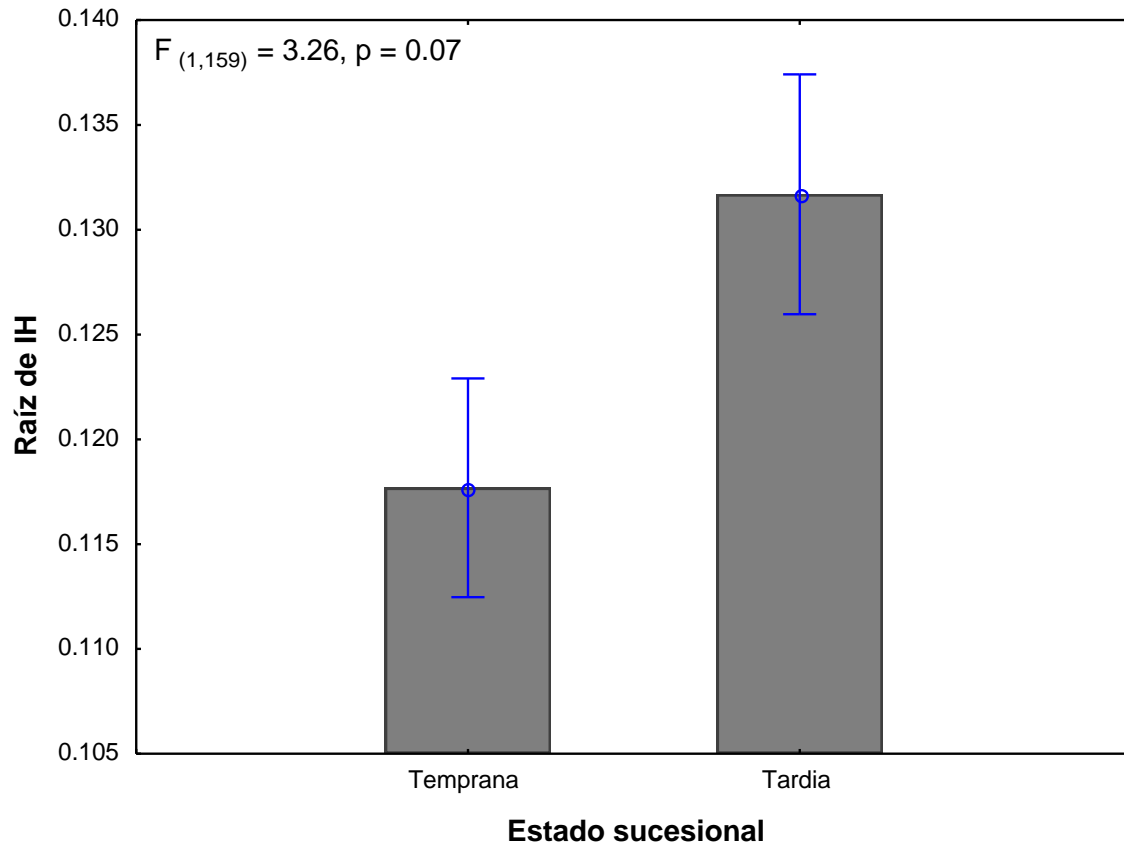
- Kursar, T. A., y Coley, P. D. (1991). Nitrogen content and expansion rate of young leaves of rain forest species: implications for herbivory. *Biotropica*, 141-150.
- Macgregor, C. J., Pocock, M. J. O., Fox, R., y Evans, D. M. (2015). Pollination by nocturnal Lepidoptera, and the effects of light pollution: a review. *Ecological Entomology*, 40(3), 187-198. doi:10.1111/een.12174
- Mariano, N. A., Martínez-Garza, C., y Alcalá, R. E. (2018). Differential herbivory and successional status in five tropical tree species. *Revista mexicana de biodiversidad*, 89(4), 1107-1114.
- Marquez-Torres, J. F. (2016). Herbivoría y crecimiento en seis especies arbóreas de la selva estacional, establecidas en plantaciones de restauración ecológica. (maestría), Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Marquis, R. J. (1984). Leaf herbivores decrease fitness of a tropical plant. *Science*, 226(4674), 537-539.
- Mattson, W. J. (1980). Herbivory in relation to plant nitrogen content. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 11(1), 119-161. doi: doi:10.1146/annurev.es.11.110180.001003
- Montagnini, F., González, E., Porras, C., y Rheingans, R. (1995). Mixed and pure forest plantations in the humid neotropics: a comparison of early growth, pest damage and establishment costs. *The Commonwealth Forestry Review*, 74(4), 306-314.
- Moore, R., Warrington, S., y Whittaker, J. B. (1991). Herbivory by Insects on Oak Trees in Pure Stands Compared with Paired Mixtures. *Journal of Applied Ecology*, 28(1), 290-304. doi:10.2307/2404130
- Mothershead, K., y Marquis, R. J. (2000). Fitness impacts of herbivory through indirect effects on plant-pollinator interactions in *Oenothera macrocarpa*. *Ecology*, 81(1), 30-40. doi:10.1890/0012-9658(2000)081[0030:FIOHTI]2.0.CO;2
- Mulder, Koricheva, Huss-Danell, Högberg, y Joshi. (1999). Insects affect relationships between plant species richness and ecosystem processes. *Ecology Letters*, 2(4), 237-246. doi:10.1046/j.1461-0248.1999.00070.x
- Novotny, V., y Basset, Y. (2005). Host specificity of insect herbivores in tropical forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1568), 1083-1090. doi:10.1098/rspb.2004.3023
- Paige, K. N., y Whitham, T. G. (1987). Overcompensation in Response to Mammalian Herbivory: The Advantage of Being Eaten. *The American Naturalist*, 129(3), 407-416. doi:10.2307/2461689
- Poorter, L., de Plassche, M. V., Willems, S., y Boot, R. G. A. (2004). Leaf traits and herbivory rates of tropical tree species differing in successional status. *Plant Biology*, 6(6), 746-754. doi: 10.1055/s-2004-821269
- Popma, J., Bongers, F., y Werger, M. J. A. (1992). Gap-Dependence and Leaf Characteristics of Trees in a Tropical Lowland Rain Forest in Mexico. *Oikos*, 63(2), 207-214. doi: 10.2307/3545380

- Price, P. (2002). "Species interaction and the evolution of biodiversity". In C. M. Herrera y O. Pellmyr (Eds.), *Plant-Animal Interactions. An evolutionary Approach* Blackwell Science, Oxford.
- Rico-Gray, V. (2001). *Interspecific interaction.*: Macmillan Publisher Ltd.
- Root, R. B. (1973). Organization of a Plant-Arthropod Association in Simple and Diverse Habitats: The Fauna of Collards (*Brassica Oleracea*). *Ecological Monographs*, 43(1), 95-124. doi:10.2307/1942161
- Sánchez-Ramos, G., Dirzo, R., y Balcázar-Lara, M. A. (1999). Especificidad y herbivoría de Lepidoptera sobre especies pioneras y tolerantes del bosque mesófilo de la Reserva de la Biosfera El Cielo, Tamaulipas, México. *Acta Zoológica Mexicana (ns)*, 78, 103-118.
- Santos Murgas, A., Barrios, H. E., y Luna, I. G. (2010). HERBIVORÍA POR INSECTOS EN CUATRO ESPECIES DE PLANTAS MADERABLES NATIVAS EN SARDINILLA, PROVINCIA DE COLÓN, PANAMÁ. *Tecnociencia*, 12(1), 65-75.
- Scherber, C., Mwangi, P. N., Temperton, V. M., Roscher, C., Schumacher, J., Schmid, B., y Weisser, W. W. (2006). Effects of plant diversity on invertebrate herbivory in experimental grassland. *Oecologia*, 147(3), 489-500. doi:10.1007/s00442-005-0281-3
- Smith III, T. J. (1992). Forest Structure. In A. I. Robertson y D. M. Alongi (Eds.), *Tropical Mangrove Ecosystems*. (pp. 101-136). Washington, DC: American Geophysical Union.
- StatSoft, I. (2004). *STATISTICA* (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com.
- Weis, A. E., y Berenbaum, M. R. (1989). Herbivorous insects and green plants. In W. G. Abrahamson (Ed.), *Plant-animal interactions* (pp. 520). New York: McGraw Hill-Book Co.
- Zar, J. H. (1999). *Biostatistical analysis*. 4th. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, 1, 389-394.

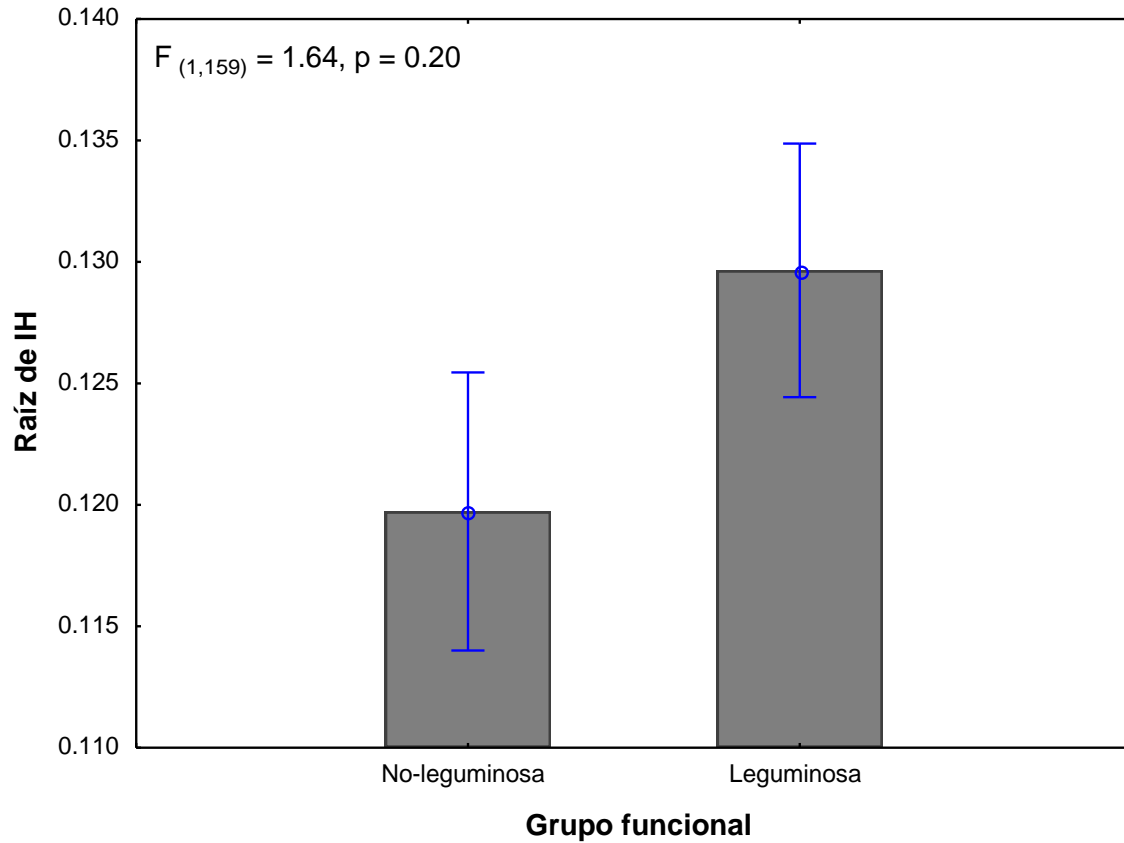
Apéndices Capítulo V



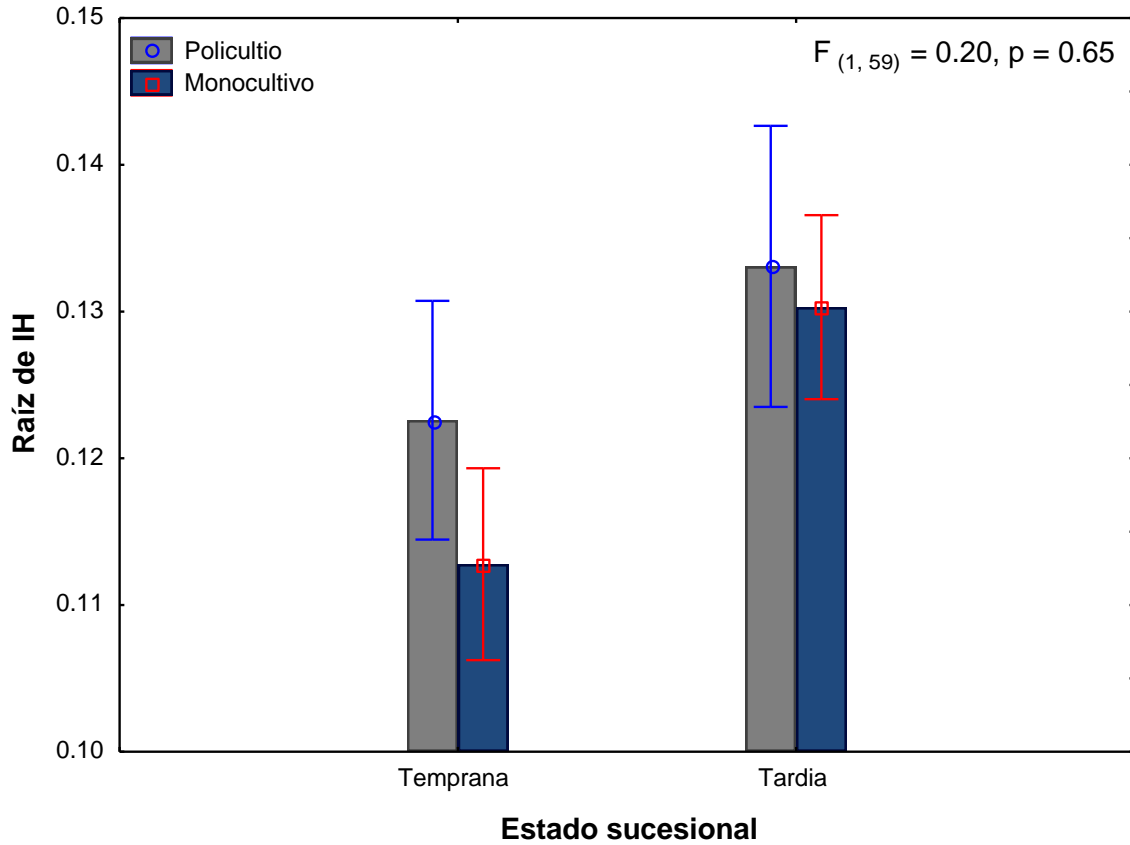
Apéndice 1. Herbivoría ($\sqrt{\text{proporción de IH}}$) en individuos de 12 especies arbóreas en plantaciones de monocultivo y policultivo, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar.



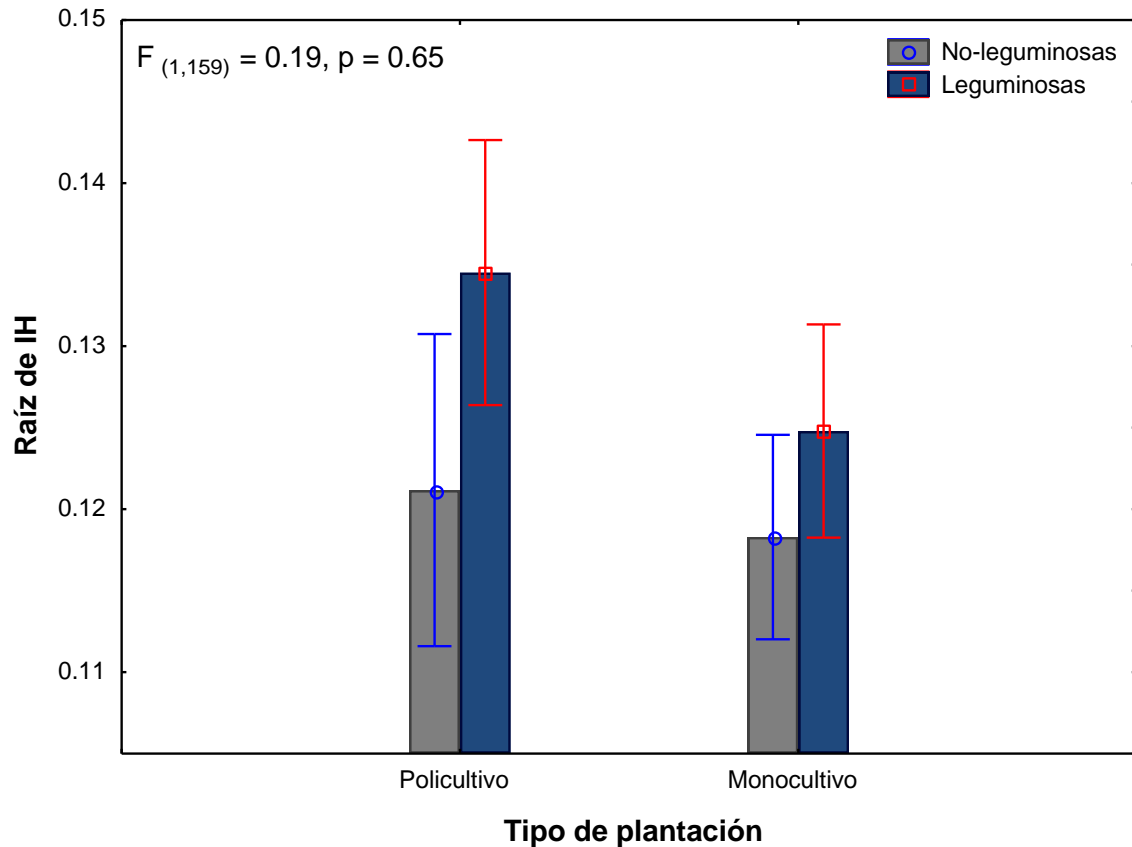
Apéndice 2. Herbivoría ($\sqrt{\text{proporcionde IH}}$) en individuos de 12 especies arbóreas (seis especies tempranas y seis tardías) creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar.



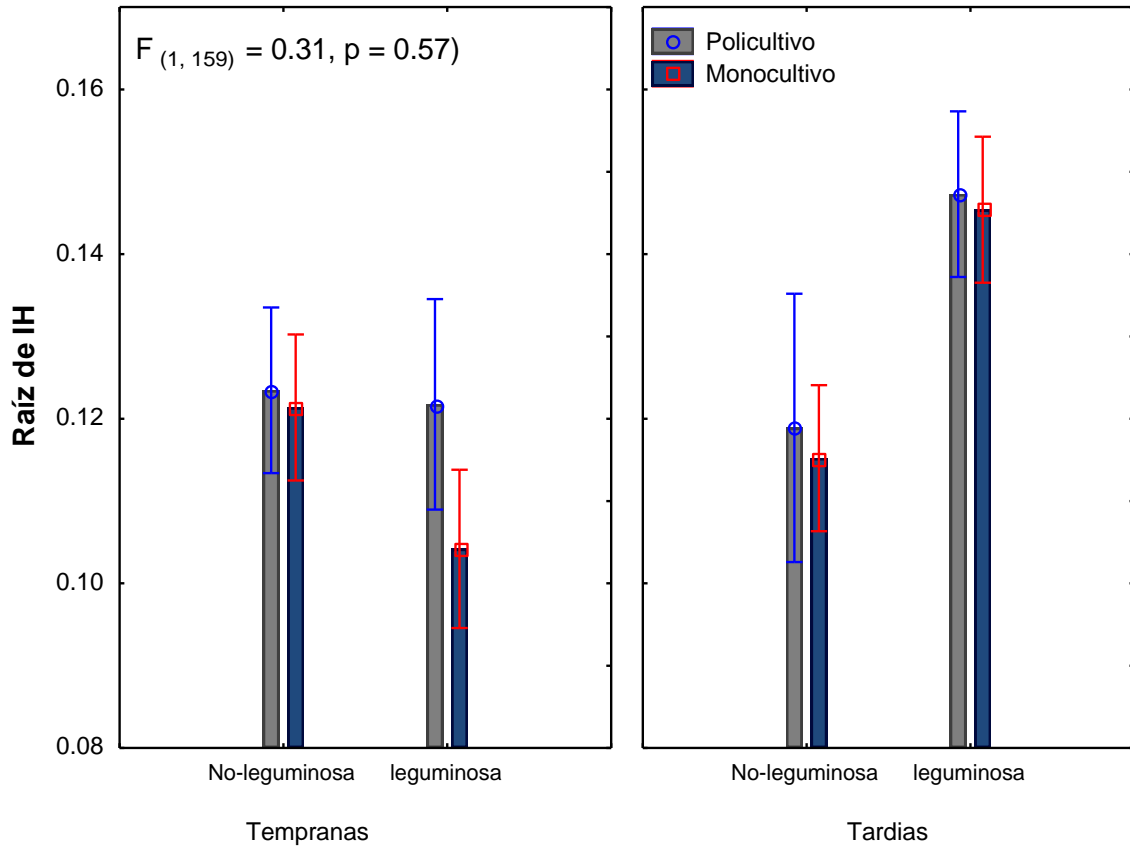
Apéndice 3. Herbivoría ($\sqrt{\text{proporción de IH}}$) en individuos de 12 especies arbóreas (seis especies leguminosas y seis no-leguminosas) creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar.



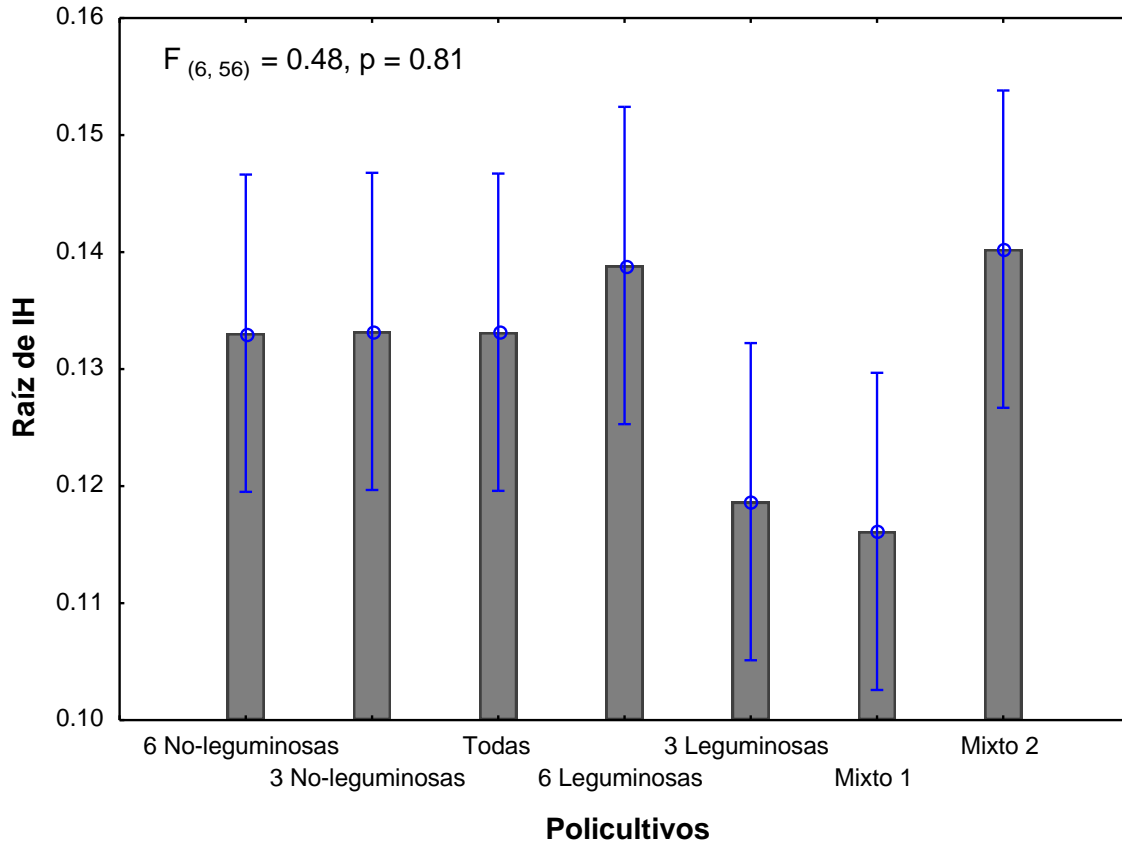
Apéndice 4. Herbivoría ($\sqrt{\text{proporción de IH}}$) en individuos de 12 especies arbóreas (seis especies tempranas y seis tardías) bajo tratamiento de plantación de monocultivo y policultivo, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar.



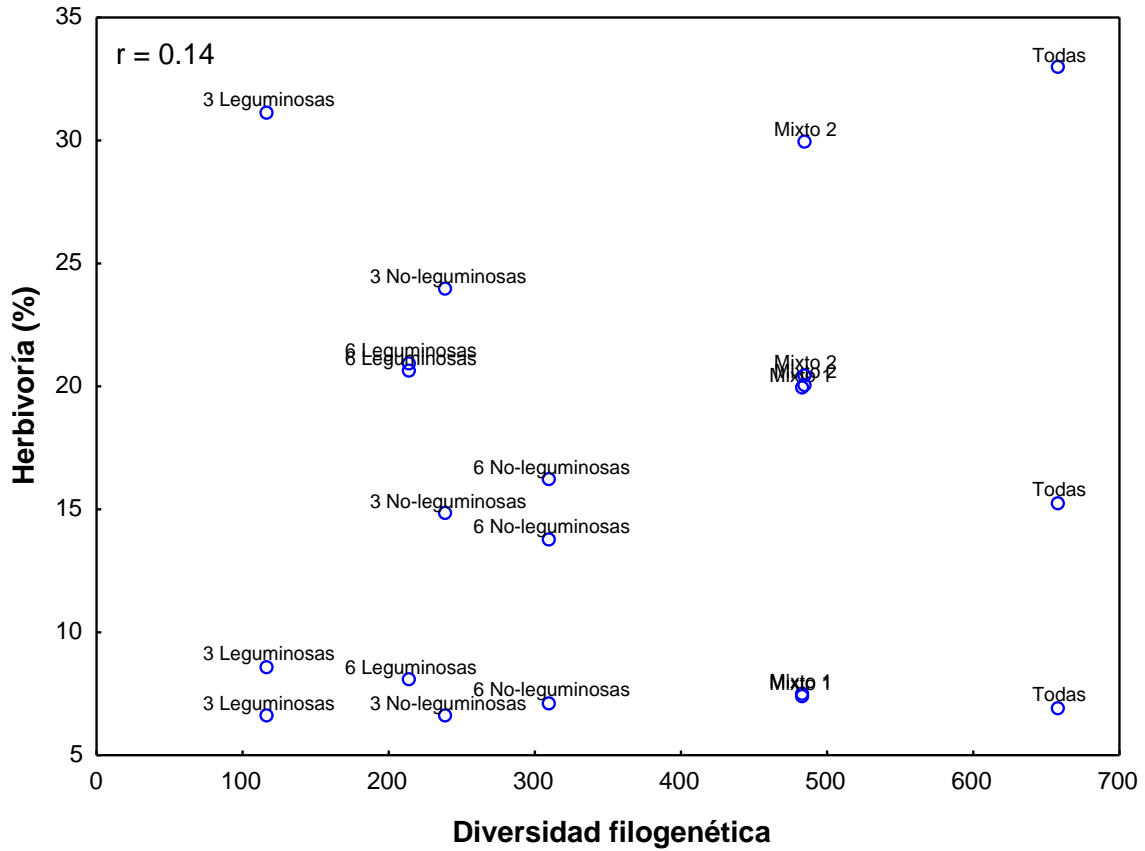
Apéndice 5. Herbivoría ($\sqrt{\text{proporción de IH}}$) en individuos de 12 especies arbóreas (seis especies leguminosas y seis no-leguminosas), bajo tratamiento de monocultivo y policultivo, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Las líneas representan el error estándar.



Apéndice 6. Herbivoría ($\sqrt{\text{proporción de IH}}$) en individuos de 12 especies arbóreas (seis especies leguminosas y seis no-leguminosas), bajo tratamiento de plantación de monocultivo y policultivo, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El estadístico muestra la interacción tipo de plantación \times estado sucesional \times grupo funcional. Las líneas representan el error estándar.



Apéndice 7. Herbivoría ($\sqrt{\text{proporcionde IH}}$) en individuos de 12 especies arbóreas (seis especies leguminosas y seis no-leguminosas), bajo tratamiento de plantación de monocultivo y policultivo, creciendo en plantaciones de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. El estadístico muestra la interacción tipo de plantación \times grupo funcional. Las líneas representan el error estándar.



Apéndice 8. Correlación de Pearson de la diversidad filogenética y el porcentaje de herbivoría en 12 especies arbóreas creciendo en plantaciones de policultivo en Quilamula, Morelos, México.

CONCLUSIONES GENERALES

1. Después de 850 días de establecimiento la supervivencia, el crecimiento y los daños por herbívoros fueron similares en plantaciones de monocultivo y policultivo al menos para estas 12 especies de estudio.
2. La supervivencia fue mayor en las especies de sucesión temprana solo cuando se analizó en las plantaciones de monocultivos, sin embargo, la supervivencia fue similar cuando se analizó en los policultivos y en la combinación de los dos tipos de plantación.
3. El crecimiento fue mayor en las especies sucesionales tempranas, así como en las especies leguminosas.
4. La supervivencia fue mayor en las especies tardías leguminosas cuando se establecieron en policultivos, por lo que se recomienda usar especies con esas características en plantaciones futuras de restauración ecológica.
5. La diversidad filogenética se debe incluir en la elección de las especies en futuros proyectos de restauración, ya que los resultados muestran que la supervivencia y el crecimiento se relacionaron positivamente con ella.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

DES de Ciencias Naturales
Doctorado en Ciencias Naturales



Cuernavaca, Morelos, a 07 de noviembre del 2022.

COMITÉ DE REVISIÓN DE TESIS

Dra. Cristina Martínez Garza (directora de tesis, CIByC UAEM)

Dra. María Marcela Osorio Beristain (CIByC UAEM)

Dr. Norman Mercado Silva (CIByC UAEM)

Dr. Homero Julio Eudes Campo Alves (UNAM)

Dr. Marc William Cadotte (U. Toronto)

Dra. Patricia Valentina Carrasco Carballido (CIByC UAEM)

Dra. Marinés de la Peña Domene (ITESO)

Tesis: “Restauración de servicios ecosistémicos con plantaciones mixtas”

Alumno que lo presenta a revisión: JOSÉ FLAVIO MÁRQUEZ TORRES

Programa: DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

VOTO

El documento ha sido revisado y reúne los requisitos para editarse como TESIS por lo que es

APROBADO

ATENTAMENTE

DRA. CRISTINA MARTÍNEZ GARZA



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

CRISTINA MARTINEZ GARZA | Fecha:2022-12-06 09:21:33 | Firmante

I0G0ZieugEzmCZWWhhj7v67jhTkOMDYCLmFxPfs+eUOX05N5f6+o3heheCjGkRpK5sqN+VXFWAmylnbC2uk+AKa2ZPm2iTSROYLaQMftlN0xSspBMqXcKRw9rgkKZN0I+B39IEbaJOhWWFchV0XARxjFFu9/q1r0EM4QYV549uVDnVbKwD5teUWfOlatpLgLK8tF1dOy9zpl0I6fQPHfrVUr0HtZkQKJsVa1nOxLGRi8JbDjH3hm0oLlkVcTBmpuzMO8a0uihH1SC4AY+U5iOhj4TaZ3hmtS9TbkWUbUbkMISQbHJrfWX2sYLeullHqsqrmz1kaBNjsV9QHWbCP0w==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[tz5kJPjce](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/vXTJUV2ZJ0X67HiuK6zLBMS5J9si2FXh>





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

DES de Ciencias Naturales
Doctorado en Ciencias Naturales



Cuernavaca, Morelos, a 07 de noviembre del 2022.

COMITÉ DE REVISIÓN DE TESIS

Dra. Cristina Martínez Garza (directora de tesis, CIByC UAEM)

Dra. María Marcela Osorio Beristain (CIByC UAEM)

Dr. Norman Mercado Silva (CIByC UAEM)

Dr. Homero Julio Eudes Campo Alves (UNAM)

Dr. Marc William Cadotte (U. Toronto)

Dra. Patricia Valentina Carrasco Carballido (CIByC UAEM)

Dra. Marinés de la Peña Domene (ITESO)

Tesis: “Restauración de servicios ecosistémicos con plantaciones mixtas”

Alumno que lo presenta a revisión: JOSÉ FLAVIO MÁRQUEZ TORRES

Programa: DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

VOTO

El documento ha sido revisado y reúne los requisitos para editarse como TESIS por lo que es

APROBADO

ATENTAMENTE

DRA. MARÍA MARCELA OSORIO BERISTAIN



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

MARIA MARCELA OSORIO BERISTAIN | Fecha:2022-11-18 05:25:14 | Firmante

7rAlYpWPc47AuFbqArB7w+t+ND0Poel/egOt8vI3HPkIP59kywUBfhda6jMtR4IIS8fzy2ttKaQ+yGBiWSPWNU7vw07RM0/c4HiMe5O/BOx3TR+GnfsByF5YGmd5SW0nMksOpAMFn6upK8FgCW86o+k3aWH3UrNW1IHR40xT6yP4LMzZSkOkqETwsjNP1g6b3SCdDB9FrDv/e9HSagv8/Nlw0KD5FvwnABpqtQknMik0Kdm/INiAQSI8elujJKxxvedNV/amUHbop7htP4cxZSDgCLP5vz+LbFM4R93RYpXDeqe+dYKjfv+vhftki0QnMTRY9crngqmbw5IZT/m+8w==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[ndaziNvH5](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/4dc3YIxx426ZuNXHYJ1qAyioiEC4bhWt>





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

DES de Ciencias Naturales
Doctorado en Ciencias Naturales



Cuernavaca, Morelos, a 07 de noviembre del 2022.

COMITÉ DE REVISIÓN DE TESIS

Dra. Cristina Martínez Garza (directora de tesis, CIByC UAEM)

Dra. María Marcela Osorio Beristain (CIByC UAEM)

Dr. Norman Mercado Silva (CIByC UAEM)

Dr. Homero Julio Eudes Campo Alves (UNAM)

Dr. Marc William Cadotte (U. Toronto)

Dra. Patricia Valentina Carrasco Carballido (CIByC UAEM)

Dra. Marinés de la Peña Domene (ITESO)

Tesis: “Restauración de servicios ecosistémicos con plantaciones mixtas”

Alumno que lo presenta a revisión: JOSÉ FLAVIO MÁRQUEZ TORRES

Programa: DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

VOTO

El documento ha sido revisado y reúne los requisitos para editarse como TESIS por lo que es

APROBADO

ATENTAMENTE

DR. NORMAN MERCADO SILVA



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

NORMAN MERCADO SILVA | Fecha:2022-12-06 09:04:45 | Firmante

LyBaDViHA0f8VABmsoVqCN22kFrkVT1igXZ8UIhUIVIHT2VRMBSTgaalN6Dvi+ydTPCJAefastJBKyFTTX9RUUvivi+PaH6PEIGt0fhfogDJ9Z0f5RnbCvbR5jluGU+7meTHH1o7BXk
gkFH/v00NSXubaj8B6K4Q/A/IIQh2qy5At6fUQEMuNn9p/uuNgfN1QIIsf+cr3ZyySJJPeFP8tzBl2+Lm9UVfiY1IFPpPo9xHEe7IjgzEkQWhfUNvEO6N6+Ihdv0BTRSW8IBij9FteAohOm
fazne+1ktlcVtpLM0Nuz93/C6+F/UxpT4O5pQXd0f3HD8vTuZMmOSFJfSPKOQ==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o
escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[d1YsOm39k](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/fdVYklrAfAV4NmDsXEEGpXFnFopa86YT>





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

DES de Ciencias Naturales
Doctorado en Ciencias Naturales



Cuernavaca, Morelos, a 07 de noviembre del 2022.

COMITÉ DE REVISIÓN DE TESIS

Dra. Cristina Martínez Garza (directora de tesis, CIByC UAEM)

Dra. María Marcela Osorio Beristain (CIByC UAEM)

Dr. Norman Mercado Silva (CIByC UAEM)

Dr. Homero Julio Eudes Campo Alves (UNAM)

Dr. Marc William Cadotte (U. Toronto)

Dra. Patricia Valentina Carrasco Carballido (CIByC UAEM)

Dra. Marinés de la Peña Domene (ITESO)

Tesis: “Restauración de servicios ecosistémicos con plantaciones mixtas”

Alumno que lo presenta a revisión: JOSÉ FLAVIO MÁRQUEZ TORRES

Programa: DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

VOTO

El documento ha sido revisado y reúne los requisitos para editarse como TESIS por lo que es

APROBADO

ATENTAMENTE

DR. HOMERO JULIO EUDES CAMPO ALVES



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

HOMERO JULIO EUDES CAMPO ALVES | Fecha:2022-12-06 09:44:49 | Firmante

ak1AxHollpfjtONwZkfnvj83xNtbeGXZ76jiDtU+TgeNShwdIQk5XX+ZDf48OollOsFxfnf0cGimGmV79mmgXxYcMXehKL14GDN4H6UC+yEL+CXTWPJC/u2UjeqLS5Qfjnte8cadbAm5Oa91LLhGOVO7FcKrJylaJYxWO8QEPaTu84lgGg52/+UkO5JfRCFBz2uDrYwuHk1anwbZywaZASz1u9O+GtONa1PJETfjRdvNA4aYBDyblsRY+quM+gwdKEVUXfOy3hGaNSdar7Ox3g+2EBiW+bkcNx/jxTKR4xeAhnBVozIMFKmZKTZu6u+7qOM8ma9sdyGgBeHr24rMpQ==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[v6NQV2epu](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/yoBiSglpJik8aFGE6UxDeyRHwysEKo4>





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

DES de Ciencias Naturales
Doctorado en Ciencias Naturales



Cuernavaca, Morelos, a 07 de noviembre del 2022.

COMITÉ DE REVISIÓN DE TESIS

Dra. Cristina Martínez Garza (directora de tesis, CIByC UAEM)

Dra. María Marcela Osorio Beristain (CIByC UAEM)

Dr. Norman Mercado Silva (CIByC UAEM)

Dr. Homero Julio Eudes Campo Alves (UNAM)

Dr. Marc William Cadotte (U. Toronto)

Dra. Patricia Valentina Carrasco Carballido (CIByC UAEM)

Dra. Marinés de la Peña Domene (ITESO)

Tesis: “Restauración de servicios ecosistémicos con plantaciones mixtas”

Alumno que lo presenta a revisión: JOSÉ FLAVIO MÁRQUEZ TORRES

Programa: DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

VOTO

El documento ha sido revisado y reúne los requisitos para editarse como TESIS por lo que es

APROBADO

ATENTAMENTE

DRA. PATRICIA VALENTINA CARRASCO CARBALLIDO



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

PATRICIA VALENTINA CARRASCO CARBALLIDO | Fecha:2022-11-25 13:19:34 | Firmante

GPdwa0hdDXOS+XDUy19DkM8YE7c0/FcM8tN69IR6fR8CyEPFEKNshOILRUjNx/aCT+mJkl9aFUd2171XgALmJ7lwDM6NW8WGAB1LqLxMEHyYptpL14xXktlVVCV1/Fvt1e7ulzBZJYrDSBb07+MB0kt0bXCvWvGQ8PV8Htjjj05tlmY29wpr18ckaR5a5X+RUfoaA290f6wsGijYWGtTaRgB+I+OIW2ewpcPIHSfWslwAxmVWf9WA/m1//qyg4UubLIARgZlml/Xh0rxrSZQJq7+09dl443CFd0FS8dMcy0fiD25F6Z4sAAk4XXec6Y4Kblp8MxadK7aGj+wMbrVslolA==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[5wPvbxIze](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/87z82TIVITsh7M8Sgvlb1E43abdD2Jmz>





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

DES de Ciencias Naturales
Doctorado en Ciencias Naturales



Cuernavaca, Morelos, a 07 de noviembre del 2022.

COMITÉ DE REVISIÓN DE TESIS

Dra. Cristina Martínez Garza (directora de tesis, CIByC UAEM)

Dra. María Marcela Osorio Beristain (CIByC UAEM)

Dr. Norman Mercado Silva (CIByC UAEM)

Dr. Homero Julio Eudes Campo Alves (UNAM)

Dr. Marc William Cadotte (U. Toronto)

Dra. Patricia Valentina Carrasco Carballido (CIByC UAEM)

Dra. Marinés de la Peña Domene (ITESO)

Tesis: “Restauración de servicios ecosistémicos con plantaciones mixtas”

Alumno que lo presenta a revisión: JOSÉ FLAVIO MÁRQUEZ TORRES

Programa: DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

VOTO

El documento ha sido revisado y reúne los requisitos para editarse como TESIS por lo que es

APROBADO

ATENTAMENTE

DRA. MARINÉS DE LA PEÑA DOMENE



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

MARINÉS DE LA PEÑA DOMENE | Fecha:2022-12-07 10:20:08 | Firmante

KMADMUeyp/Bz3m3Wrc3TjLD+pdKcoOegKTmEZY+SBI7ONdkIHlo2zw1GeUbpnlufWvFCpNssmzSUZa2Ososbul4XgCZN07iCytE3aqvD21t7WcCiN5Rn2HeNbu6jctQyY4lnV
Xa/6vIEInniZA0nSNSAqFXnjbPnjYf0osmowJ35xhZhip3bA0yr517oe70VLHvbm7kd4/iRNQs5LjG8w2J3ysBE7iQ0tS/iUoajJm1rVrT5sZ+dk9eOPjxKduaRTaaoXV2eR2TdRNyyRp
d1w+MRhZUD+EG6Xb5kY33wwbXt31o+5H31EM3UethLEz9sz2ATD3JRwgHpDGi8e5e9A==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o
escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[jPY4UcnHZ](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/Ts6QktsxrjpObYWqNdBposLH5zLYntL>





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

DES de Ciencias Naturales
Doctorado en Ciencias Naturales



Cuernavaca, Morelos, a 07 de noviembre del 2022.

COMITÉ DE REVISIÓN DE TESIS

Dra. Cristina Martínez Garza (directora de tesis, CIByC UAEM)

Dra. María Marcela Osorio Beristain (CIByC UAEM)

Dr. Norman Mercado Silva (CIByC UAEM)

Dr. Homero Julio Eudes Campo Alves (UNAM)

Dr. Marc William Cadotte (U. Toronto)

Dra. Patricia Valentina Carrasco Carballido (CIByC UAEM)

Dra. Marinés de la Peña Domene (ITESO)

Tesis: “Restauración de servicios ecosistémicos con plantaciones mixtas”

Alumno que lo presenta a revisión: JOSÉ FLAVIO MÁRQUEZ TORRES

Programa: DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

VOTO

El documento ha sido revisado y reúne los requisitos para editarse como TESIS por lo que es

APROBADO

ATENTAMENTE

DR. MARC WILLIAM CADOTTE