



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

DIVISIÓN DE CIENCIAS FORESTALES

**PROGRAMA DE POSGRADO MAESTRÍA EN CIENCIAS
EN CIENCIAS FORESTALES Y DEL AMBIENTE**

**TÁCTICAS DE CONTROL DE INSECTOS
DESCORTEZADORES DE OYAMEL (*Abies religiosa*
(KUNTH) SCHLTDL. ET CHAM.)**

TESIS

Que como requisito parcial para obtener el grado de:

**MAESTRO EN CIENCIAS EN CIENCIAS FORESTALES
Y DEL AMBIENTE**

Presenta:

MARTÍNEZ MANUELA EDUARDO

Bajo la supervisión de: DAVID CIBRIÁN TOVAR, DR.



**Maestría en Ciencias en
Ciencias Forestales
y del Ambiente**

Universidad Autónoma Chapingo
División de Ciencias Forestales



APROBADA



Chapingo, Estado de México, Abril del 2026

TÁCTICAS DE CONTROL DE INSECTOS DESCORTEZADORES DE OYAMEL
(*Abies religiosa* (KUNTH) SCHLTDL. ET CHAM.)

Tesis realizada por **Eduardo Martínez Manuela** bajo la supervisión del Comité Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS EN CIENCIAS FORESTALES Y DEL AMBIENTE

DIRECTOR:



DR. DAVID CIBRIÁN TOVAR

ASESOR:



M.C. PABLO MARTÍNEZ GIL

ASESOR:



DR. ANTONIO VILLANUEVA MORALES

ASESOR:



DR. ALEJANDRO ISMAEL MONTERROSO RIVAS

Declaración de uso de Inteligencia Artificial

En el proceso de elaboración y redacción de la presente tesis, el autor, Eduardo Martínez Manuela, declara haber utilizado la herramienta de inteligencia artificial ChatGPT con el propósito de verificar la correcta presentación de las citas bibliográficas conforme a los lineamientos del formato APA, 7ª edición. El autor revisó, validó y modificó el contenido generado por dicha herramienta de acuerdo con los requerimientos del trabajo, asumiendo la responsabilidad total sobre el contenido del presente documento.

CONTENIDO

LISTA DE CUADROS	VII
LISTA DE FIGURAS	VIII
ABREVIATURAS Y SIGLAS UTILIZADAS	X
DEDICATORIA.....	XIII
AGRADECIMIENTOS	XIV
DATOS BIOGRÁFICOS	XVI
RESUMEN GENERAL	XVII
GENERAL ABSTRACT.....	XIX
CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
1.1 Introducción.....	1
1.2 Objetivos.....	7
1.2.1 Objetivo general	7
1.2.2 Objetivos específicos	7
1.3 Literatura citada	7
CAPITULO 2. REVISIÓN DE LITERATURA	9
2.1. El oyamel; <i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltldl. & Cham	9
2.1.1. Descripción y características	9
2.1.2. Hábitat y condiciones de crecimiento.....	10
2.1.3. Distribución geográfica	10
2.1.4. Importancia ecológica	11
2.2. Amenazas y problemáticas en abetos	12
2.2.1. Cambio climático	12
2.2.2. Plagas forestales	16
2.2.3. Principales insectos descortezadores del género <i>Abies</i>	20
2.3. Tácticas de control de plagas	26
2.3.1. Marco normativo	27
2.3.2. Tratamientos físico-mecánicos	28
2.3.3. Tratamiento Químico	30
2.4. Literatura citada	32

CAPÍTULO 3: CONTROL FÍSICO-MECÁNICO DE INSECTOS DESCORTEZADORES DE *Abies religiosa* (KUNTH SCHLTDL. ET CHAM.) CON ASTILLADORA MECÁNICA 41

3.1. Resumen.....	41
3.2. Abstract:	42
3.3. Introducción:.....	43
3.4. Materiales y métodos	47
3.4.1. Selección de los sitios	47
3.4.2. Selección de la astilladora	48
3.4.3. Ensayo en “El Contadero”	50
3.4.4. Ensayo en el “Parque Nacional El Chico”	53
3.4.5. Análisis estadístico.....	54
3.5. Resultados y discusión	55
3.5.1. Ensayo en “El Contadero”	55
3.5.2. Ensayo en el “Parque Nacional El Chico”	58
3.6. Análisis de costos realizada en noviembre 2025 para el proceso de astillado.....	59
3.7 Discusiones	61
3.8. Conclusiones	64
3.9. Literatura citada	64

CAPÍTULO 4: CONTROL DE INSECTOS DESCORTEZADORES DE OYAMEL MEDIANTE APLICACIÓN DE FOSFURO DE ALUMINIO 68

4.1. Resumen.....	68
4.2. Abstract	69
4.3. Introducción.....	70
4.4. Materiales y métodos	73
4.4.1. Selección de los sitios	73
4.4.2. Ensayo en “El Contadero”	74
4.4.3. Ensayo en el “Parque Nacional El Chico”	83
4.4.4. Análisis estadístico.....	86
4.5. Resultados y discusión	88

4.5.1. Ensayo en “El Contadero” para fumigación e insolación para <i>Scolytus mundus</i> y <i>Pseudohylesinus variegatus</i>	88
4.5.2. Ensayo en el “Parque Nacional El Chico” para fumigación e insolación para para <i>Scolytus mundus</i> y <i>Pseudohylesinus variegatus</i>	93
4.5.3. Ensayo de fumigación en ramas para <i>Scolytus mundus</i> en el “Parque Nacional El Chico”	99
4.6. Análisis de costos realizada en noviembre 2025 para los procesos de fumigación e insolación	101
4.7. Conclusiones	103
4.8. Literatura citada	104
CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES GENERALES	106

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Comparación de medias de mortalidad de <i>P. variegatus</i> en el predio El Contadero.....	56
Cuadro 2. Comparación de medias de mortalidad de <i>S. mundus</i> en el predio El Contadero.	56
Cuadro 3. Comparación de medias de supervivencia de <i>S. mundus</i> en el Parque Nacional El Chico.....	58
Cuadro 4. Costos de maquinaria, equipo y mano de obra.....	59
Cuadro 5. Costo Total de Operación.....	60
Cuadro 6. Comparación de medias de mortalidad de <i>Scolytus mundus</i> en el Contadero.....	88
Cuadro 7. Comparación de medias de mortalidad de <i>P. variegatus</i> en el Contadero... ..	89
Cuadro 8. Comparación de medias de mortalidad para ambas especies.	90
Cuadro 9. Comparación de medias de mortalidad de <i>S. mundus</i> en el Parque Nacional.	93
Cuadro 10. Comparación de medias de mortalidad de <i>P. variegatus</i> en el Parque Nacional.	94
Cuadro 11. Comparación de medias de mortalidad para ambas especies después de los tratamientos de insolación y fumigación en el Parque Nacional.	95
Cuadro 12. Comparación de medias de mortalidad de <i>S. mundus</i> en ramas y puntas en el Parque Nacional.....	99
Cuadro 13. Costos de Insumos para una pila de 10 m ³ y por m ³	102
Cuadro 14. Costo total de fumigación para pila de 10 m ³ y por m ³	102

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Vista desde la base de <i>A. religiosa</i> y detalle de la copa.	9
Figura 2. Vista lateral del adulto de <i>S. mundus</i> . Fotografía: Uriel M. Barrera Ruiz.	21
Figura 3. Vista lateral del adulto de <i>P. variegatus</i> . Fotografía: Uriel M. Barrera Ruiz.	23
Figura 4. Mapa de ubicación de los sitios de experimentación.	47
Figura 5. a) Astilladora Vermeer modelo BC 1000XL. b) Selección de árboles con infestación activa. c) derribo del árbol.	49
Figura 6. Proceso de astillado del primer ensayo: a) troza seccionada; b) alimentación; c) salida de astilla.	51
Figura 7. Proceso de tamizado y análisis de submuestras de la astilla en microscopio: a) tamizado; b) análisis; c) larva triturada (35X).....	52
Figura 8. Réplica del segundo ensayo: a) troza seccionada (A9–A10 para astillado; B9–B10 como testigo); b) y c) alimentación; d) recolección de astilla.	53
Figura 9. Comparación de medias de mortalidad de descortezadores entre tratamientos con astilladora y testigo: a) primer ensayo; b) segundo ensayo (Parque Nacional El Chico).	57
Figura 10. Ubicación de los dos sitios de ensayos.	74
Figura 11. Marcado de árboles infestados con aerosol y su derribo: a) marcado; b) derribo.	75
Figura 12. Muestreo y marcado de trozas para su integración en pilas: a) codificación; b) desprendimiento de corteza; c) muestreo de 20 cm por 20 cm con larvas; d) galería completa con larvas.	76
Figura 13. Colecta y análisis de rodajas testigo en el insectario de la División de Ciencias Forestales de la UACh: a) y b) rodajas testigo del tratamiento con fosfuro de aluminio; c) y d) análisis en insectario.	77
Figura 14. Comparación del armado de pila: a) colocación de plástico base previo al armado; b) pila con sello completo lista para cubrirse (izquierda); c) pila con sello de tierra en construcción (zanja perimetral); d) pila con sello incompleto o sellado con tierra (derecha).....	79
Figura 15. Instalación de <i>data logger</i> para el registro de temperatura y humedad en tratamientos de insolación (a, c; izquierda) y aplicación de pastillas de fosfuro de aluminio (b, d; derecha).	80
Figura 16. Colecta y análisis de rodajas después de cada tratamiento: a) extracción de rodaja en pila; b) conjunto de rodajas colectadas; c) evaluación de corteza; d) registro de datos.....	82
Figura 17. Establecimiento del ensayo en el segundo sitio de experimentación en el Parque Nacional El Chico: a) preparación del plástico negro para la formación de pilas; b)	

cobertura de pilas; c) acondicionamiento previo a la fumigación; d) sellado de pilas con cinta de ductos; e) aplicación de pastillas de fosfuro de aluminio.	83
Figura 18. Ensayo con fosfuro de aluminio en ramas de <i>Abies religiosa</i> : a) ramas apiladas para evaluación; b) observación de larva viva mediante lupa; c) acomodación de ramas sobre plástico negro; d) aplicación de pastillas de fosfuro de aluminio en pilas de ramas.	85
Figura 19. Comparación de medias de mortalidad después de los tratamientos de insolación y fumigación en el predio El Contadero: a) <i>Scolytus mundus</i> ; b) <i>Pseudohylesinus variegatus</i> ; c) ambas especies combinadas.	92
Figura 20. Comparación entre sitios de ensayo del diámetro y grosor de corteza de las muestras: a) diámetro; b) grosor de corteza.	97
Figura 21. Comparación de medias de mortalidad de ambas especies después de los tratamientos de insolación y fumigación en el Parque Nacional: a) <i>Scolytus mundus</i> ; b) <i>Pseudohylesinus variegatus</i> ; c) ambas especies combinadas.	98
Figura 22. Comparación de medias de mortalidad de <i>S. mundus</i> después de los tratamientos de fumigación en pilas de ramas y puntas en el Parque Nacional	100

ABREVIATURAS Y SIGLAS UTILIZADAS

Abreviatura	Significado
%	tanto por ciento
°C	grados Celsius
A.	<i>Abies</i>
AIP	fosfuro de aluminio
ANP	Área Natural Protegida
CI	Intervalo de confianza (Confidence Interval)
cm	centímetros
CONAFOR	Comisión Nacional Forestal
DE	Desviación Estándar
DF	Grados de libertad (Degrees of Freedom)
DICIFO	División de Ciencias Forestales
Dr.	Doctor
EPP	Equipo de protección personal
et al.	y otros
Firth logit / BLR	Regresión logística binomial con penalización de sesgo
FSC3	Fosfuro en troza, 3 g fosfina/m ³ , sellado completo
FST3	Fosfuro en troza, 3 g fosfina/m ³ , sin sellado completo
FSC5	Fosfuro en troza, 5 g fosfina/m ³ , sellado completo
FST5	Fosfuro en troza, 5 g fosfina/m ³ , sin sellado completo
g	gramos
g/m ³	gramos por metro cúbico
GLM	Generalized Linear Models (Modelos Lineales Generalizados)

GPS	Sistema de Posicionamiento Global
h	hora
ha	hectárea
i.a.	ingrediente activo
ISCA	Insolación, altura 1 (1.2 m), sellado completo
ISTA	Insolación, altura 1 (1.2 m), sin sellado completo
ISCB	Insolación, altura 2 (0.6 m), sellado completo
ISTB	Insolación, altura 2 (0.6 m), sin sellado completo
m	metro
m ²	metro cuadrado
m ³	metro cúbico
M.C.	Maestro en Ciencias
MIP	Manejo Integrado de Plagas
MIPF	Manejo Integrado de Plagas Forestales
mm	milímetros
msnm	metros sobre el nivel del mar
n	número de muestras
N	norte
No. / núm.	número
NOM	Norma Oficial Mexicana
NOM-019	Norma Oficial Mexicana NOM-019-SEMARNAT-2017
<i>P.</i>	<i>Pseudohylesinus</i>
PH ₃	fosfina
PNECh	Parque Nacional El Chico
PVC	cloruro de polivinilo
RSC3	Fosfuro en ramas, 3 g fosfina/m ³ , sellado completo
RST3	Fosfuro en ramas, 3 g fosfina/m ³ , sin sellado completo

RSC5	Fosfuro en ramas, 5 g fosfina/m ³ , sellado completo
RST5	Fosfuro en ramas, 5 g fosfina/m ³ , sin sellado completo
S.	<i>Scolytus</i>
Schltl.	Schlechtendal
SE	Error estándar (Standard Error)
SECIHTI	Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación
SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
SENASICA	Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria
SMN	Servicio Meteorológico Nacional
sp.	especie
spp.	especies
T	Testigo
Tr	Tratamiento
UACH	Universidad Autónoma Chapingo
XL	Extra grande (Extra Large)
MXN	peso mexicano

DEDICATORIA

A mis padres, Fidencio Martínez y Alejandra Manuela, por su amor, confianza y ejemplo de esfuerzo constante, que han sido la base de todo lo que he logrado.

A mi hermana Deysi, por su apoyo y consejos en cada etapa.

A mi sobrina Ale, por su alegría y cariño, que siempre han sido mi motivación.

A mi familia, por su respaldo y por creer en mí.

A mis amigos y a mi segunda familia de la CoCriCha, por acompañarme en este camino.

A mi estimado profesor, el Dr. David Cibrián, por su guía, apoyo y por ser un ejemplo profesional durante mi formación.

Con admiración y respeto,
Eduardo Martínez Manuela

AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI), por el apoyo económico otorgado durante mis estudios de posgrado.

A la Universidad Autónoma Chapingo, mi alma mater, y al Posgrado en Ciencias Forestales y del Ambiente, por la formación académica brindada.

Al Dr. David Cibrián Tovar, director de tesis, por su experiencia y acompañamiento durante el programa de maestría y la realización de este trabajo de investigación.

A mi Comité Asesor: Dr. Antonio Villanueva Morales y el Dr. Ismael Alejandro Monterroso Rivas, por sus valiosas observaciones y orientación durante el desarrollo de esta investigación.

Al M.C. Pablo Martínez Gil, gran amigo y parte de mi comité asesor que me ayudó en la revisión crítica del manuscrito, así como por sus observaciones, disposición y apoyo a lo largo de este proceso.

Al Dr. Uriel M. Barrera Ruiz, por su apoyo en el proceso de investigación en campo.

Al Ing. Esau Bautista por su apoyo en campo durante el desarrollo del proyecto.

Al técnico Hugo Ontiveros, por su valioso apoyo en campo en el proyecto.

A la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) Hidalgo, a la Dirección del Parque Nacional El Chico y al Gobierno Municipal de Mineral del Chico por su apoyo institucional, acompañamiento logístico y las facilidades otorgadas para el desarrollo de las actividades en campo.

A los ingenieros y técnicos que me brindaron su apoyo en campo el Dr. Noé Ronquillo, el Ing. Juan Miguel Hernández, el Ing. José Luis Cruz y el Ing. Iván Miranda, integrantes del equipo técnico a cargo de la Contingencia Ambiental en el Parque Nacional El Chico.

Al Sr. Susano, por las facilidades brindadas para el establecimiento del sitio de experimentación, y a la brigada de apoyo técnico “Néctar”, por su colaboración en las labores de campo.

A los profesores de la Maestría en Ciencias Forestales, por los conocimientos compartidos que contribuyeron a la realización de esta investigación.

A mis entrañables amigos Ángel Ruiz, Antonio Ruiz, Zuriel Álvarez, Eliezer Aldama, Hiram Santos, Dorian Rodríguez y María Ocotl, así como demás colaboradores, por su acompañamiento y apoyo en la recolección de datos de muestreo en el insectario durante el desarrollo de la investigación; y a René Olguin y Lisset Reyes, por su acompañamiento durante el proceso de redacción del manuscrito.

Con admiración y respeto,
Eduardo Martínez Manuela

DATOS BIOGRÁFICOS

Datos personales

Nombre: Eduardo Martínez Manuela

Fecha de nacimiento: 18 de septiembre de 1998

Lugar de nacimiento: Colatlán, Ixhuatlán de Madero, Veracruz.

CURP: MXME980918HVZRND06

Profesión: Parasitólogo Forestal.



Desarrollo Académico

Bachillerato: Preparatoria Agrícola, Universidad Autónoma Chapingo, 2013 - 2016.

Licenciatura: Ingeniero Agrónomo, Especialista en Parasitología Agrícola, Universidad Autónoma Chapingo, 2016 - 2020.

Maestría: M. C. en Ciencias Forestales y del Ambiente, Universidad Autónoma Chapingo, 2024 - 2025.

RESUMEN GENERAL

TÁCTICAS DE CONTROL FÍSICO-MECÁNICO DE INSECTOS DESCORTEZADORES EN OYAMEL

En los bosques de *Abies religiosa* del Parque Nacional El Chico, Hidalgo, se han intensificado los brotes de los descortezadores *Scolytus mundus* Wood y *Pseudohylesinus variegatus* Bland. Los ataques ocurren en árboles que sufren estrés fisiológico asociado al cambio climático (sequías, incremento térmico y variaciones en precipitación). En este trabajo, en trozas y ramas infestadas por los descortezadores, se experimentaron y compararon las tácticas de control: astillado mecánico, fumigación con fosfuro de aluminio e insolación bajo cubierta plástica. El estudio se realizó en dos sitios con infestaciones activas (El Contadero y Parque Nacional El Chico) mediante diseños comparativos con testigos. La supervivencia se evaluó por conteo directo y análisis con modelos binomiales; el porcentaje de mortalidad se calculó a partir de la supervivencia de cada tratamiento. En el primer ensayo se procesaron trozas infestadas con una astilladora Vermeer BC1000XL, la cual alcanzó 99.83% de mortalidad directa, con eficacia total del 100 % al incluir mortalidad por desecación. Para el segundo ensayo se compararon dos dosis de fosfuro de aluminio (3 y 5 g de fosfina/m³) con dos tipos de sellado. La fumigación con dosis de 5 g/m³ alcanzó mortalidades de 98.09–99.30% en trozas y ramas, en cambio, con la dosis 3 g de fosfina/m³ se tuvo una mortalidad desde 62.50 a 98.91%, mientras que la insolación causó mortalidad reducida ($\leq 42.82\%$), dependiendo críticamente de factores ambientales. Los costos operativos fueron \$225.08/m³ (noviembre de 2025) para astillado y \$123.24–129.44/m³ (noviembre de 2025) para fumigación (3 y 5 pastillas/m³, respectivamente). El astillado constituye el método más eficiente para control inmediato (mortalidad $\geq 99.7\%$), interrumpe el ciclo biológico y supera cualquier escenario sin tratamiento, permite utilizar la astilla con múltiples propósitos. La fumigación con fosfuro de aluminio (5 g/m³) constituye un

complemento viable para trozas, ramas y puntas, mientras la insolación no es efectiva como tratamiento único.

Palabras clave: descortezadores, control físico-mecánico, fosfuro de aluminio, astillado, cambio climático.

Tesis de Maestría en Ciencias, Maestría en Ciencias en Ciencias Forestales y del Ambiente,
Universidad Autónoma Chapingo.
Autor: Eduardo Martínez Manuela.
Director de Tesis: Dr. David Cibrián Tovar.

GENERAL ABSTRACT

PHYSICAL-MECHANICAL CONTROL TACTICS FOR BARK BEETLES IN OYAMEL

In the *Abies religiosa* forests of the Parque Nacional El Chico, Hidalgo, outbreaks of bark beetles *Scolytus mundus* Wood and *Pseudohylesinus variegatus* Bland have intensified. The attacks occur on trees suffering from physiological stress associated with climate change (droughts, rising temperatures, and variations in precipitation). In this study, control tactics were tested and compared on logs and branches infested by the bark beetles: mechanical chipping, fumigation with aluminum phosphide, and solarization under plastic sheeting. The study was conducted at two sites with active infestations (El Contadero and El Parque Nacional El Chico) using comparative designs with controls. Survival was assessed by direct counting and analysis with binomial models; the mortality percentage was calculated based on the survival of each treatment. In the first trial, infested logs were processed using a Vermeer BC1000XL chipper, which achieved 99.83% direct mortality, with 100% total efficacy when including mortality due to desiccation. In the second trial, two doses of aluminum phosphide (3 and 5 g of phosphine/m³) were compared with two types of sealing. Fumigation with a dose of 5 g/m³ achieved mortalities of 98.09–99.30% in logs and branches, whereas the 3 g of phosphine/m³ dose resulted in mortality ranging from 62.50 to 98.91%, while insolation caused reduced mortality ($\leq 42.82\%$), depending critically on environmental factors. Operating costs were \$225.08/m³ for chipping and \$123.24–129.44/m³ for fumigation (3 and 5 tablets/m³, respectively). Chipping is the most efficient method for immediate control (mortality $\geq 99.7\%$), interrupts the biological cycle, and outperforms any untreated scenario, and allows the chips to be used for multiple purposes. Fumigation with aluminum phosphide (5 g/m³) is a viable complement for logs, branches, and tips, while insolation is not effective as a single treatment.

Keywords: bark beetles, physical-mechanical control, aluminum phosphide, chipping, climate change.

Master of Science Thesis, Master of Science in Forestry and Environmental Sciences,
Universidad Autónoma Chapingo.

Author: Eduardo Martínez Manuela.

Thesis Advisor: Dr. David Cibrián Tovar.

CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1 Introducción

El cambio climático ha modificado de manera profunda los ecosistemas templados en México, particularmente los bosques de oyamel (*Abies religiosa*) del Parque Nacional El Chico, Hidalgo. Estas alteraciones se expresan a través del incremento en la frecuencia e intensidad de sequías, el aumento de las temperaturas y la modificación de los patrones de precipitación, factores que han afectado la fisiología de los árboles, debilitándolos y haciéndolos más susceptibles a plagas como los escarabajos descortezadores. Bajo el contexto del cambio climático, emergen fenómenos descritos como sequías cálidas o *hotter droughts*, sequías caracterizadas por déficit hídrico acompañado de temperaturas elevadas que debilitan los mecanismos fisiológicos de defensa de los árboles, incrementan la vulnerabilidad al ataque de plagas y favorecen la severidad de los brotes (Allen et al., 2010; Anderegg et al., 2012). Este tipo de sequía no solo reduce la disponibilidad de agua en el suelo, sino que también intensifica la demanda evaporativa y el estrés por carbono, disminuyendo la capacidad del arbolado para responder frente a insectos descortezadores.

La sequía y la alta temperatura, ambas extraordinarias en el ciclo 2022-2024, afectaron severamente a la región central de México. Al realizar una revisión de los indicadores de sequía que ofrece el Servicio Meteorológico Nacional (CONAGUA - Servicio Meteorológico Nacional, 2024). Para el Municipio de El Chico, Hidalgo, se aprecia que los índices de sequía por mes fueron ocurriendo con mayor grado en los últimos años: de 2018 a 2024, es decir, en los 74 meses transcurridos desde enero de 2018, solo en 18 se tuvieron condiciones normales sin sequía, 32 fueron anormalmente secos, 14 con sequía moderada, 13 con sequía severa y 3 con sequía extrema. También se registra que en 34 meses de entre el 2022 y 2024 solo 6 se calificaron sin sequía. Esta pérdida de agua inició en 2018, con mayor severidad en la primera mitad de 2024, lo que afectó la condición de salud de los bosques de coníferas en las entidades del centro de México: Ciudad de México, Estado de México, Puebla e Hidalgo. En Hidalgo,

particularmente en los bosques de oyamel del Municipio de El Chico, incluyendo el Parque Nacional del mismo nombre, la afectación registrada en 2024 fue de gran magnitud, con extensas áreas mostrando mortalidad. En esta región ya se tenían infestaciones por descortezadores de oyamel en los años previos a 2024, de manera que ya existía un gran número de pequeños manchones dispersos en el bosque; con la sequía se favoreció el crecimiento de las poblaciones de estos insectos y se aumentó la tasa de muerte de los árboles.

Diversas investigaciones han documentado la estrecha relación entre los eventos de sequía y los brotes de escarabajos descortezadores en los bosques de *A. religiosa*. Por ejemplo, se ha observado que los años de sequía extrema promueven los brotes de estos insectos al reducir la capacidad defensiva de los árboles, especialmente mediante la disminución de la producción de resina, mecanismo principal de defensa frente a los ataques (Gómez-Pineda et al., 2022). En este contexto, el estrés hídrico causado por sequías más prolongadas y cálidas se ha identificado como un detonante de la mortalidad masiva de árboles en distintas regiones del Eje Neovolcánico Transversal, donde se encuentra el Parque Nacional El Chico. Los estudios sobre la dinámica de los escarabajos descortezadores en *A. religiosa* han identificado especies como *Scolytus mundus* y *Pseudohylesinus variegatus*, que aprovechan el debilitamiento de los árboles para colonizarlos y causar la muerte de grandes superficies forestales (Fonseca González et al., 2014). Los descortezadores de oyamel son especies oportunistas que aprovechan el bajo vigor de los árboles para desarrollar poblaciones de grandes números; la densidad de infestación puede alcanzar cientos de individuos por metro cuadrado en los estratos superiores del tronco, lo que demuestra el alto potencial destructivo de estas plagas cuando las condiciones ambientales son favorables para su reproducción y dispersión (Fonseca González et al., 2014). Aun cuando muchos de los árboles murieron por la sequía y el calor extremo, al mantener su floema y madera con humedad, fueron o están siendo infestados por los descortezadores, lo cual se pudo comprobar en el año 2025, donde en las áreas boscosas de oyamel del Municipio se tienen grandes extensiones con arbolado muerto, muriendo y con

ataques iniciales de las dos especies de descortezadores, pero de manera destacada también existen grandes superficies con arbolado sano, que pudieran ser infestadas si las condiciones de sequía se vuelven a presentar en el corto plazo.

El impacto de los descortezadores en los bosques de oyamel trasciende la pérdida de individuos, ya que altera procesos ecológicos esenciales, afecta la regeneración, reduce la calidad de la madera y compromete servicios ambientales como la captura de carbono, la regulación climática y la protección de suelo y agua. Además, el cambio climático también está alterando la distribución altitudinal de los escarabajos descortezadores, permitiéndoles colonizar zonas antes demasiado frías para su desarrollo. Esto ha sido documentado en especies del género *Dendroctonus*, que aumentan su abundancia en gradientes altitudinales donde las temperaturas medias anuales se sitúan entre 11 y 18 °C, condiciones que ahora se presentan a mayores elevaciones debido al calentamiento global (Sáenz-Romero et al., 2023). Este desplazamiento representa una amenaza directa para los bosques de oyamel, que podrían enfrentar plagas en áreas donde antes estaban protegidos por las bajas temperaturas. En conjunto, los factores abióticos (sequías, aumento térmico, déficit de presión de vapor) y bióticos (infestaciones de descortezadores) están generando sinergias que amplifican la mortalidad forestal, mientras que la disminución de la regeneración natural de *A. religiosa* en sitios afectados por incendios o sequías intensas agrava el riesgo de pérdida de cobertura forestal (Ángeles Cervantes & López Mata, 2009).

Frente a esta problemática, se han implementado diversas estrategias de manejo, entre ellas el saneamiento forestal, el retiro y destrucción de material infestado, el uso de métodos físicos y químicos, así como campañas de vigilancia y prevención (Hayat, 2022; Neumann, 1992). En 2024, la superficie afectada y el enorme número de árboles con follaje rojo hizo imposible que a través de las notificaciones de saneamiento se pudiera resolver la condición fitosanitaria y de salud del arbolado, por ello, se justificó la aplicación de una contingencia

fitosanitaria para recibir mayores recursos, contratar personal y establecer una estrategia de atención basada en el sistema de atención de contingencias. Al declararse contingencia ambiental, se incorporó un componente de investigación aplicada con el objetivo de coadyuvar de manera inmediata en la toma de decisiones y optimizar el uso de recursos aplicados al saneamiento; uno de los subproyectos aborda el estudio de tratamientos de control. Los tratamientos de control de los insectos descortezadores de oyamel especificados en la NORMA Oficial Mexicana NOM-019-SEMARNAT-2017, numerales 5.8 y 5.9, son: derribo, troceo y quema de trozas, puntas o ramas; derribo, troceo y astillado; derribo, troceo y aplicación de químico. En la misma NOM-019 y solo para *Pseudohylesinus variegatus* se menciona el tratamiento: derribo, troceo, descortezado y aplicación de químico, identificando que la aplicación de químico puede ser en aspersión o fumigación. Los fundamentos para aplicar estas estrategias en el control de escarabajos descortezadores se describen a continuación para los métodos de astillado y fumigación, cuya validación para oyamel permitirá enriquecer una nueva versión de la NOM-019-SEMARNAT-2017.

La táctica de control físico-mecánico mediante el uso de una astilladora Vermeer BC 1000XL representa una alternativa eficaz y ecológicamente responsable para el control de escarabajos descortezadores. Este enfoque consiste en la trituration inmediata del material forestal infestado, particularmente puntas, ramas y árboles de diámetros pequeños, reduciendo el hábitat potencial de reproducción y eliminando las etapas del ciclo de vida de los descortezadores contenidos bajo la corteza. A diferencia de los métodos químicos, este procedimiento evita el uso de insecticidas que pueden generar impactos negativos sobre la fauna benéfica, los polinizadores y los microorganismos del suelo. El uso de la Vermeer BC 1000XL, equipada con un motor de alta potencia y un sistema de cuchillas que permite procesar ramas y trozas de hasta 25-30 cm de diámetro, facilita la destrucción completa del tejido del cambium donde se desarrollan los descortezadores, interrumpiendo su ciclo biológico, evitando su dispersión y promoviendo una rápida descomposición del material triturado, que puede

reincorporarse al suelo como materia orgánica. Esta técnica es especialmente útil en sitios con accesibilidad limitada o donde el control químico está restringido por la normativa ambiental. Para el caso de la presente contingencia, esta táctica se autorizó por la rapidez y eficiencia de procesamiento de material infestado.

Una de las tácticas químicas que ha cobrado relevancia en el manejo de trozas infestadas es la fumigación con fosfuro de aluminio, especificada en la NOM-019-SEMARNAT-2017 y en los lineamientos de SENASICA. Este método ha demostrado ser apropiado cuando se requiere eliminar insectos que se encuentran dentro de madera en trozas, puntas o ramas. El presente estudio se fundamenta en la necesidad de evaluar tácticas de control capaces de penetrar el sustrato leñoso y alcanzar las distintas fases de desarrollo de los descortezadores de oyamel, cuya biología dificulta la acción de métodos convencionales. Tanto *Pseudohylesinus variegatus* como *Scolytus mundus* presentan hábitos endofíticos marcados: al principio las larvas se desarrollan en la zona de cambium-floema, pero luego penetran al xilema formando túneles que pueden tener varios centímetros de profundidad dentro de la madera, comportamiento que reduce significativamente la eficacia de tratamientos basados en insecticidas de contacto aplicados superficialmente, ya que la sustancia activa no llega a las cavidades internas donde residen las larvas, pupas y nuevos adultos. El fosfuro de aluminio, al reaccionar con la humedad del ambiente o de la propia madera, libera fosfina, un gas de alta difusividad y capacidad para penetrar el material leñoso. Esta característica lo convierte en una técnica particularmente adecuada para plagas que colonizan zonas profundas del floema y el cambium, superando la barrera física que limita a los insecticidas de contacto. Su eficacia depende de factores como la concentración aplicada, el tiempo de exposición, el grado de penetración del gas en la madera y la hermeticidad del sistema de sellado. Las cubiertas plásticas negras han demostrado ser una alternativa práctica para maximizar la retención del gas y garantizar un ambiente cerrado con altas concentraciones de fosfina. Además, la fosfina presenta eficacia comprobada en diversas especies de escarabajos asociados a madera, siempre que se mantengan condiciones controladas de

concentración, hermeticidad y tiempo de exposición. El uso de dosis variables (3 g y 5 g de fosfina por m³) y de diferentes condiciones de sellado en este estudio reproduce los escenarios operativos reales del saneamiento forestal, donde la calidad del sellado y la logística influyen directamente en la eficacia del tratamiento. La aplicación de fumigantes necesita identificar y resolver factores críticos (sellado, dosificación, volumen de pila, altura, radiación solar disponible) y definir criterios prácticos para su aplicación precisa. Asimismo, la comparación directa entre trocería y ramas permite valorar el efecto del diámetro, espesor de la corteza y profundidad de las galerías, elementos que condicionan fuertemente la penetración del gas o la transferencia de calor. La investigación orientada a evaluar la aplicación de fosfuro de aluminio en trozas dimensionadas para uso comercial resulta especialmente relevante, ya que permite analizar la eficacia de distintas dosis y métodos de sellado en la supervivencia de los descortezadores, así como comparar este tratamiento con alternativas físicas. De este modo, el método propuesto no solo atiende la biología de las especies objetivo y la realidad operativa de las brigadas de saneamiento, sino que también genera evidencia aplicable para actualizar o reforzar protocolos institucionales, optimizar recursos y reducir la presión de plaga en uno de los ecosistemas de mayor valor ecológico del país. La generación de evidencia científica local es esencial para fortalecer las estrategias de saneamiento y contribuir a la recuperación y resiliencia del bosque de oyamel frente a un escenario creciente de estrés climático e incremento en la incidencia de plagas.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

Evaluar la eficiencia de las tácticas de control alternativas a las establecidas en la NOM-019-SEMARNAT-2017.

1.2.2 Objetivos específicos

1. Validar la eficacia de la astilladora como táctica físico-mecánica para el control de descortezadores en oyamel, determinando su eficiencia, viabilidad económica y sostenibilidad ambiental.
2. Evaluar la eficacia de la fumigación de fosfuro de aluminio e insolación bajo cubiertas plásticas para el control de insectos descortezadores en trozas sin descortezar y ramas de 3 a 12 cm de diámetro.

1.3 Literatura citada

- Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitberger, T., Rigling, A., Breshears, D. D., Hogg, E. H. (Ted), Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.-H., Allard, G., Running, S. W., Semerci, A., & Cobb, N. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 660–684. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>
- Anderegg, W. R. L., Berry, J. A., Smith, D. D., Sperry, J. S., Anderegg, L. D. L., & Field, C. B. (2012). The roles of hydraulic and carbon stress in a widespread climate-induced forest die-off. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(1), 233–237. <https://doi.org/10.1073/pnas.1107891109>
- Ángeles Cervantes, E., & López Mata, L. (2009). Supervivencia de una cohorte de plántulas de *Abies religiosa* bajo diferentes condiciones postincendio. *Botanical Sciences*, 84, 25–33. <https://doi.org/10.17129/botsci.2289>
- CONAGUA. (2025). *Monitor de Sequía de México (MSM): Situación al 31 de diciembre de 2025*.

- Fonseca González, A., Burgos Solorio, A., Fonseca González, J., De los Santos Posadas, H. M., & Juárez Muñoz, J. (2014). Descortezadores y sus enemigos naturales en *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. et Cham. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5(26), 90-97. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v5i26.292>
- Gómez-Pineda, E., Hammond, W. M., Trejo-Ramírez, O., Gil-Fernández, M., Allen, C. D., Blanco-García, A., & Sáenz-Romero, C. (2022). Drought years promote bark beetle outbreaks in Mexican forests of *Abies religiosa* and *Pinus pseudostrobus*. *Forest Ecology and Management*, 505. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119944>
- Hayat, U. (2022). City Longhorn Beetle (*Aeolesthes sarta*): A review of the species, its distribution, ecology, damage, prevention and control. *Journal of Forest Science*, 68(6), 199–212. <https://doi.org/10.17221/34/2022-JFS>
- Neumann, F. G. (1992). Regulation and usage of insecticides in Australian forestry from the mid-1960s to 1990. *Australian Forestry*, 55(1–4), 48–64. <https://doi.org/10.1080/00049158.1992.10676098>
- Sáenz-Romero, C., Cambrón-Sandoval, V. H., Hammond, W., Méndez-González, J., Luna-Soria, H., Macías-Sámano, J. E., Gómez-Romero, M., Trejo-Ramírez, O., Allen, C. D., Gómez-Pineda, E., & del-Val, E. (2023). Abundance of *Dendroctonus frontalis* and *D. mexicanus* (Coleoptera: Scolytinae) along altitudinal transects in Mexico: Implications of climatic change for forest conservation. *PLOS ONE*, 18(7), e0288067. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0288067>

CAPITULO 2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. El oyamel; *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham

2.1.1. Descripción y características

A. religiosa, es una conífera perennifolia de la familia Pinaceae. Destaca por su porte alcanzando comúnmente alturas de 35 a 40 metros y diámetros de tronco que llegan a superar los 1.5 metros, caracterizándose por su fuste recto, copa cónica y ramas dispuestas en verticilos (CONANP, 2014).

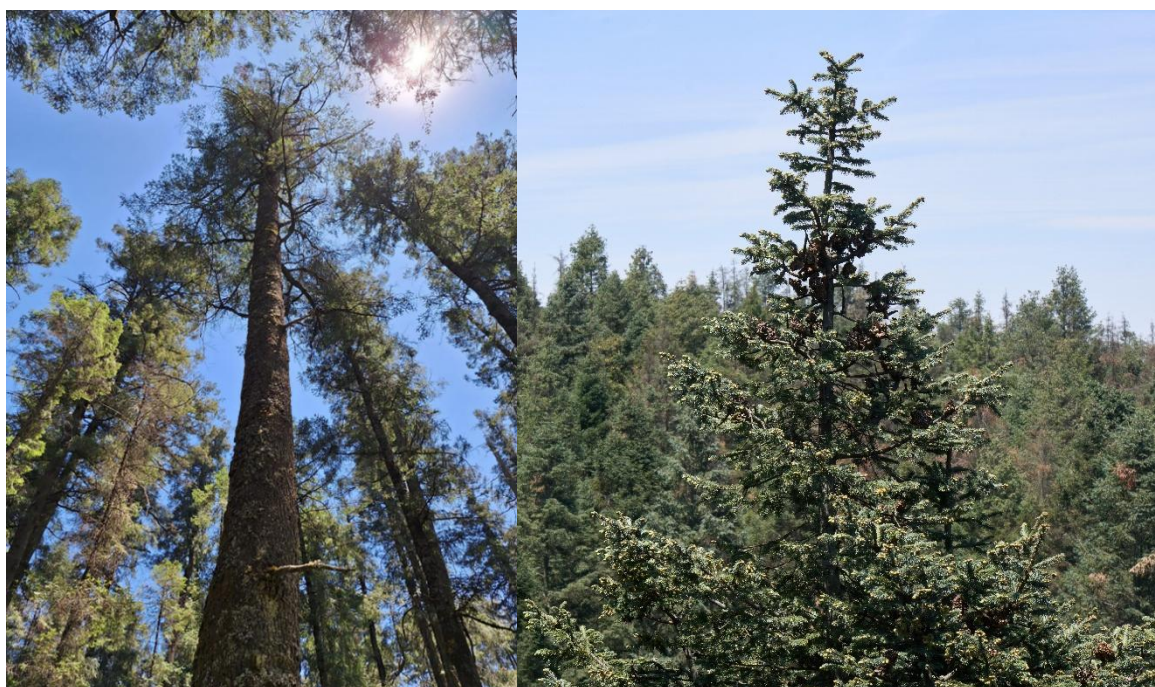


Figura 1. Vista desde la base de *A. religiosa* y detalle de la copa.

Las características particulares de su follaje y reproducción comienzan por sus hojas lineares y planas pero acomodadas en apariencia dística, con una disposición en espiral, mostrando un haz verde oscuro contrastante con el envés blanquecino debido a las bandas estomáticas; como especie monoica, presenta estróbilos femeninos erectos y cilíndricos que, al madurar, se desintegran para liberar semillas aladas (De Rzedowski & Rzedowski, 2001). En cuanto a su biología reproductiva, se ha observado una variación significativa en la viabilidad y germinación de las semillas a lo largo de gradientes altitudinales, registrándose

los mayores porcentajes de éxito en las poblaciones situadas en un rango intermedio de altitud, entre los 3000 y los 3350 metros sobre el nivel del mar (Ortiz-Bibian et al., 2019).

2.1.2. Hábitat y condiciones de crecimiento

El oyamel habita en zonas montañosas húmedas, desarrollándose en un rango altitudinal que va aproximadamente desde los 2,200 hasta los 4,100 metros sobre el nivel del mar, aunque su crecimiento óptimo se da entre los 2,800 y 3,500 msnm, en condiciones de clima templado subhúmedo a semifrío húmedo (CONANP, 2014). Esta especie requiere de condiciones de clima muy peculiares, como una alta precipitación pluvial anual, veranos húmedos, alta presencia de niebla y nevadas invernales ocasionales, por lo que suele crecer en laderas protegidas y cañadas que poseen suelos profundos de origen volcánico (CONANP, 2014; De Rzedowski, Graciela Calderón y Raedowski, 2001). Por otra parte, se ha demostrado que el nicho ecológico del oyamel es altamente sensible a las variaciones de temperatura y precipitación, proyectando una reducción significativa de su hábitat bajo escenarios de cambio climático futuros (Pérez Miranda et al., 2018).

2.1.3. Distribución geográfica

Su rango nativo de distribución se extiende desde México hasta el oeste de Guatemala (CONANP, 2014). Su presencia se encuentra principalmente a lo largo del Eje Neovolcánico Transversal y la Sierra Madre Sur, con poblaciones más aisladas en la Sierra Madre Oriental, extendiéndose desde Nuevo León y Tamaulipas hasta Oaxaca, con poblaciones continuas y de gran importancia en estados como Michoacán, Estado de México, Puebla, Veracruz e Hidalgo (De Rzedowski & Rzedowski, 2001; Pérez Miranda et al., 2018).

Modelos de potencial desarrollados bajo escenarios de cambio climático proyectan una reducción de las áreas con condiciones ambientales aptas para la

especie en el futuro, restringiendo su hábitat principalmente en zonas del norte del estado de México y la sierra Nevada (Pérez Miranda et al., 2018).

2.1.4. Importancia ecológica

Los bosques de oyamel poseen una relevancia fundamental en México, siendo el hábitat crítico para la hibernación de la mariposa monarca (*Danaus plexippus*) en los estados de Michoacán y Estado de México, al proporcionar las condiciones microclimáticas indispensables para su supervivencia invernal (Ortiz-Bibian et al., 2019; Zepeda-Gómez et al., 2018). De igual manera, estos ecosistemas desempeñan un papel esencial en la regulación hidrológica, participando activamente en la captación de agua y en la regulación de las cuencas de montaña, particularmente en la región del eje Neovolcánico transversal (Villavicencio et al., 1992).

Los bosques de oyamel albergan una rica biodiversidad asociada, con registros de más de 90 especies de plantas que crecen en su sotobosque, entre las cuales se encuentra un alto porcentaje de endemismos, lo que subraya su valor para la conservación de la flora regional (Zepeda-Gómez et al., 2018). El oyamel como especie dominante en los bosques de alta montaña, cumple una función estructural clave, formando comunidades puras o mixtas con especies de pinos y encinos, lo que genera una estructura forestal compleja que influye directamente en la dinámica de los disturbios naturales y en la resiliencia del ecosistema (De Rzedowski & Rzedowski, 2001).

2.2. Amenazas y problemáticas en abetos

2.2.1. Cambio climático

El cambio climático actualmente representa la amenaza más significativa para los bosques de abetos (*Abies spp.*), actuando como un multiplicador de vulnerabilidades que interactúan con distintos disturbios (Bernal et al., 2023; Restaino et al., 2019). El incremento de temperatura, la modificación de los periodos de precipitación y el aumento en la frecuencia de sequías están alterando la distribución, la dinámica fisiológica y la estabilidad ecológica de los bosques de *Abies* (Bentz et al., 2010; Estrada et al., 2021; Gómez-Guerrero et al., 2021). Es por eso que el oyamel es vulnerable a estos cambios debido a su dependencia de ambientes húmedos, su distribución restringida en altitudes específicas y su alta sensibilidad fisiológica a las sequías (Gómez-Guerrero et al., 2021; Gómez-Pineda et al., 2022). Los disturbios ocasionan mortalidad arbórea lo que conlleva al aumento de material combustible que se relaciona con riesgos de incendios de alta severidad, creando escenarios que amplifican la vulnerabilidad de los ecosistemas (Crotteau et al., 2018). Es por eso por lo que el oyamel es una de las especies más amenazadas en México por el cambio climático.

2.2.1.1. Impacto en la distribución y salud del bosque

Los drásticos cambios de clima influyen en la distribución geográfica y la salud de los bosques a través de múltiples procesos, uno de estos es la reducción del área climáticamente adecuada para el oyamel, en escenarios de calentamiento global, de igual manera se proyecta un desplazamiento de su rango óptimo hacia cotas superiores (Millar & Delany, 2019; Pérez Miranda et al., 2018). Este desplazamiento implica la reducción del rango de distribución, fragmentación poblacional y disminución de la conectividad (Pérez Miranda et al., 2018). Dado que los sistemas montañosos, especialmente en el Eje Neovolcánico Transversal, presentan límites altitudinales definidos, este movimiento ascendente tiene un límite físico, generando un fenómeno de compresión

altitudinal. Esto incrementa la vulnerabilidad de los bosques de oyamel al no existir elevaciones mayores disponibles para migrar, lo que puede traducirse en una pérdida de la superficie forestal (Pérez Miranda et al., 2018; Schickhoff et al., 2022).

Otra de las afectaciones del incremento de la temperatura y la disminución de la disponibilidad del agua es directamente en los procesos fisiológicos del árbol como el déficit de presión de vapor y la demanda evaporativa, afectando directamente el balance hídrico del oyamel (McNellis et al., 2021; Millar & Delany, 2019). El estrés hídrico prolongado reduce el crecimiento radial de forma crítica, disminuye la producción de resina y la capacidad de defensa contra insectos descortezadores, una pérdida de vigor que frecuentemente antecede a la mortalidad masiva (Bernal et al., 2023; Reed & Hood, 2021; Restaino et al., 2019). Estos disturbios afectan las fases tempranas del ciclo de vida temprana como la germinación, el establecimiento y la supervivencia de las plántulas, donde eventos de sequía extrema pueden interrumpir la regeneración natural y comprometer la resiliencia del bosque (Debkov et al., 2019; Zald et al., 2024).

2.2.1.2. Alteración en patrones de temperatura y precipitación

Los nuevos patrones climáticos observados y proyectados para México indican aumentos en la temperatura media anual y mayor frecuencia de eventos cálidos extremos que desequilibran las condiciones de los bosques de oyamel generando regímenes de estrés (Estrada et al., 2021; Gómez-Guerrero et al., 2021). Esto implica una reducción del periodo de temperaturas frías invernales (Estrada et al., 2021). Este calentamiento global favorece la supervivencia de insectos descortezadores y posibles cambios en su fenología, un efecto particularmente relevante en sistemas de alta montaña donde el frío limitaba naturalmente sus poblaciones (Bentz et al., 2010). Con la precipitación la variabilidad no solo implica una posible reducción del total anual, sino que también implica un mayor periodo estacional irregular, con inviernos menos fríos y veranos más cálidos y prolongados. También se ve reducida críticamente la

disponibilidad hídrica durante la temporada de crecimiento, afectando particularmente al oyamel (Restaino et al., 2019). Esta mayor variabilidad y aumento en la frecuencia de sequías afectan directamente el balance hídrico del árbol y reducen su crecimiento y regeneración (Estrada et al., 2021; Zald et al., 2024).

2.2.1.3. Estrés hídrico: Sequías

Aumento en frecuencia e intensidad de periodos secos

El aumento en la frecuencia e intensidad de los periodos secos constituye uno de los principales mecanismos de impacto del cambio climático, actuando como un factor estresante primario que desencadena efectos negativos en el bosque. Las sequías se han vuelto más frecuentes e intensas en muchas regiones como consecuencia del cambio climático. Análisis para México confirman una tendencia de variabilidad de precipitación interanual y un aumento de sequías meteorológicas en regiones montañosas (Allen et al., 2015; Estrada et al., 2021; Gómez-Guerrero et al., 2021). Estas condiciones reducen la humedad del suelo y aumentan la demanda evaporativa de la atmósfera, lo que incrementa el estrés hídrico en los árboles (Allen et al., 2015).

Los años consecutivos con déficit hídrico generan un agotamiento sostenido de la humedad edáfica y una menor disponibilidad de agua durante la temporada de crecimiento, provocando una caída progresiva en el vigor del arbolado (Bernal et al., 2023; Restaino et al., 2019). Cuando las sequías son prolongadas o severas, pueden superar los límites fisiológicos de las especies forestales, superando los umbrales de tolerancia ecológica y provocando daños en los tejidos vegetales y pérdidas regionales de cobertura arbórea (Hammond et al., 2022; McNellis et al., 2021; Millar & Delany, 2019).

Bajo estrés hídrico, se observan patrones consistentes de reducción del crecimiento y de debilitamiento fisiológico (Bernal et al., 2023). El estrés hídrico ocurre cuando la disponibilidad de agua en el suelo es insuficiente para satisfacer

las necesidades fisiológicas de las plantas, afectando el crecimiento, reduciendo la fotosíntesis y provocando daños fisiológicos que eventualmente conducen a la muerte de los árboles (Hammond et al., 2022). La mortalidad inducida por sequía puede explicarse por dos mecanismos principales no excluyentes: la falla hidráulica por embolia xilemática y el agotamiento de las reservas de carbono (Hendrik & Maxime, 2017). El cierre estomático prolongado para evitar la pérdida de agua reduce la fotosíntesis y compromete las reservas energéticas necesarias para la defensa y el mantenimiento metabólico (Hendrik & Maxime, 2017). Dado que la distribución del oyamel se restringe a ambientes húmedos de montaña, su dependencia de una alta disponibilidad hídrica lo convierte en una especie particularmente sensible a la sequía prolongada (Gómez-Guerrero et al., 2021; Sánchez-Salguero et al., 2012).

2.2.1.4. Sequías calientes (Hotter Drought)

Combinación de déficit hídrico con temperaturas extremas

Las sequías calientes o conocidas como "hotter droughts" o "hot droughts" representan una amenaza superior, donde la combinación de déficit hídrico y temperaturas extremas acelera y agrava la mortalidad forestal más allá de lo que cada factor podría causar por separado (Allen et al., 2015). En una sequía caliente, el estrés no proviene únicamente de la falta de lluvia, sino de que el aire más cálido incrementa la demanda evaporativa a través del aumento del déficit de presión de vapor, lo que empuja a los árboles a perder más agua (Allen et al., 2015; Schönbeck et al., 2022). El aumento de la temperatura incrementa la evapotranspiración potencial y acelera la reducción de la humedad edáfica, generando condiciones donde, aun con una precipitación cercana al promedio, los árboles pueden experimentar un estrés hídrico severo (Estrada et al., 2021). Esta combinación de mayor demanda atmosférica y menor disponibilidad de agua se ha vinculado directamente a eventos de mortalidad a gran escala en diversos ecosistemas forestales a nivel global (Allen et al., 2010, 2015; Hammond et al., 2022).

La sequía caliente incrementa el riesgo de mortalidad porque predispone al árbol al ataque de descortezadores: el hospedero debilitado reduce su capacidad de defensa, particularmente la producción de resina y los insectos aumentan su éxito de colonización, favoreciendo brotes y mortalidad agregada (Raffa et al., 1985; Reed & Hood, 2021; Restaino et al., 2019; Ryan et al., 2015). En México, se ha documentado explícitamente que los años secos promueven brotes de descortezadores en bosques de oyamel, confirmando que la sequía actúa como un facilitador que desencadena brotes epidémicos al superarse el umbral de ataque masivo (Gómez-Pineda et al., 2022; Ryan et al., 2015). La intensidad de este impacto está mediada por la estructura del rodal: los bosques densos presentan una mayor competencia por el agua disponible, lo que acelera el estrés fisiológico durante periodos secos y, por tanto, modula y aumenta la susceptibilidad a los insectos descortezadores, intensificando la vulnerabilidad de los ecosistemas ante las sequías (Hódar et al., 2012; Voelker et al., 2019).

2.2.2. Plagas forestales

Las plagas forestales constituyen uno de los principales factores de disturbio biótico en los ecosistemas boscosos del mundo. Se consideran plagas forestales aquellos organismos, principalmente insectos, patógenos o nematodos que provocan daños fisiológicos o estructurales en los árboles, generando efectos negativos sobre su crecimiento, vigor o supervivencia (Capinera, 2005; Cibrián-Tovar, 2021). Estos organismos pueden afectar distintos tejidos vegetales como hojas, ramas, corteza, floema o raíces, alterando procesos fisiológicos esenciales como la fotosíntesis, el transporte de nutrientes y la absorción de agua.

En los ecosistemas forestales, los insectos desempeñan un papel ecológico importante como agentes naturales de regulación de las poblaciones vegetales; sin embargo, bajo ciertas condiciones ambientales o antrópicas pueden alcanzar densidades poblacionales elevadas y generar brotes epidémicos capaces de afectar extensas superficies forestales (Cibrián-Tovar, 2021; Triplehorn et al., 2005). Factores como el estrés hídrico, incendios, tormentas, altas temperaturas,

la disponibilidad de material hospedero susceptible o prácticas silvícolas inadecuadas pueden predisponer a los árboles al ataque de insectos, lo que favorece el desarrollo de infestaciones severas (Bernal et al., 2023; Del-Val & Sáenz-Romero, 2017; Gómez-Pineda et al., 2022).

En México se han registrado aproximadamente 250 especies de insectos y patógenos que afectan a los bosques, entre los cuales destacan los insectos descortezadores, defoliadores y barrenadores, considerados responsables de gran parte del deterioro sanitario en ecosistemas forestales templados (Leautaud-Valenzuela & López-García, 2017). Las plagas forestales, y en particular los insectos descortezadores, aparecen reiteradamente asociados con sequía, altas densidades forestales, debilitamiento fisiológico, incendios previos y patógenos, lo que convierte sus brotes en procesos fuertemente ligados al cambio climático y al manejo forestal (Del-Val & Sáenz-Romero, 2017; Reed & Hood, 2021; Restaino et al., 2019).

2.2.2.1 Insectos descortezadores de especies forestales

Especies que atacan coníferas

Los insectos descortezadores pertenecen principalmente a la subfamilia Scolytinae (Coleoptera: Curculionidae) y constituyen uno de los grupos de plagas más importantes en bosques de coníferas y latifoliadas a nivel mundial por su impacto económico y ecológico (Capinera, 2005; Furniss & Kegley, 2011; Triplehorn et al., 2005). Se han descrito más de 6,000 especies. Estos insectos se caracterizan por desarrollarse debajo de la corteza de los árboles, en el floema y cámbium, donde construyen galerías para su reproducción y alimentación (Furniss & Kegley, 2011; Negrón & Popp, 2009). El daño principal se relaciona con la interrupción del flujo de nutrientes y agua, lo que provoca debilitamiento progresivo y eventual muerte del árbol (Cibrián-Tovar et al., 1995).

2.2.2.2. Impacto de las plagas de descortezadores en Norteamérica y Europa frente al cambio climático

Diversas especies de descortezadores atacan pinos, encinos y otras coníferas, dependiendo de la región geográfica y del tipo de vegetación. Presentan diferentes estrategias de colonización: algunas atacan árboles aparentemente sanos mediante ataques masivos coordinados por feromonas, mientras que otras se desarrollan principalmente en árboles debilitados (Capinera, 2005; Cibrián-Tovar, 2021).

En los estudios revisados sobre coníferas, predominan los géneros *Pinus* y *Abies*. Para pinos, los géneros más recurrentemente mencionados incluyen *Dendroctonus*, *Ips* y *Pityophthorus*, varios de ellos responsables de brotes severos favorecidos por sequía y altas temperaturas (Bentz et al., 2010; Del-Val & Sáenz-Romero, 2017; Gómez-Pineda et al., 2022). En otras coníferas, como abetos (*Abies spp.*) y píceas (*Picea spp.*), se documenta la participación de géneros como *Scolytus*, *Pseudohylesinus*, *Phloeosinus*, *Dryocoetes*, *Polygraphus* y *Pityokteines*, dependiendo de la región biogeográfica (Cibrián-Tovar et al., 1995; Podlaski & Borkowski, 2009). En Norteamérica se reportan con frecuencia *Scolytus ventralis* en *Abies concolor* y *Dryocoetes confusus* en *Abies lasiocarpa*; en Eurasia destacan *Polygraphus proximus* en *Abies sibirica* y *Pityokteines spinidens* en *Abies alba* o *A. cephalonica* (Viklund et al., 2022; Walker et al., 2007; Whitney et al., 1984).

Durante las últimas décadas, los brotes de insectos descortezadores han aumentado en frecuencia, intensidad y distribución geográfica en diversas regiones del mundo, particularmente en Norteamérica y Europa. Este fenómeno ha sido ampliamente asociado con los efectos del cambio climático sobre los ecosistemas forestales (Allen et al., 2015; Bentz et al., 2010). El incremento de temperaturas y la mayor frecuencia de sequías prolongadas generan condiciones favorables para el desarrollo de estos insectos: las temperaturas más elevadas aceleran el desarrollo larval, permiten completar más generaciones por año y

reducen la mortalidad invernal, mientras que el estrés hídrico debilita las defensas fisiológicas de los árboles hospedantes (Allen et al., 2015; Bentz et al., 2010).

En los bosques de América del Norte, especies como *Dendroctonus ponderosae* han provocado la muerte de árboles en millones de hectáreas de bosques de pino. En la Sierra Nevada de California, por ejemplo, la sequía extrema de 2012–2016 y los brotes concurrentes de descortezadores se asociaron con mortalidad extensa en especies de pinos y de abetos (*Abies concolor*) (Pile et al., 2019; Reed & Hood, 2021; Restaino et al., 2019). De manera similar, en Europa los brotes de *Ips typographus* han generado severos daños en bosques de abeto y picea, particularmente después de sequías severas o tormentas que generaron grandes cantidades de árboles debilitados (Capinera, 2005; Hódar et al., 2012).

El cambio climático también ha permitido que algunas especies amplíen su distribución geográfica hacia latitudes o altitudes mayores, colonizando nuevas áreas forestales (Allen et al., 2015). En el hemisferio norte en general, la evidencia apunta a una sinergia negativa entre cambio climático e insectos descortezadores, donde el incremento térmico y las sequías favorecen tanto el debilitamiento del hospedero como la proliferación y éxito de colonización de los insectos (Del-Val & Sáenz-Romero, 2017). Los descortezadores suelen mantener relaciones simbióticas con hongos ophiostomatoideos que facilitan la colonización del hospedero y aumentan la virulencia del ataque, constituyendo complejos patogénicos que pueden acelerar la mortalidad del árbol (Six & Livingston, 2023; Zaman et al., 2023).

2.2.3. Principales insectos descortezadores del género *Abies*

En los bosques de oyamel se han identificado diversos insectos descortezadores asociados, entre los cuales destacan especies pertenecientes a los géneros *Scolytus* y *Pseudohylesinus* (Cibrián-Tovar et al., 1995).

2.2.3.1 Taxonomía, Morfología y biología del género *Scolytus*

El género *Scolytus* pertenece a la tribu Scolytini dentro de la subfamilia Scolytinae. Su clasificación taxonómica es:

Reino: Animalia

Filo: Arthropoda

Clase: Insecta

Orden: Coleoptera

Familia: Curculionidae,

Subfamilia: Scolytinae

Género: *Scolytus* (Smith & Cognato, 2014).

Este género incluye numerosas especies distribuidas en regiones templadas del hemisferio norte, asociadas tanto a coníferas como a latifoliadas (Smith & Cognato, 2014). En México se han registrado diversas especies que atacan principalmente árboles de climas templados, incluyendo algunas que se desarrollan en árboles de los géneros *Abies* y *Pseudotsuga*, donde pueden ocasionar problemas fitosanitarios, especialmente durante periodos de sequía o estrés ambiental (Cibrián-Tovar, 2017).

Los adultos de *Scolytus* presentan características morfológicas típicas de los escolítidos: cuerpo cilíndrico y compacto adaptado para perforar la corteza, tamaño generalmente pequeño (1–5 mm de longitud, aunque algunas especies pueden alcanzar hasta 1 cm), coloración que varía de café oscuro a negro, cabeza parcialmente oculta por el pronoto, antenas cortas y geniculadas con una maza antenal compacta formada por segmentos fusionados, y patas cortas con cuatro segmentos tarsales (Cibrián-Tovar, 2017; Equihua-Martinez & Furniss, 2009). El pronoto suele ser convexo y finamente punctado, mientras que los

élitros presentan estrías longitudinales con interestrías definidas. Una característica diagnóstica importante del género es la presencia de modificaciones en los esternitos abdominales, particularmente en el segundo esternito, que puede presentar espinas o procesos en los machos (Equihua-Martínez & Furniss, 2009).



Figura 2. Vista lateral del adulto de *S. mundus*. Fotografía: Uriel M. Barrera Ruiz.

Las especies de *Scolytus* desarrollan la mayor parte de su ciclo de vida bajo la corteza del árbol hospedero, el cual comprende cuatro etapas: huevo, larva, pupa y adulto. El proceso de colonización inicia cuando los adultos perforan la corteza y excavan una galería en el floema donde la hembra deposita sus huevos (Cibrián-Tovar, 2017; Furniss & Kegley, 2011). Las larvas se alimentan del floema excavando galerías laterales que irradian desde la galería principal, interrumpiendo el transporte de agua y nutrientes en el árbol y contribuyendo a su debilitamiento. Al completar su desarrollo, las larvas pupan dentro del tejido cortical y posteriormente emergen como adultos que abandonan el árbol para colonizar nuevos hospederos, dispersándose para reiniciar el ciclo (Cibrián-Tovar, 2017). En condiciones normales, cada árbol puede albergar una sola generación.

2.2.3.2 Relación de la especie *Scolytus mundus* con el oyamel

En los bosques de *A. religiosa*, destaca *Scolytus mundus*, considerado el descortezador más importante y común asociado a esta especie en algunas regiones de México (Cibrián-Tovar et al., 1995; Fonseca González et al., 2018; López-Gómez et al., 2014). Se desarrolla principalmente en el floema de ramas y troncos, excavando galerías longitudinales. Este insecto generalmente ataca árboles debilitados por descargas eléctricas, daños mecánicos por viento, enfermedades de raíz o estrés hídrico (Leautaud Valenzuela & López-García, 2017). Se relaciona con mortalidad, sobre todo en árboles debilitados, aunque puede participar también en ataques intensos sobre árboles aparentemente sanos (Fonseca González et al., 2018; López-Gómez et al., 2014). En condiciones normales el daño suele limitarse a unos pocos árboles; sin embargo, durante periodos de sequía o cuando las poblaciones del insecto aumentan, los brotes pueden afectar grupos de más de 200 árboles (Leautaud Valenzuela & López-García, 2017).

2.2.3.3 Taxonomía, Morfología y biología del género *Pseudohylesinus*

El género *Pseudohylesinus* pertenece a la tribu Hylesinini dentro de la subfamilia Scolytinae, un grupo que incluye varios descortezadores asociados principalmente a especies del género *Abies* (Smith & Cognato, 2014). Su clasificación taxonómica es:

Reino: Animalia

Filo: Arthropoda

Clase: Insecta

Orden: Coleoptera

Familia: Curculionidae,

Subfamilia: Scolytinae

Género: *Pseudohylesinus* (Smith & Cognato, 2014).

Las especies de este género se distribuyen en regiones templadas y montañosas, donde colonizan principalmente árboles debilitados o recientemente muertos.



Figura 3. Vista lateral del adulto de *P. variegatus*. Fotografía: Uriel M. Barrera Ruiz.

Los adultos de *Pseudohylesinus* presentan características morfológicas distintivas dentro de Scolytinae: cuerpo cilíndrico y robusto, tamaño pequeño generalmente va de entre 2 y 4 mm, coloración oscura, antenas cortas con maza compacta característica de escolítidos, pronoto con superficie rugosa o granulada (más fuertemente esculpido que en *Scolytus*) y élitros con estrías bien definidas (Cibrián-Tovar, 2017). A diferencia de *Scolytus*, las especies de este género carecen de las prominentes espinas abdominales que caracterizan a algunos machos del otro género, diferencias morfológicas que permiten separar ambos géneros durante la identificación taxonómica.

El comportamiento biológico de *Pseudohylesinus* es similar al de otros descortezadores. Las especies colonizan principalmente el tronco y ramas gruesas de árboles debilitados o muertos. El ataque inicia cuando los adultos perforan la corteza y construyen galerías reproductivas en el floema, donde depositan sus huevos (Fonseca González et al., 2018). El patrón de galerías

suele consistir en una galería principal longitudinal de la cual se desprenden galerías larvales perpendiculares. Las larvas se alimentan del tejido floemático y continúan excavando galerías radiales, luego de alcanzar los primeros íntares, las larvas penetran a la madera y continúan sus túneles en la albura hasta completar su desarrollo, formando entonces cámaras pupales donde se transforman en pupas y posteriormente en adultos (Cibrián-Tovar, 2017). Los adultos emergen del árbol hospedante y vuelan hacia nuevos árboles susceptibles, donde repiten el ciclo reproductivo. Dependiendo de las condiciones climáticas, el ciclo de vida puede completarse en uno o dos años.

2.2.3.4 Relación de la especie *Pseudohylesinus variegatus* con el oyamel

En los bosques de oyamel, *Pseudohylesinus variegatus* es la especie representativa del género, siendo un descortezador típico del oyamel (*A. religiosa*.) que se desarrolla en el floema del tronco y ramas principales. Esta especie coloniza preferentemente la parte baja del fuste, desde la base hasta alrededor de 7 m de altura. Puede actuar como insecto secundario en árboles debilitados o senescentes; aunque en combinación con otros escolítidos, como *Scolytus mundus*, contribuye significativamente al proceso de muerte del árbol (Fonseca González et al., 2018; Leautaud Valenzuela & López-García, 2017).

2.2.3.5 Relación de la especie *Pseudohylesinus variegatus* con el oyamel

El ciclo biológico de los descortezadores del oyamel comprende las etapas de huevo, larva, pupa y adulto (Triplehorn et al., 2005). Los adultos colonizan el árbol hospedero perforando la corteza y construyendo galerías reproductivas en el floema y cambium, donde depositan sus huevos (Fonseca González et al., 2018; Negrón & Popp, 2009). Las larvas emergen y excavan galerías de alimentación en el floema, interrumpiendo el transporte de agua y nutrientes, en el caso de *Pseudohylesinus variegatus*, las larvas de mediano desarrollo tienen a penetrar

la albura, hasta 6 cm de profundidad en donde continúan haciendo largos túneles paralelos al eje principal del tronco; en cambio, las larvas de *Scolytus mundus* prefieren mantenerse en el floema o penetrar ligeramente en la albura (Cibrián Tovar et al. 1995). Tras completar su desarrollo, las larvas pupan dentro de la madera o de la corteza y finalmente emergen como adultos que abandonan el árbol para colonizar nuevos hospederos (Negrón & Popp, 2009). En ataques masivos, incluso árboles aparentemente sanos pueden morir en poco tiempo (Fonseca González et al., 2018). En algunas especies, el ciclo biológico puede completarse en un año, mientras que en otras puede extenderse a dos años dependiendo de las condiciones climáticas y la altitud.

Existen factores ecológicos y ambientales que favorecen el incremento poblacional de los descortezadores en bosques de oyamel, entre los que destacan el estrés hídrico por sequía, que reduce la resistencia del hospedero y se asocia con años de mayor brote (Del-Val & Sáenz-Romero, 2017; Leautaud Valenzuela & López-García, 2017), así como las altas temperaturas (Gómez-Pineda et al., 2022), la alta densidad forestal y competencia que incrementan la vulnerabilidad (Restaino et al., 2019; Walker et al., 2007), la presencia de árboles debilitados, sobremaduros o con daños mecánicos por viento, rayos, incendios, ganadería extensiva o extracción de recursos (Fonseca González et al., 2018; Leautaud Valenzuela & López-García, 2017), y la acumulación de madera muerta o derribada; en condiciones normales, los ataques suelen afectar únicamente árboles debilitados, pero durante periodos de sequía severa o altas densidades poblacionales, pueden atacar árboles aparentemente sanos, generando brotes que afectan grandes superficies forestales (Leautaud Valenzuela & López-García, 2017).

2.3. Tácticas de control de plagas

El manejo de plagas forestales forma parte de las estrategias de sanidad forestal, cuyo objetivo es reducir el impacto de insectos y otros organismos que afectan la salud de los ecosistemas forestales. Estas estrategias incluyen actividades de monitoreo, detección temprana, evaluación de daños y aplicación de tratamientos para evitar la propagación de las plagas (Cibrián-Tovar, 2021).

Dentro del enfoque de manejo integrado de plagas forestales, las tácticas de control se basan en la combinación de diferentes métodos que buscan mantener las poblaciones de insectos en niveles que no generen daños severos en los bosques. El manejo de insectos descortezadores en particular se basa en estrategias destinadas a reducir su población y limitar la dispersión hacia árboles sanos. Las principales tácticas utilizadas incluyen tratamientos silvícolas, físico-mecánicos y, en algunos casos, aplicaciones químicas (Cibrián-Tovar et al., 2015; C. Fettig et al., 2010). La selección de estas tácticas depende del nivel de infestación, la biología del insecto, la condición del hospedero y el contexto normativo aplicable.

El éxito del control depende menos de una sola medida y más de la oportunidad de la intervención, la reducción del material infestado y la disminución de la presión poblacional. En escenarios de sequía y estrés climático, estas acciones cobran mayor relevancia porque el debilitamiento del arbolado incrementa la probabilidad de colonización y brotes (Reed & Hood, 2021; Restaino et al., 2019; Walker et al., 2014).

El control efectivo de descortezadores se logra principalmente mediante la eliminación o tratamiento del material infestado antes de la emergencia de adultos, interrumpiendo así el ciclo reproductivo del insecto (Negrón & Popp, 2009).

2.3.1. Marco normativo

2.3.1.1. NOM-019-SEMARNAT-2017

La NOM-019-SEMARNAT-2017 constituye el principal instrumento normativo en México para la prevención, el combate y el control de insectos descortezadores en ecosistemas forestales. Esta norma establece lineamientos técnicos obligatorios para propietarios de terrenos forestales, ejidatarios, comuneros, titulares de aprovechamientos forestales y responsables técnicos que desarrollen actividades de manejo forestal en el país (SEMARNAT, 2018)

El objetivo de la norma es definir los procedimientos técnicos para prevenir, detectar y controlar infestaciones de insectos descortezadores en especies de coníferas, con el fin de reducir los daños ecológicos y económicos ocasionados por estas plagas. La norma reconoce a los descortezadores como uno de los principales agentes de disturbio en los bosques templados, después de los incendios forestales, debido a la magnitud de superficie afectada y a la mortalidad de árboles que pueden provocar (SEMARNAT, 2018).

La norma establece además que las acciones de combate deben ejecutarse cuando exista una notificación oficial de saneamiento emitida por la autoridad competente, y que los árboles infestados deben ser identificados y tratados para eliminar los insectos en cualquiera de sus estados de desarrollo (huevo, larva, pupa o adulto) (SEMARNAT, 2018).

2.3.1.2. Lineamientos específicos para el control de insectos descortezadores

Los lineamientos técnicos establecen la necesidad de intervenir mediante tratamientos de saneamiento forestal, los cuales incluyen el derribo de árboles infestados, el seccionado del fuste, el descortezado del material y el manejo o destrucción de residuos forestales con el objetivo de eliminar los insectos presentes en cualquier estado de desarrollo y evitar su dispersión hacia árboles sanos.

De acuerdo con la NOM-019-SEMARNAT-2017, el combate y control de estos insectos debe realizarse mediante la remoción y destrucción de los organismos a través de métodos físico-mecánicos y químicos, aplicados al arbolado con presencia de descortezadores (NOM 019, numeral 5.4). Entre los procedimientos técnicos establecidos se incluyen el derribo del arbolado afectado (5.8 a), el seccionado del fuste (5.8 b), el descortezado del material infestado (5.8 d), así como la quema, enterrado, astillado o manejo de residuos forestales para impedir la reproducción y dispersión de la plaga (5.8 g, h, i).

Estas acciones se aplican con prioridad sobre árboles que presentan síntomas de infestación, tales como cambios en la coloración del follaje, presencia de grumos de resina o acumulaciones de aserrín en el fuste, ya que tales evidencias indican la presencia de insectos en diferentes fases de su ciclo biológico debajo de la corteza (SEMARNAT, 2018).

2.3.2. Tratamientos físico-mecánicos

2.3.2.1. Descripción

Los tratamientos físico-mecánicos son una de las estrategias más utilizadas para el control de descortezadores. Estas técnicas consisten en manipular físicamente el material vegetal infestado para eliminar los insectos o impedir que completen su desarrollo (C. Fettig et al., 2010). Este tipo de intervención se relaciona con la lógica de reducir el sustrato reproductivo, lo cual es fundamental para especies que colonizan árboles debilitados o residuos de aprovechamiento forestal (Podlaski et al., 2020; Reid & Glubish, 2001; Žarković et al., 2022).

2.3.2.2. Astilladora mecánica como táctica de control de plagas

Función, mecanismo de acción, ventajas y limitaciones

La astilladora mecánica funciona como una herramienta de fragmentación del material infestado. La función de los métodos mecánicos de control consiste en eliminar o destruir el material vegetal donde se desarrollan los insectos. Las astilladoras forestales son equipos diseñados para triturar madera y residuos forestales en fragmentos pequeños o astillas, reduciendo el tamaño del material vegetal (Prada et al., 2015). Su mecanismo de acción consiste en destruir físicamente la integridad de la corteza, el floema y las galerías, eliminando huevos, larvas, pupas o adultos presentes y degradando el sustrato que permite su desarrollo. Desde un punto de vista biológico, no intoxica directamente al insecto, sino que destruye el microhábitat donde vive y se reproduce. El astillado actúa mediante la destrucción física del material donde se desarrollan las larvas, la eliminación de las galerías reproductivas excavadas en el floema y la fragmentación del sustrato, lo que impide que el insecto complete su ciclo de vida. La trituración de la madera modifica además las condiciones microambientales del material, reduciendo su idoneidad para el desarrollo de nuevas generaciones.

Su principal ventaja es que reduce rápidamente el potencial reproductivo del material tratado y disminuye el riesgo de dispersión de la plaga durante el saneamiento y transporte de residuos infestados. Puede integrarse al tratamiento de residuos, puntas, trozas delgadas y ramas gruesas. Otras ventajas incluyen la eliminación rápida del material infestado, la reducción de residuos forestales, la disminución de combustible forestal y la posibilidad de aprovechamiento energético de la biomasa (Prada et al., 2015). Como limitaciones, requiere equipo especializado, logística operativa y acceso adecuado al sitio de intervención; además, puede resultar poco viable en terrenos con pendientes pronunciadas o cuando el volumen de material infestado es elevado. Esta lógica de eliminar el sustrato de cría es congruente con la literatura que evalúa la densidad de galerías y el uso del floema por parte de los descortezadores (Podlaski et al., 2020; Reid & Glubish, 2001; Žarković et al., 2022).

2.3.3. Tratamiento Químico

2.3.3.1. Descripción

El control químico es una herramienta complementaria utilizada en algunos programas de manejo de descortezadores. Sin embargo, su uso suele ser limitado debido a consideraciones ambientales y a la dificultad de alcanzar insectos que se desarrollan bajo la corteza (C. J. Fettig & McKelvey, 2010). En el manejo integrado de plagas forestales, el uso de insecticidas se considera una herramienta complementaria, ya que puede generar impactos ambientales si se utiliza de forma indiscriminada (Capinera, 2005; Cibrián-Tovar, 2021). Por esta razón, su aplicación suele realizarse únicamente cuando los niveles de infestación representan un riesgo significativo para la salud del bosque.

El tratamiento químico busca matar directamente al insecto o impedir que complete su desarrollo mediante la aplicación de insecticidas o fumigantes. Estos productos pueden aplicarse mediante fumigación de trozas, aplicaciones directas en troncos o tratamientos preventivos en árboles susceptibles. En el contexto forestal, suele emplearse de forma más restringida que en la agricultura, debido a los costos operativos, las dificultades de cobertura y el volumen de biomasa a tratar. En el caso de los descortezadores, los productos químicos se utilizan principalmente como fumigantes o insecticidas de contacto, generalmente como complemento de las medidas de saneamiento y no como sustituto de estas. La literatura enfatiza que el control puramente químico rara vez resuelve por sí solo un brote cuando la infestación ya está avanzada.

2.3.3.2. Fosfuro de aluminio

Modo de acción

El fosfuro de aluminio es un fumigante sólido que, al reaccionar con la humedad del ambiente o del sustrato, libera fosfina (PH_3), un gas altamente tóxico para los insectos (Alzahrani & Ebert, 2023). La fosfina actúa principalmente interfiriendo con procesos metabólicos fundamentales, particularmente la respiración celular

y la producción de energía en las mitocondrias. A nivel fisiológico, se ha demostrado que su toxicidad está relacionada con la alteración de enzimas mitocondriales clave, como el complejo dihidrolipoamida deshidrogenasa, lo que conduce a la interrupción de la producción de ATP y a un desequilibrio redox en las células del insecto (Alzahrani & Ebert, 2023). Este compuesto provoca estrés oxidativo y alteraciones metabólicas que finalmente causan la muerte del insecto debido al colapso de su metabolismo energético (Alzahrani & Ebert, 2023). Debido a este mecanismo, la fosfina presenta una actividad fumigante de amplio espectro, siendo capaz de afectar las diferentes etapas de desarrollo de los insectos, desde huevos hasta adultos, cuando se alcanzan concentraciones adecuadas y tiempos suficientes de exposición (Nayak et al., 2020).

Aplicaciones en la agricultura

El fosfuro de aluminio se utiliza ampliamente en la protección de productos almacenados, particularmente granos, semillas y productos agrícolas secos. La fosfina es actualmente el fumigante más utilizado a nivel mundial para el control de insectos en almacenamiento debido a su bajo costo, facilidad de aplicación y alta capacidad de penetración en el material tratado (Alzahrani & Ebert, 2023; Nayak et al., 2020). Su eficacia radica en que el gas puede difundirse a través de masas de grano o productos almacenados, alcanzando insectos ocultos en grietas, cavidades o dentro del propio producto. Por esta razón, la fumigación con fosfina se emplea de forma rutinaria en silos, almacenes, contenedores y estructuras de almacenamiento para eliminar infestaciones de insectos que afectan granos y otros productos agrícolas (Agrafioti et al., 2024). Asimismo, los protocolos fitosanitarios internacionales reconocen la fumigación con fosfina como un tratamiento eficaz para eliminar insectos en productos almacenados, permitiendo obtener material libre de plagas cuando se aplican las dosis y tiempos de exposición adecuados (EPPO, 2012).

Aplicación en el control de descortezadores

En el ámbito forestal, el uso de fosfuro de aluminio ha sido más limitado en comparación con su aplicación en productos agrícolas almacenados. Sin embargo, puede emplearse en el tratamiento de madera infestada, trocería o material forestal almacenado, donde la fumigación permite que la fosfina penetre en galerías y cavidades donde se desarrollan los insectos (Nayak et al., 2020). La eficacia del tratamiento depende de varios factores, entre ellos: la concentración del gas liberado, el tiempo de exposición, la capacidad de sellado del material tratado, las condiciones ambientales como temperatura, humedad, y la etapa de desarrollo del insecto. Cuando estas condiciones se controlan adecuadamente, la fumigación puede provocar una alta mortalidad en diferentes etapas del ciclo de vida de los insectos (Arora et al., 2025). No obstante, en el manejo de descortezadores forestales, la literatura científica señala que las estrategias predominantes son las medidas silvícolas y los métodos físicos, como el derribo y manejo del arbolado infestado, ya que el uso extensivo de fumigantes en campo presenta limitaciones logísticas, operativas y ambientales (Leroy, 2024). Por esta razón, el empleo de fosfuro de aluminio suele enfocarse principalmente al tratamiento de madera infestada o productos forestales almacenados.

2.4. Literatura citada

- Agrafioti, P., Kaloudis, E., Kateris, D., & Athanassiou, C. G. (2024). Assessment of phosphine resistance in major stored-product insects in Greece using two diagnostic protocols. *Insects*, 15(10), 802. <https://doi.org/10.3390/insects15100802>
- Allen, C. D., Breshears, D. D., & McDowell, N. G. (2015). On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere*, 6(8). <https://doi.org/10.1890/ES15-00203.1>

- Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D. D., Hogg, E. H. (Ted), Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.-H., Allard, G., Running, S. W., Semerci, A., & Cobb, N. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 660–684. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>
- Alzahrani, S. M., & Ebert, P. R. (2023). Pesticidal toxicity of phosphine and its interaction with other pest control treatments. *Current Issues in Molecular Biology*, 45(3), 2461–2473. <https://doi.org/10.3390/cimb45030161>
- Arora, S., Patil, N., Adak, T., Jena, M., & Srivastava, C. (2025). Optimizing phosphine applications for insect control in Bagged rice stored in Indian warehouses. *Journal of Stored Products Research*, 111, 102584. <https://doi.org/10.1016/j.jspr.2025.102584>
- Bentz, B. J., Rgnire, J., Fettig, C. J., Hansen, E. M., Hayes, J. L., Hicke, J. A., Kelsey, R. G., Negron, J. F., & Seybold, S. J. (2010). Climate change and bark beetles of the western United States and Canada: direct and indirect effects. *BioScience*, 60(8), 602–613. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.8.6>
- Bernal, A. A., Kane, J. M., Knapp, E. E., & Zald, H. S. J. (2023). Tree resistance to drought and bark beetle-associated mortality following thinning and prescribed fire treatments. *Forest Ecology and Management*, 530. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120758>
- Capinera, J. L. (2005). Encyclopedia of entomology. In *Choice Reviews Online* (Second Edi, Vol. 42, Number 08). <https://doi.org/10.5860/choice.42-4375>
- Cibrián-Tovar, D. (ed.). (2017). *Fundamentos de Entomología Forestal*. Universidad Autónoma Chapingo. Estado de México, México.
- Cibrián-Tovar, D. (ed.). 2021. *Fundamentos para el Manejo Integrado de Plagas Forestales MIPF*. Universidad Autónoma Chapingo. Estado de México, México.

- Cibrián-Tovar, D., Quiñones-Favila, S. A., Morales-Bautista, J., Bárcenas-Pérez, P., & García-Lozada, R. (2015). Guía práctica. Control de infestaciones por insectos descortezadores de coníferas en el estado de Hidalgo. 20.
- Cibrián-Tovar, D., Méndez-Montiel, J. T., Campos-Bolaños, R., Yates III, H. O., & Flores-Lara, J. E. (1995). *Insectos Forestales de México: Forests Insects of Mexico*. Universidad Autónoma Chapingo. Estado de México, México.
- CONANP, C. N. de Á. N. P. (2014). *Ficha de identificación: Abies religiosa (Kunth Schlttdl. et Cham.)*. Dirección del Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl, Subdirección de Cultura para la Conservación, Departamento de Investigación y Monitoreo.
- Crotteau, J. S., Keyes, C. R., Hood, S. M., Affleck, D. L. R., & Sala, A. (2018). Fuel dynamics after a bark beetle outbreak impacts experimental fuel treatments. *Fire Ecology*, 14(2), 1–17. <https://doi.org/10.1186/s42408-018-0016-6>
- Calderón de Rzedowski, G., & Rzedowski, J. (2001). *Flora fanerogámica del Valle de México*. Instituto de Ecología, A.C.
- Debkov, N. M., Aleinikov, A. A., Gradel, A., Bocharov, A. Y., Klimova, N. V., & Pudzha, G. I. (2019). Impacts of the invasive four-eyed fir bark beetle (*Polygraphus proximus* Blandf.) on Siberian Fir (*Abies sibirica* Ledeb.) forests in Southern Siberia. *Geography, Environment, Sustainability*, 12(3), 79–97. <https://doi.org/10.24057/2071-9388-2019-35>
- Del-Val, E., & Sáenz-Romero, C. (2017). Insectos descortezadores (Coleoptera: Curculionidae) y cambio climático: problemática actual y perspectivas en los bosques templados. *TIP Revista Especializada En Ciencias Químico-Biológicas*, 20(2), 53–60. <https://doi.org/10.1016/j.recqb.2017.04.006>
- EPPO. (2012). Phosphine fumigation of stored products to control stored product insects in general. *EPPO Bulletin*, 42(3), 498–500. <https://doi.org/10.1111/epp.2622>

- Equihua-Martinez, A., & Furniss, M. M. (2009). Taxonomic status of *Scolytus opacus* and *Scolytus abietis* (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae): A comparative study. *Annals of the Entomological Society of America*, 102(4). <https://academic.oup.com/aesa/article/102/4/597/57793>
- Estrada, F., Calderón-Bustamante, Ó., Raga, G., Ángel, M., Del Carmen, A., Torres, V., & Zavala-Hidalgo, J. (2021). *Análisis del cambio climático observado y proyectado para México*. <https://datapincc.unam.mx/datapincc/#>
- Fettig, C., Borys, R., & Dabney, C. (2010). Effects of fire and fire surrogate treatments on bark beetle-caused tree mortality in the Southern Cascades, California. *Forest Science*, 56(1), 60–73. <https://doi.org/10.1093/forestscience/56.1.60>
- Fettig, C. J., & McKelvey, S. R. (2010). Bark beetle responses to stand structure and prescribed fire at blacks mountain experimental forest, California, USA: 5-year data. *Fire Ecology*, 6(2), 26–42. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0602026>
- Fonseca González, A., Burgos Solorio, A., Fonseca González, J., De los Santos Posadas, H. M., & Juárez Muñoz, J. (2018). Descortezadores y sus enemigos naturales en *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. et Cham. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5(26), 90–97. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v5i26.292>
- Furniss, M. M., & Kegley, S. (2011). Biology of *Scolytus subscaber* (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) in Grand Fir in Idaho. *Annals of the Entomological Society of America*, 104(5), 895–900. <https://doi.org/10.1603/AN10144>
- Gómez-Guerrero, A., Correa-Díaz, A. & Castruita-Esparza, L. U. (2021). Cambio climático y dinámica de los ecosistemas forestales. *Revista fitotecnica mexicana*, 44(4), 673-682. <https://doi.org/10.35196/rfm.2021.4.673>
- Gómez-Pineda, E., Hammond, W. M., Trejo-Ramírez, O., Gil-Fernández, M., Allen, C. D., Blanco-García, A., & Sáenz-Romero, C. (2022). Drought years promote bark beetle outbreaks in Mexican forests of *Abies religiosa* and *Pinus pseudostrobus*. *Forest Ecology and Management*, 505. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119944>

- Hammond, W. M., Williams, A. P., Abatzoglou, J. T., Adams, H. D., Klein, T., López, R., Sáenz-Romero, C., Hartmann, H., Breshears, D. D., & Allen, C. D. (2022). Global field observations of tree die-off reveal hotter-drought fingerprint for Earth's forests. *Nature Communications*, 13(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-022-29289-2>
- Hendrik, D., & Maxime, C. (2017). Assessing drought-driven mortality trees with physiological process-based models. *Agricultural and Forest Meteorology*, 232, 279–290. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.08.019>
- Hódar, J. A., Zamora, R., & Cayuela, L. (2012). Climate change and pests: More than climate. *Ecosistemas*, 21(3), 73–78. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2012.21-3.09>
- Instituto Nacional de Ecología. (2005). *Programa de manejo del Parque Nacional El Chico*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. <http://centro.paot.org.mx/documentos/ine/chico.pdf>
- Leautaud Valenzuela, P., & López-García, J. (2017). Detección de árboles dañados por plaga en bosques de *Abies religiosa* en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, mediante fotografías aéreas infrarroja. *Investigaciones Geográficas*, (92). <https://doi.org/10.14350/rig.50249>
- Leroy, B. M. L. (2024). Global insights on insecticide use in forest systems: Current Use, Impacts and Perspectives in a Changing World. *Current Forestry Reports*, 11(1), 6. <https://doi.org/10.1007/s40725-024-00239-z>
- López-Gómez, V., Arriola Padilla, V. J. & Pérez Miranda, R. (2015). Daños por factores abióticos y bióticos en bosques de oyamel (*Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. et Cham.) de la Reserva de la Biósfera Mariposa Monarca. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 6(29), 56-73. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-11322015000300005&lng=es&tlng=es.
- McNellis, B. E., Smith, A. M. S., Hudak, A. T., & Strand, E. K. (2021). Tree mortality in Western U.S. forests forecasted using forest inventory and Random Forest classification. *Ecosphere*, 12(3). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3419>

- Millar, C. I., & Delany, D. L. (2019). Interaction between mountain pine beetle-caused tree mortality and fire behavior in subalpine whitebark pine forests, Eastern Sierra Nevada, CA; Retrospective observations. *Forest Ecology and Management*, 447, 195–202. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.052>
- Nayak, M. K., Daglish, G. J., Phillips, T. W., & Ebert, P. R. (2020). Resistance to the fumigant phosphine and its management in insect pests of stored products: A global perspective. *Annual Review of Entomology*, 65(1), 333–350. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011019-025047>
- Negrón, J. F., & Popp, J. B. (2009). The flight periodicity, attack patterns, and life history of *Dryocoetes confusus* Swaine (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae), the western balsam bark beetle, in North central Colorado. *Western North American Naturalist*, 69(4), 447–458. <https://doi.org/10.3398/064.069.0404>
- Ortiz-Bibian, M. A., Castellanos-Acuña, D., Gómez-Romero, M., Lindig-Cisneros, R., Silva-Farías, M. Á., & Sáenz-Romero, C. (2019). Variación entre poblaciones de *Abies religiosa* (H.B.K.) Schl. et Cham a lo largo de un gradiente altitudinal. I. Capacidad germinativa de la semilla. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 42(3), 301–308. <https://doi.org/10.35196/rfm.2019.3.301-308>
- Pérez Miranda, R., Moreno Sánchez, F., González Hernández, A., & Arriola Padilla, V. J. (2018). Distribución de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. et Cham. y *Pinus montezumae* Lamb. ante el cambio climático. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5(25), 18–33. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v5i25.301>
- Pile, L. S., Meyer, M. D., Rojas, R., Roe, O., & Smith, M. T. (2019). Drought impacts and compounding mortality on forest trees in the southern Sierra Nevada. *Forests*, 10(3). <https://doi.org/10.3390/f10030237>
- Podlaski, R., & Borkowski, A. (2009). Estimating stem infestation density of *Pityokteines curvidens* (Germ.) on windfalls: A statistical approach. *Journal of Pest Science*, 82(4), 357–365. <https://doi.org/10.1007/s10340-009-0266-9>
- Podlaski, R., Wojdan, D., & Železik, M. (2020). A quantitative approach for assessing bark beetle infestations: A study of *Pityokteines spinidens* Reitt. egg gallery

- densities in windthrown *Abies alba* Mill. *Ecological Indicators*, 109. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105789>
- Prada, M., Martínez-Alonso, C., Sánchez-García, S., & Canga, E. (2015). Analysis of three forest chippers: productivity, costs and GHG emissions in Northern Spain. *Journal of Cleaner Production*, 101, 238–244. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.066>
- Raffa, K. F., Berryman, A. A., Simasko, J., Teal, W., & Wong, B. L. (1985). Effects of Grand Fir monoterpenes on the Fir Engraver, *Scolytus ventralis* (Coleoptera: Scolytidae), and its symbiotic fungus. *Environmental Entomology*, 14(5), 552–556. <https://doi.org/10.1093/EE/14.5.552>
- Reed, C. C., & Hood, S. M. (2021). Few generalizable patterns of tree-level mortality during extreme drought and concurrent bark beetle outbreaks. *Science of the Total Environment*, 750. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141306>
- Reid, M. L., & Glubish, S. S. (2001). Tree size and growth history predict breeding densities of Douglas-fir beetles in fallen trees. *Canadian Entomologist*, 133(5), 697–704. <https://doi.org/10.4039/Ent133697-5>
- Restaino, C., Young, D. J. N., Estes, B., Gross, S., Wuenschel, A., Meyer, M., & Safford, H. (2019). Forest structure and climate mediate drought-induced tree mortality in forests of the Sierra Nevada, USA. *Ecological Applications*, 29(4). <https://doi.org/10.1002/eap.1902>
- Ryan, M. G., Sapes, G., Sala, A., & Hood, S. M. (2015). Tree physiology and bark beetles. *New Phytologist*, 205(3), 955–957. <https://doi.org/10.1111/nph.13256>
- Sánchez-Salguero, R., Navarro-Cerrillo, R. M., Camarero, J. J., Fernández-Cancio, A., Swetnam, T. W., & Zavala, M. A. (2012). Vulnerability to drought of two pine species in plantations at the rear edge of Europe. *Ecosistemas*, 21(3), 31–40. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2012.21-3.05>

- Schickhoff, U., Singh, R. B., & Mal, S. (2022). *Correction to: Mountain landscapes in transition* (U. Schickhoff, R. B. Singh, & S. Mal, Eds.; pp. C1–C1). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-70238-0_32
- Schönbeck, L. C., Schuler, P., Lehmann, M. M., Mas, E., Mekarni, L., Pivovarov, A. L., Turberg, P., & Grossiord, C. (2022). Increasing temperature and vapour pressure deficit lead to hydraulic damages in the absence of soil drought. *Plant, Cell & Environment*, 45(11), 3275–3289. <https://doi.org/10.1111/pce.14425>
- SEMARNAT, S. de M. A. y R. N. (2018). Norma Oficial Mexicana NOM-019-SEMARNAT-2017, que establece los lineamientos técnicos para la prevención, combate y control de insectos descortezadores. *Diario Oficial de La Federación*.
- Six, D. L., & Livingston, R. L. (2023). Distribution and taxonomic reclassification of the mycangial fungus of the Fir Engraver, *Scolytus ventralis*. *Symbiosis*, 89(1), 123–131. <https://doi.org/10.1007/s13199-023-00894-z>
- Smith, S. M., & Cognato, A. I. (2014). A taxonomic monograph of nearctic *Scolytus* Geoffroy (Coleoptera, Curculionidae, Scolytinae). *ZooKeys*, (450), 1–182. <https://doi.org/10.3897/zookeys.450.7452>
- Triplehorn, C. A. & Johnson, N. F. (2005). *Borror and DeLong's introduction to the study of insects* (7th ed.). Thomson Brooks/Cole.
- Viklund, L., Baranchikov, Y., Schroeder, M., Efremenko, A., Demidko, D., & Hedenström, E. (2022). Identification of sex-specific compounds in the invasive Four-Eyed Fir Bark Beetle *Polygraphus proximus*. *Chemoecology*, 32(6), 183–195. <https://doi.org/10.1007/s00049-022-00377-5>
- Voelker, S. L., Merschel, A. G., Meinzer, F. C., Ulrich, D. E. M., Spies, T. A., & Still, C. J. (2019). Fire deficits have increased drought sensitivity in dry conifer forests: Fire frequency and tree-ring carbon isotope evidence from Central Oregon. *Global Change Biology*, 25(4), 1247–1262. <https://doi.org/10.1111/gcb.14543>
- Walker, R. F., Fecko, R. M., Frederick, W. B., Johnson, D. W., & Miller, W. W. (2007). Forest health impacts of bark beetles, dwarf mistletoe, and blister rust in a Lake

Tahoe Basin mixed conifer stand. *Western North American Naturalist*, 67(4), 562–571. [https://doi.org/10.3398/1527-0904\(2007\)67\[562:FHIOBB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3398/1527-0904(2007)67[562:FHIOBB]2.0.CO;2)

Walker, R. F., Swim, S. L., Johnson, D. W., Miller, W. W., & Fecko, R. M. (2014). Bark beetle demography in a Jeffrey Pine stand as influenced by mechanized thinning and prescribed fire. *Journal of Sustainable Forestry*, 33(7), 627–676. <https://doi.org/10.1080/10549811.2014.925401>

Whitney, H. S., Ritchie, D. C., Borden, J. H., & Stock, A. J. (1984). The fungus *Beauveria bassiana* (Deuteromycotina: Hyphomycetaceae) in the Western Balsam Bark Beetle, *Dryocoetes confusus* (Coleoptera: Scolytidae). *The Canadian Entomologist*, 116(10), 1419–1424. <https://doi.org/10.4039/Ent1161419-10>

Zald, H. S. J., May, C. J., Gray, A. N., North, M. P., & Hurteau, M. D. (2024). Thinning and prescribed burning increase shade-tolerant conifer regeneration in a fire excluded mixed-conifer forest. *Forest Ecology and Management*, 551. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121531>

Zaman, R., May, C., Ullah, A., & Erbilgin, N. (2023). Bark beetles utilize Ophiostomatoid Fungi to circumvent host tree defenses. *Metabolites*, 13(2). <https://doi.org/10.3390/metabo13020239>

Žarković, I., Đuka, A., Franjević, M., Tomljanović, K., Papa, I., Krcivoj, T., & Hrašovec, B. (2022). Rare European Beetle *Treptoplatypus oxyurus* (Coleoptera: Platypodidae) in managed uneven-aged forests of Croatia. *Forests*, 13(4). <https://doi.org/10.3390/f13040580>

Zepeda-Gómez, C., Burrola-Aguilar, C., Estrada-Zúñiga, M. E., & White-Olascoaga, L. (2018). Richness and geographical affinities of an *Abies religiosa*’s forest from the transmexican volcanic belt. *Caldasia*, 40(1), 54–70. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v40n1.68658>

CAPÍTULO 3: CONTROL FÍSICO-MECÁNICO DE INSECTOS DESCORTEZADORES DE *Abies religiosa* (KUNTH SCHLTDL. ET CHAM.) CON ASTILLADORA MECÁNICA

Physical and mechanical control of bark-feeding insects on *Abies religiosa* (Kunth Schltdl. Et Cham.) using a mechanical chipper

Eduardo Martínez-Manuela¹, Pablo Martínez-Gil¹, David Cibrián-Tovar^{1*}, Antonio Villanueva-Morales¹, Alejandro Ismael Monterroso-Rivas²

1. Universidad Autónoma Chapingo. División de Ciencias Forestales. Carretera México–Texcoco Km. 38.5, CP 56230, Texcoco, Estado de México, México.

2. Universidad Autónoma Chapingo. Departamento de Suelos. Carretera México–Texcoco Km. 38.5, CP 56230, Texcoco, Estado de México, México.

*Corresponding author: dcibrian48@gmail.com; tel.: +52 595 95 17399

Aspectos destacados:

Las sequías extremas y los insectos descortezadores son factores importantes de mortalidad de árboles en bosques de oyamel.

El astillado de material infestado interrumpe el ciclo biológico de los descortezadores y elimina su hábitat.

El uso de astilladora mecánica constituye un método viable para el combate de descortezadores en Áreas Naturales Protegidas.

La mortalidad por astilladora alcanzó el 99.9% en *Pseudohylesinus variegatus* Bland y *Scolytus mundus* Wood.

3.1. Resumen

Introducción. El cambio climático ha provocado el declive por estrés hídrico en bosques de oyamel (*Abies religiosa*) mediante sequías más cálidas, al reducir sus defensas y predisponerlos al ataque de descortezadores como *Scolytus mundus* y *Pseudohylesinus variegatus*.

Objetivo. Validar la eficacia de la astilladora como táctica físico-mecánica para el control de descortezadores en oyamel, determinando su eficiencia, viabilidad económica y sostenibilidad ambiental.

Materiales y métodos. Se evaluaron muestras de oyamel mediante ensayos en dos sitios experimentales, Contadero y Parque Nacional El Chico, ambos dentro del Municipio Mineral Del Chico, Hgo. Se procesaron ramas, puntas y trozas infestadas con descortezadores (*P. variegatus* y *S. mundus*). Se establecieron muestras pareadas, la primera para tratamiento con una astilladora Vermer BC1000XL y la segunda como testigo. Los datos se analizaron con modelos lineales generalizados y comparaciones de medias.

Resultados. El astillado mostró mayor eficacia en ambos sitios y especies, con mortalidad de hasta 99.89 % para el ensayo en El Contadero y 99.82 % en el Parque Nacional, alcanzando una eficacia total del 100 % por el 0.2 % de mortalidad indirecta por desecación y destrucción del hábitat. Además, el costo de saneamiento de un metro cúbico de material astillado fue de \$225.8 (noviembre de 2025).

Conclusiones. El astillado como táctica físico-mecánica constituye una estrategia eficiente para el control de descortezadores de oyamel, logrando un éxito de mortalidad del 100 % de poblaciones, ya que ofrece ventajas clave como rapidez operativa y nulo impacto químico ante brotes intensificados por estrés climático.

Palabras clave. Astilladora, cambio climático, control físico-mecánico, descortezadores, estrés hídrico.

3.2. Abstract:

Introduction. Climate change has caused a decline in oyamel (*Abies religiosa*) forests due to water stress resulting from hotter droughts, which weaken the trees' defenses and make them more susceptible to attacks by bark beetles such as *Scolytus mundus* and *Pseudohylesinus variegatus*.

Objective. To validate the effectiveness of the wood chipper as a physical-mechanical tactic for controlling bark beetles in oyamel, determining its efficiency, economic viability, and environmental sustainability.

Materials and methods. Oyamel samples were evaluated through trials at two experimental sites, Contadero and the Parque Nacional El Chico, both located within the municipality of Mineral del Chico, Hidalgo. Branches, tips, and logs infested with bark beetles (*P. variegatus* and *S. mundus*) were processed. Paired samples were established, the first for treatment with a Vermer BC1000XL chipper and the second as a control. The data were analyzed using generalized linear models and comparisons of means.

Results. Chipping proved to be more effective at both sites and for both species, with mortality rates of up to 99.89% in the El Contadero trial and 99.82% in the National Park, resulting in an overall effectiveness of 100% due to 0.2% indirect mortality caused by desiccation and habitat destruction. Additionally. The cost of clearing one cubic meter of chipped material was \$225.8.

Conclusions. Chipping as a physical-mechanical tactic constitutes an efficient strategy for controlling oyamel bark beetles, achieving 100% mortality of populations, as it offers key advantages such as operational speed and zero chemical impact in the face of outbreaks intensified by climate stress.

Keywords. Chipping machine, climate change, physical-mechanical control, bark beetles, water stress.

3.3. Introducción:

En el Parque Nacional El Chico los bosques de *Abies religiosa* son el principal atractivo de las actividades ecoturísticas, debido a su belleza escénica y otros servicios ambientales que proporcionan como biodiversidad y captura de carbono, por ello su conservación es esencial para las comunidades (Fragoso-López et al., 2017; Ortega-Meza et al., 2019).

Los escarabajos descortezadores (Curculionidae: Scolytinae) constituyen uno de los principales agentes de disturbio en los ecosistemas forestales del mundo. Bajo condiciones normales, estos insectos juegan un papel ecológico importante al facilitar el reciclaje de nutrientes. Sin embargo, el cambio climático, la ocurrencia de sequías atípicas y las altas densidades de árboles pueden predisponer a los bosques, desencadenando brotes epidémicos que resultan en una mortalidad arbórea masiva con severas consecuencias ecológicas y económicas (Fettig et al., 2007; Fettig et al., 2012; Allen et al., 2015).

El control fitosanitario de los escarabajos descortezadores en un brote de plagas es una actividad esencial para reducir la mortalidad arbórea, incluso un control a intensidades moderadas (60%) implica beneficios (Kunegel-Lion & Lewis, 2020). En Estados Unidos más de 20 millones de hectáreas son afectadas por descortezadores cada año, además, económicamente representan costos promedio de atención de dos billones de dólares al año (Grégoire et al., 2015).

Para el manejo de estos brotes, se han desarrollado diversas tácticas de control, tanto directas como indirectas (Fettig & Hilszczański, 2015). Entre los métodos directos más utilizados para el control de descortezadores de pino, se encuentra el derribo y quema del material infestado (Kunegel-Lion & Lewis, 2020). El control químico también es una herramienta común; la inyección de insecticidas sistémicos al tronco ha demostrado alta eficacia, no obstante, su aplicación es lenta y requiere personal capacitado (Norris, 1967; Berger & Laurent, 2019; Fettig et al., 2025). Por su parte, los insecticidas de contacto, como la deltametrina, tienen limitaciones, ya que su efectividad se restringe a los escarabajos en la superficie del tronco (Kula et al., 2024).

Como alternativas de menor impacto, se han explorado tácticas de control biológico. El uso de hongos entomopatógenos, como *Beauveria bassiana* (Balsamo) Vuillemin y parasitoides de descortezadores son métodos prometedores, pero con desafíos en términos de eficacia y especificidad (Marković & Stojanović, 2003; Vakula et al., 2025).

Dentro de las estrategias indirectas, destacan las prácticas de manejo forestal como el aclareo, que reduce la competencia por recursos, incrementa el vigor de los árboles y su resiliencia ante el ataque de plagas (Fettig et al., 2012); sin embargo, esta medida implica la remoción de árboles del rodal, lo cual no se permite en México dentro de las Áreas Naturales Protegidas (ANP).

En México, la problemática de los descortezadores se ha intensificado en años recientes. Los brotes en poblaciones de oyamel se han disparado debido al estrés fisiológico inducido por el cambio climático (Gómez-Pineda & Ramírez, 2023). Esta situación es particularmente crítica en el Parque Nacional El Chico, donde las poblaciones de oyamel se encuentran en su límite de distribución xérica, haciéndolas vulnerables y propensas a afectaciones prematuras por el calentamiento global (Gómez-Pineda et al., 2020). A esta vulnerabilidad ecológica se suma una limitante administrativa, la normatividad vigente en las ANP que dificulta y retrasa los protocolos de saneamiento, impidiendo una actuación oportuna (Wallace et al., 2015).

Ante este escenario, se evidencia la necesidad de implementar métodos de control que sean rápidos, eficientes y que presenten bajos impactos ecológicos. Si bien existen diversos estudios sobre tácticas de control para descortezadores en otras latitudes y especies de coníferas, la información sobre alternativas viables, de rápida aplicación y bajo impacto para el control de brotes en *A. religiosa* en México es escasa.

El manejo de residuos forestales mediante el astillado constituye una estrategia fundamental en el manejo integrado de plagas de descortezadores. Esta técnica es efectiva porque permite la eliminación rápida de grandes volúmenes de material leñoso, destruyendo el hábitat de los insectos en el floema y eliminando directamente por golpeo a las larvas y adultos presentes en la madera infestada. De este modo, se minimiza el riesgo de que estos residuos sirvan como refugio y sitio de reproducción (Donaldson & Seybold, 1998; New Mexico Forestry Division (NMFD), s.f.).

En Norteamérica, el astillado se integra al saneamiento posterior al raleo y a la disposición de residuos de la tala, y se realice dentro de las primeras semanas posteriores al corte. Esta prontitud en la ejecución es clave para complementar otras prácticas como el cubrimiento con lonas o la quema en pilas, reduciendo así la propagación hacia árboles sanos (NMFD, s.f.).

Además de su eficacia en el control de plagas, el producto resultante del astillado ofrece beneficios adicionales al ser utilizado como cobertura. Esta contribuye a la retención de humedad y a la supresión de malezas en paisajismo. No obstante, se deben tomar precauciones para evitar el contacto directo con las raíces de árboles sanos de la misma especie. Asimismo, si existiera riesgo de patógenos persistentes, se recomienda aplicar un proceso de solarización al material antes de su uso (Waldwissen, 2026).

Estas evidencias respaldan al astillado como un método valioso, especialmente en áreas donde se requiere una rápida reducción de las poblaciones de plagas sin depender de quemas controladas o de la aplicación de insecticidas de contacto.

El objetivo de esta investigación fue evaluar la eficacia de una astilladora como método de control físico-mecánico como alternativa para el control de escarabajos descortezadores del oyamel, analizar sus costos, con la finalidad de mitigar los impactos ecológicos, económicos y sociales sobre el bosque en el Parque Nacional El Chico.

3.4. Materiales y métodos

3.4.1. Selección de los sitios

El primer sitio fue “El Contadero” dentro de los límites ejidales de la comunidad “La Estanzuela”, ubicado en las coordenadas 20°11'33.0" latitud norte y -98°46'47.0" longitud oeste a una altitud aproximada de 3,000 msnm. El segundo sitio fue dentro de “El Parque Nacional El Chico”, en el área de la carretera rumbo al mirador “Los Cuervos” ubicado en las coordenadas 20°11'11.6" norte y -98°42'40.9" oeste, a una altitud de 2,770 msnm (Figura 4). Este sitio se encuentra en el límite sur de la distribución natural del oyamel; hacia zonas más meridionales, la vegetación cambia gradualmente a bosques de encino y

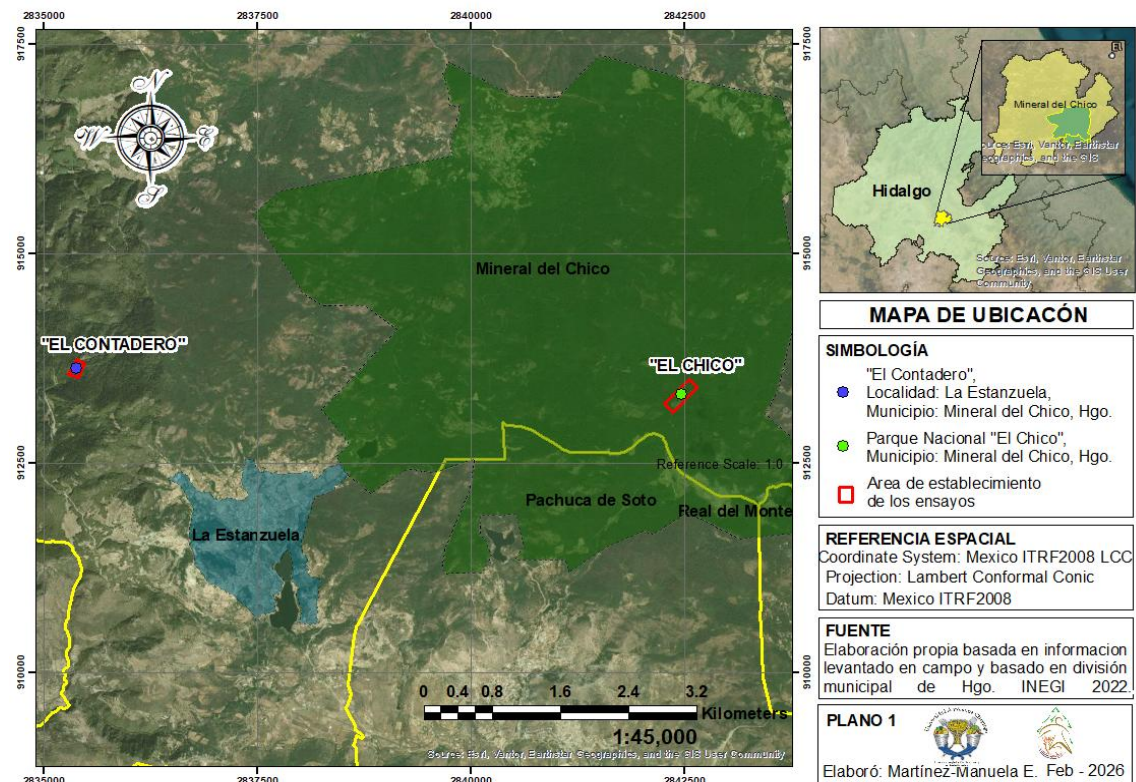


Figura 4. Mapa de ubicación de los sitios de experimentación.

comunidades de matorral xerófilo. En el segundo sitio no se realiza aprovechamiento forestal con fines comerciales.

3.4.2. Selección de la astilladora

Para la selección de la astilladora de troncos se escogió la marca Vermeer modelo BC 1000XL (Figura 5a). Debido a la necesidad de contar con un equipo eficiente y seguro para el procesamiento de residuos vegetales derivados de las actividades de saneamiento de las áreas dentro de los sitios de estudio. Este modelo fue seleccionado por su capacidad para manejar material leñoso de dimensiones de hasta 12" (30.5 cm).

Este modelo cuenta con:

- Un rodillo de alimentación horizontal, con dos cuchillas.
- Plataforma de alimentación de 132.1 cm (ancho) x 81.3 cm (longitud).
- Capacidad máxima de entrada de alimentación de 30,5 cm de alto x 43,2 cm de ancho (12" de alto x 17" de ancho).
- Velocidad de alimentación 32.025 m/min (105ft/min).



Figura 5. a) Astilladora Vermeer modelo BC 1000XL. b) Selección de árboles con infestación activa. c) derribo del árbol.

3.4.3. Ensayo en “El Contadero”

3.4.3.1. Selección del material vegetal

Se identificaron árboles infestados y se derribaron (Figuras 5b y 5c). Los materiales para astillar fueron las puntas del oyamel que tuvieran poblaciones de descortezadores activas, se seleccionaron cuidadosamente debido a que la infestación se da progresivamente y muchos de los árboles infestados en la base ya están abandonados de las puntas. De igual manera se seleccionaron ramas de oyamel que cumplieran con estas características.

3.4.3.2. Preparación del material para astillar y posicionamiento seguro de equipos

Se seleccionó una superficie plana y estable para acomodar la astilladora. Se acumuló cerca de la astilladora el material vegetal de los árboles, considerando material menor de 20 cm de diámetro, debido a que trozas con diámetros superiores fueron comercializados. Todo el material vegetal se organizó y apiló en el área designada para el astillado; las puntas se segmentaron en trozos no mayores a 2 m de longitud y se eliminaron las ramas laterales y horquetas que pudieran obstruir la alimentación de la boca de la astilladora, además, se aseguró de que esta área permaneciera libre de obstáculos.

3.4.3.3. Capacitación de seguridad y prueba de funcionamiento de la astilladora

Se realizó una capacitación por parte del operador de la astilladora a todos los brigadistas y técnicos forestales participantes en el proceso, sobre el correcto uso de la astilladora y sobre las medidas de seguridad. Para la prueba de funcionamiento se molió material vegetal previamente y se cuantificó el volumen del material de astillas obtenido, también se calculó la velocidad de astillado por hora y mano de obra.

3.4.3.4. Material para muestras de astilla y los testigos

Se seleccionaron 6 trozas con infestación en las puntas, las cuales se escogieron y se cortaron en pares contiguos: uno para el tratamiento con la astilladora y el otro para evaluarlo como testigo. Se evaluaron 10 rodajas de 20 cm de longitud por troza, 5 de tratamiento astillado y 5 como testigo, teniendo un total de 60 muestras (Figura 6a).

3.4.3.5. Procedimiento de astillado

Las rodajas seleccionadas se ingresaron a la astilladora y se colectaron una por una tomando muestras de aproximadamente 3 kg de material astillado, estas se etiquetaron dando seguimiento a cada muestra (Figura 6b y 6c).



Figura 6. Proceso de astillado del primer ensayo: a) troza seccionada; b) alimentación; c) salida de astilla.

3.4.3.6. Colecta y análisis del material astillado y los testigos

El material astillado y las rodajas testigo se trasladaron al laboratorio de Entomología Forestal de la División de Ciencias Forestales. A las rodajas testigos se les aplicó una capa de cera de abeja para mantener la humedad y posteriormente se revisaron. La astilla se pasó por un cernidor de 8 mm de abertura y se tomaron submuestras de 0.5 kg de material astillado para facilitar su revisión (Figura 7a). En el análisis de cada rodaja testigo se contaron 15 insectos totales (vivos y muertos) en cualquier fase del ciclo de vida del insecto (larva, pupa o adulto), de igual forma, de cada muestra astillada se realizó el mismo procedimiento de conteo (Figura 7b), los triturados se consideraron como individuos debido a que al pasar por la astilladora no se encontraron insectos completos (Figura 7c), lo que le permitió determinar con precisión la tasa de mortalidad atribuible al proceso de astillado.

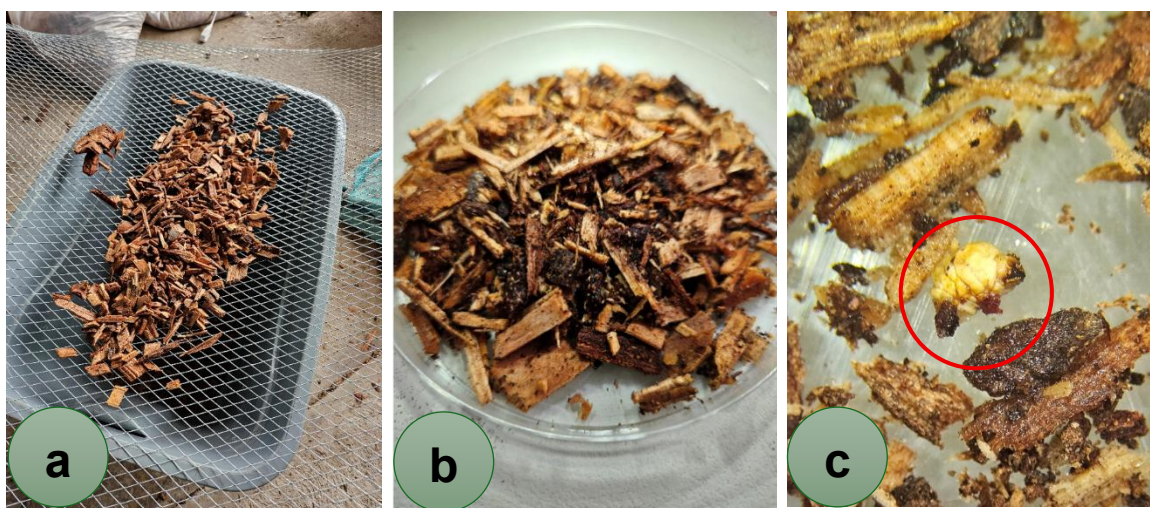


Figura 7. Proceso de tamizado y análisis de submuestras de la astilla en microscopio: a) tamizado; b) análisis; c) larva triturada (35X)..

3.4.4. Ensayo en el “Parque Nacional El Chico”

3.4.4.1. Réplica del ensayo



Figura 8. Réplica del segundo ensayo: a) troza seccionada (A9–A10 para astillado; B9–B10 como testigo); b) y c) alimentación; d) recolección de astilla.

El ensayo se replicó en el Parque Nacional “El Chico”, donde se escogieron dos árboles desvitalizados con signos de coloración rojiza a amarillo y con galerías de descortezadores, estos fueron derribados, acomodados, seccionados y se escogieron las trozas infestadas. En este sitio no se permite la comercialización maderable de acuerdo con los lineamientos de las ANP en México, por lo que no solamente se escogieron las puntas para el tratamiento de astillado, sino también trozas infestadas de la base de 0.5 m de diámetro y se seccionaron en 0.5 m de longitud, las cuales por su grosor se volvieron a seccionar mediante cortes longitudinales (Figura 8a). Se obtuvieron 4 muestras por cada troza de 0.5 m de

longitud, 2 para astillarlas y 2 para testigos. Con un total de 20 muestras astilladas y 20 muestras testigos. Se colectaron y etiquetaron de la misma manera que en el ensayo anterior, sin embargo, se colectaron 5 kg de astilla por muestra debido al mayor volumen de las trozas tratadas en el ensayo anterior. El proceso de evaluación fue exactamente el mismo que el descrito previamente.

3.4.5. Análisis estadístico

Para analizar la eficacia de los tratamientos aplicados sobre las poblaciones de escarabajos descortezadores, se empleó un enfoque estadístico basado en modelos lineales generalizados, particularmente regresión logística. Este tipo de modelo es adecuado cuando la variable de respuesta es dicotómica, en este caso, la condición vital de los insectos después de la aplicación de los tratamientos. La condición de insecto vivo fue codificada como un fracaso (0) y la condición de insecto muerto como un éxito (1), con el objetivo de modelar la probabilidad de mortalidad de los individuos en función de los tratamientos aplicados. Esta aproximación permite estimar de manera robusta la relación entre los tratamientos y la probabilidad de mortalidad, expresada en términos de momios, lo que facilita la interpretación biológica del efecto de cada tratamiento.

En cada unidad experimental se contó un número fijo de individuos y se registró su estado (vivo o muerto), permitiendo así construir una matriz de datos binarios que fue la base para los modelos. Dado que los tratamientos se aplicaron a dos especies principales, *P. variegatus* y *S. mundus*, se ajustaron modelos independientes para cada especie, con el fin de evaluar diferencias en la eficacia de los tratamientos entre ellas.

Sin embargo, debido a que en algunos tratamientos se observó una baja frecuencia de una de las categorías de respuesta, los modelos binomiales tradicionales tendían a producir estimaciones sesgadas y amplios intervalos de confianza, lo que dificultaba la inferencia estadística. Para corregir este problema se utilizó el método `brglmFit`, que implementa una regresión logística con penalización de sesgo.

El método `brglmFit` (Bias-Reduced Generalized Linear Model Fitting) de la función del paquete `stats` de R permite obtener estimaciones de los parámetros de la regresión logística que son insesgadas y estables, incluso cuando los datos presentan separación completa o cuasi completa, o cuando existen tratamientos con conteos desbalanceados entre categorías. En términos prácticos, este enfoque aplica una penalización al estimador de máxima verosimilitud, reduciendo el sesgo de los coeficientes y permitiendo una mejor estimación de la probabilidad real de mortalidad (Kosmidis & Kenne, 2017).

Posteriormente, para comparar las medias ajustadas de los tratamientos y determinar diferencias significativas entre ellos, se aplicó el método de Sidak para comparaciones múltiples. Este procedimiento fue elegido por su capacidad para controlar el error tipo I sin ser excesivamente conservador, como ocurre con la corrección de Bonferroni, la cual puede incrementar el riesgo de cometer errores tipo II (no detectar diferencias reales). Asimismo, en comparación con el método de Tukey, la corrección de Sidak ofrece mejor desempeño en experimentos con tratamientos desbalanceados o tamaños de muestra desiguales, una condición presente en este estudio debido a la variabilidad natural en la obtención de individuos por tratamiento. La determinación de diferencia estadísticamente significativa fue basada en un nivel de significancia del 5% ($\alpha=0.05$).

Todos los análisis fueron llevados a cabo usando R Statistical Software (v4.5.2; R Core Team, 2025).

3.5. Resultados y discusión

3.5.1. Ensayo en “El Contadero”

Los resultados de la mortalidad en El Contadero (Cuadro 1) muestran una diferencia marcada y estadísticamente significativa entre el tratamiento y el testigo. Para *P. variegatus* el grupo sometido a la astilladora presentó un porcentaje de mortalidad de 99.88%, mientras que el grupo testigo alcanzó un porcentaje de mortalidad de 22.13%, por mortalidad natural (Cuadro 1).

El error estándar asociado a cada estimación fue bajo, lo que indica una alta precisión en los resultados. Asimismo, los intervalos del 95% de confianza de la probabilidad de mortandad no se superponen, en el caso de la astilladora, los límites inferior y superior del intervalo fueron 0.9725 y 1, respectivamente, mientras que para el testigo los límites fueron 0.1796 y 0.2695, lo cual confirma la existencia de diferencias significativas entre ambos tratamientos.

Cuadro 1. Comparación de medias de mortalidad de *P. variegatus* en el predio El Contadero.

Tratamiento	Probabilidad	Mortalidad (%)	EE	Límite inferior	Límite superior	Grupo
Testigo	0.2213	22.13	0.0201	0.1796	0.2695	a
Astilladora	0.9988	99.88	0.00168	0.9725	1	b

EE: Error estándar

Cuadro 2. Comparación de medias de mortalidad de *S. mundus* en el predio El Contadero.

Tratamiento	Probabilidad	Mortalidad (%)	EE	Límite inferior	Límite superior	Grupo
Testigo	0.0873	8.73	0.0135	0.06153	0.1225	a
Astilladora	0.9989	99.89	0.00157	0.9743	1	b

EE: Error estándar

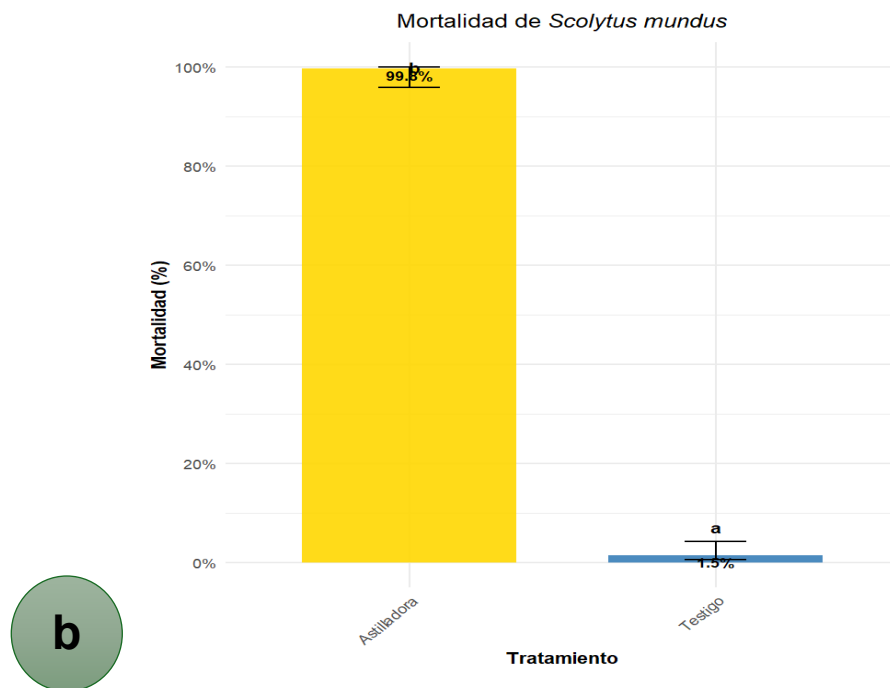
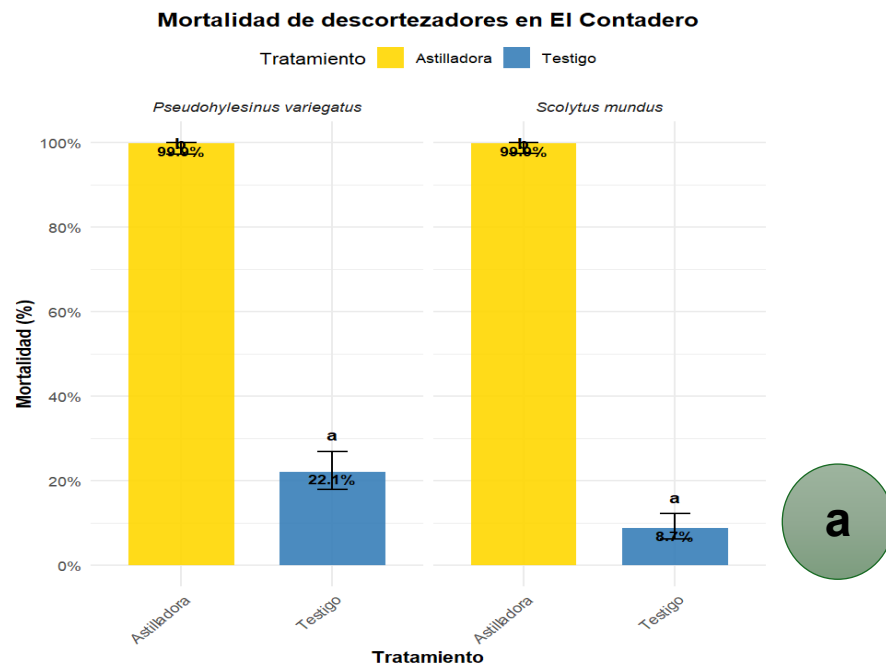


Figura 9. Comparación de medias de mortalidad de descortezadores entre tratamientos con astilladora y testigo: a) primer ensayo; b) segundo ensayo (Parque Nacional El Chico).

En *Scolytus mundus* se observa también una diferencia marcada en la supervivencia entre tratamientos (Cuadro 2). La astilladora registró una probabilidad de mortalidad de 0.9989 (99.89%), con error estándar bajo (EE = 0.00157) e intervalo de confianza estrecho [0.9743, 1]. En contraste, el testigo alcanzó 0.0873 (8.73%), también con alta precisión (EE = 0.0135) e intervalo [0.06153, 0.1225]. La ausencia de traslape entre los intervalos confirma diferencias estadísticamente significativas (astilladora = “b”, testigo = “a”) (Cuadro 2).

El comportamiento observado en el predio del Contadero demuestra que el tratamiento de astilladora tiene un efecto letal sobre *P. variegatus* y *S. mundus*, reduciendo de manera drástica la proporción de individuos sobrevivientes (Figura 9a).

3.5.2. Ensayo en el “Parque Nacional El Chico”

En este segundo sitio, no se encontraron individuos de *P. variegatus* en el astillado, por lo que no fue posible hacer inferencias sobre el porcentaje de mortalidad. Por otro lado, *S. mundus* (Cuadro 3) mostró una alta mortalidad siendo muy similar a la del primer sitio, con 99.82% (0.9982) y un error estándar bajo (EE = 0.00249). El testigo presentó una mortalidad natural de 1.5%.

Cuadro 3. Comparación de medias de supervivencia de *S. mundus* en el Parque Nacional El Chico.

Tratamiento	Probabilidad	Mortalidad (%)	EE	Límite inferior	Límite superior	Grupo
Testigo	0.0150	1.5	0.0070	0.005227	0.04227	a
Astilladora	0.9982	99.82	0.00249	0.959656	0.99993	b

EE: Error estándar

La ausencia de traslape entre intervalos y la asignación a grupos distintos en todas las comparaciones muestran que el tratamiento con astilladora muy superior a no realizar tratamientos de combate (astillado = “b”, testigo = “a”) (Figura 9b).

3.6. Análisis de costos realizada en noviembre 2025 para el proceso de astillado

El presente análisis evalúa los costos operativos asociados al proceso de astillado de oyamel dentro del marco del proyecto de investigación desarrollado en la contingencia forestal para la atención de plagas por insectos descortezadores en el Parque Nacional El Chico, llevado a cabo de febrero a noviembre de 2025.

Se consideró una brigada conformada por ocho personas con un salario mensual de \$9,000.00 pesos por cada integrante, desarrollando actividades de lunes a viernes en jornadas diarias de ocho horas. Las funciones de la brigada consistieron en el derribo, troceo, acomodo y abastecimiento continuo de ramas y puntas a la astilladora. El equipo tuvo una capacidad de procesamiento promedio de 7.85 m³ por hora. La renta de esta máquina astilladora, Vermeer modelo BC 1000 XL, fue de \$97,440.00 por un total de ochenta horas efectivas, equivalentes a \$1,218.00 por hora y \$155.15 por m³. El servicio de transporte de la astilladora tuvo un costo fijo diario de \$791.00 que, distribuido sobre la jornada de 8 horas, equivale a un costo horario de \$98.88 y de \$12.59 por m³.

El recurso humano constituye el segundo componente fundamental dentro de la estructura operativa. La brigada completa generó un costo mensual de \$72,000, que implica un costo diario de \$3,600. Durante cada jornada de 8 horas, este valor se traduce en un costo por hora de \$450.00 para el equipo completo, lo que permite estimar en \$57.30 el costo de mano de obra por m³ (Cuadro 4).

Cuadro 4. Costos de maquinaria, equipo y mano de obra.

Categoría	Concepto	Renta y salario	Costo Diario (MXN)	Costo por Hora (MXN)
Equipo	Astilladora	\$97,440.00 / 80 horas		\$1,218.00
		\$791.00 / 8 horas		\$98.88
Equipo	Camioneta			
	Subtotal equipo	-	\$1,316.88	-
Mano de obra	Brigada (8 personas)	\$72,000.00 / 20 días	\$3,600.00	\$450.00
	Total operativo	-	\$1,766.88	-

La integración de todos los componentes de costo permite establecer indicadores fundamentales por m³ procesado. El costo por hora total asciende a \$1,766.88, resultante de la suma de los costos de equipo y mano de obra. Considerando la capacidad de procesamiento de 7.85 m³ por hora, el costo por m³ procesado se establece en \$225.08 (Cuadro 5). Esto representa el principal indicador de eficiencia del proceso de astillado.

Cuadro 5. Costo Total de Operación.

Concepto	Costo por Hora	Costo por m ³
Costo total por hora	\$1,316.88 + \$450.00	\$1,766.88
Producción por Hora	7.85 m ³	
Costo Total por m ³	\$1,766.88 / 7.85 m ³	\$225.08

La significativa proporción de costos fijos dentro de la estructura total, que alcanza el 75.1%, indica que la optimización del proceso debe orientarse hacia la maximización del volumen de producción y el aprovechamiento integral del tiempo contratado para los equipos. La eficiencia operativa de la brigada se encuentra adecuadamente balanceada con la capacidad técnica de la astilladora, manteniendo una relación equilibrada entre los recursos humanos y tecnológicos empleados.

El astillado destaca como un método que, sin recurrir a químicos y siendo compatible con las restricciones de un ANP, garantiza la eliminación inmediata y total de la infestación al destruir físicamente el hábitat del insecto; además, mantiene una productividad operativa de 7.85 m³/h y permite la recuperación económica mediante la generación de astilla comercializable.

Al hacer un análisis comparativo contra los costos de otros tratamientos de saneamiento, se evidencia que, a pesar de la amplia variación en los costos desde \$7.08 MXN/m³ para el uso de insecticidas de contacto, hasta \$575 MXN/m³ para el control de quemado de ramas, pasando por \$85.50 en el tratamiento de

descortezado manual con pala, \$123.24 a \$129.44 en fumigación y \$225.08 en astillado, el costo por sí solo no refleja la eficiencia real del control fitosanitario. Los métodos más económicos, como el insecticida, presentan una eficacia prácticamente nula contra la astilladora al actuar únicamente en la superficie, mientras que el tratamiento manual y la fumigación dependen de condiciones operativas variables que limitan su confiabilidad y rapidez, lo que refuerza la consistencia técnica del astillado cuando se evalúan simultáneamente la eficacia biológica, el tiempo de respuesta y la viabilidad ambiental.

3.7 Discusiones

Estudios experimentales han documentado tasas de mortalidad comparables cuando el hábitat de los descortezadores es removido o fragmentado. Por ejemplo, Haack et al. (2024) evaluaron el efecto del descortezado y trituración de trozas de *Pinus palustris* Mill. infestadas experimentalmente con *Ips calligraphus* Germar, en condiciones donde incluso se incrementó artificialmente la presión de colonización mediante el uso de feromonas agregativas. Los autores registraron 99.4% de mortalidad tras el descortezado y 100% después de la trituración del material, lo que demuestra que la destrucción mecánica del floema es suficiente para eliminar prácticamente la totalidad de los individuos en desarrollo. Este resultado es consistente con los hallazgos del presente estudio, donde la fragmentación del material infestado produjo reducciones drásticas en la supervivencia de ambas especies evaluadas, sin embargo, si en este estudio se hubiera realizado el control solamente con descortezado como lo reportado por Haack et al. (2024) no se habría tenido la misma eficiencia, al menos en *P. variegatus* por su biología tan particular, ya que puede tener cierta dualidad al pasar de descortezador a barrenador.

Una explicación recurrente para este patrón es la pérdida rápida de condiciones microambientales necesarias para el desarrollo larval. Six et al. (2002) mostraron que *Ips pini* Say colonizó activamente parcelas con pilas de madera grandes, pilas pequeñas e incluso residuos dispersos, pero no colonizó parcelas donde el

material había sido astillado, lo cual fue atribuido al rápido secado del tejido y a la pérdida de humedad del floema. En este sentido, el astillado no solo destruye físicamente las galerías existentes, sino que además transforma el material en partículas de menor tamaño que pierden rápidamente la humedad necesaria para el desarrollo de larvas y pupas.

Resultados comparables han sido documentados en otros grupos de insectos xilófagos. Spence et al. (2013) evaluaron el astillado de madera infestada por el barrenador *Xyleborus glabratus* Eichhoff, vector de patógenos asociados a enfermedades vasculares en árboles. Los autores reportaron 99% de mortalidad del insecto tras el astillado, mientras que el patógeno asociado únicamente permaneció viable durante dos días en las astillas. Este resultado sugiere que la fragmentación del material no solo afecta la supervivencia de los insectos, sino que también limita la persistencia de microorganismos asociados, reforzando la utilidad del astillado como estrategia sanitaria integral.

No obstante, la literatura también señala que los efectos del astillado pueden variar dependiendo del contexto ecológico y del momento de aplicación. Fettig et al. (2006) documentaron que el triturado de residuos forestales en rodales de *P. ponderosa*, realizado con fines de reducción de combustibles forestales, provocó un incremento de hasta 15 veces en el ataque de descortezadores en comparación con tratamientos de aclareo donde el material fue únicamente troceado y dispersado. Este incremento fue atribuido a la liberación de monoterpenos volátiles provenientes del material triturado, los cuales pueden actuar como kairomonas que atraen a especies de los géneros *Dendroctonus* e *Ips*. Sin embargo, estos autores también observaron que la emisión de estos compuestos disminuyó considerablemente durante los primeros diez días, lo que indica que el efecto de atracción es temporal y depende de la dinámica de volatilización de estos compuestos.

La aparente contradicción entre estos resultados y aquellos que reportan altas mortalidades tras el astillado puede explicarse por diferencias en los objetivos de manejo, la escala espacial y el momento del tratamiento. Mientras que estudios

como el de Fettig et al. (2006) evaluaron el astillado como estrategia de manejo de combustibles en rodales no necesariamente infestados, otros trabajos, incluyendo Haack et al. (2024), Six et al. (2002) y Spence et al. (2013), se enfocan específicamente en la eliminación de material ya colonizado. En este último contexto, el astillado funciona principalmente como una medida de saneamiento, donde la destrucción física del sustrato reproductivo ocurre antes de que los adultos emergentes puedan dispersarse.

Los resultados obtenidos en este estudio se alinean con esta segunda perspectiva. En ambos sitios evaluados, el tratamiento de astillado redujo drásticamente la supervivencia de los insectos en comparación con el grupo testigo. La elevada supervivencia observada en ausencia de tratamiento confirma que el material infestado mantiene condiciones adecuadas para el desarrollo de nuevas generaciones, lo que puede favorecer la expansión de brotes poblacionales. Bajo escenarios de estrés hídrico y aumento de temperaturas asociados al cambio climático, esta dinámica podría acelerar los procesos de declinación forestal al incrementar la disponibilidad de hospedadores debilitados.

Aunque se observaron ligeras diferencias en la eficacia del tratamiento entre El Contadero y el Parque Nacional El Chico, estas variaciones fueron mínimas y probablemente estén asociadas a factores operativos o microambientales, como la compactación del material, el tamaño de partícula generado durante el astillado o las condiciones de temperatura y humedad durante el proceso. A pesar de esta variabilidad, la eficiencia del tratamiento se mantuvo cercana al 100% en ambos sitios, lo que sugiere que el método es robusto frente a diferentes condiciones ambientales y características del hospedero.

Desde el punto de vista metodológico, el uso del modelo binomial penalizado mediante `brglmFit` permitió obtener estimaciones estables a pesar del desbalance en los conteos, lo cual es una ventaja importante cuando se analizan datos de supervivencia con proporciones extremas. Además, el análisis diferenciado por especie indica que el tratamiento fue efectivo tanto para *S. mundus* como para

P. variegatus, lo que sugiere que el astillado puede funcionar como una estrategia de control general para distintos escolítidos asociados al oyamel.

En conjunto, estos resultados refuerzan la evidencia de que el astillado del material infestado constituye una herramienta eficaz para el control sanitario de descortezadores, especialmente en contextos donde la eliminación rápida del material hospedero es necesaria para interrumpir el ciclo reproductivo de las poblaciones. Esta estrategia adquiere particular relevancia en ANP, donde el uso de insecticidas suele estar restringido y donde las acciones de saneamiento deben basarse en métodos mecánicos compatibles con los objetivos de conservación.

3.8. Conclusiones

El astillado representa una alternativa altamente eficiente, por lo que debe tomarse como medida prioritaria en situaciones que requieran controlar plagas con rapidez.

El control físico-mecánico mediante astillado es una técnica altamente eficaz, con mortalidades de hasta 99.9% en *S. mundus* y *P. variegatus*. Esta táctica supera ampliamente a cualquier escenario sin tratamiento y permite romper el ciclo biológico de los descortezadores en todas sus etapas.

Este método se perfila como una herramienta esencial para la conservación de *A. religiosa*, especialmente en un contexto de vulnerabilidad creciente ante el cambio climático.

3.9. Literatura citada

Allen, C.D., Breshears, D.D. & McDowell, N.G. (2015). On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere*, 6(8): 129. <https://doi.org/10.1890/ES15-00203.1>

- Berger, C., & Laurent, F. (2019). Trunk injection of plant protection products to protect trees from pests and diseases. *Crop Protection*, 124: 104831. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.05.025>
- Donaldson, S., & Seybold, S. J. (1998). *Thinning and sanitation: Tools for the management of bark beetles in the Lake Tahoe Basin* (Fact Sheet 98-42). University of Nevada Cooperative Extension.
- Fettig, C. J., Grosman, D. M., Munson, A. S. and Moan, J. E. (2025). Protecting conifers from bark beetles (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae) with insecticides in the Western United States. *Journal of Entomological Science*, 60(2): 157-185. <https://doi.org/10.18474/JES24-31>
- Fettig, C. J., Hayes, C. J., Jones, K. J., McKelvey, S. R., Mori, S. L., & Smith, S. L. (2012). Thinning Jeffrey Pine stands to reduce susceptibility to bark beetle infestations in California, U.S.A. *Agricultural and Forest Entomology*, 14(1), 111–117. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2011.00543.x>
- Fettig, C. J., & Hilszczański, J. (2015). Management strategies for bark beetles in conifer forests. In *Bark Beetles* (pp. 555–584). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-417156-5.00014-9>
- Fettig, C. J., Klepzig, K. D., Billings, R. F., Munson, A. S., Nebeker, T. E., Negrón, J. F., & Nowak, J. T. (2007). The effectiveness of vegetation management practices for prevention and control of bark beetle infestations in coniferous forests of the western and southern United States. *Forest Ecology and Management*, 238(1–3): 24–53. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.10.011>
- Fettig, C. J., McKelvey, S. R., Cluck, D. R., Smith, S. L., & Otrosina, W. J. (2006). The effects of mechanical fuel reduction treatments on the activity of bark beetles infesting Ponderosa Pine. *Forest Ecology and Management*, 230(1–3), 55–68. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.04.018>
- Waldwissen. (12 de abril de 2026). *Chipping of logs infested with bark beetles*. <https://www.waldwissen.net/en/forestry/forest-protection/insects/bark-beetle-management>
- Fragoso-López, P. I., Rodríguez-Laguna, R., Otazo-Sánchez, E., González-Ramírez, C., Valdez-Lazalde, J., Cortés-Blobaum, H. J., & Razo-Zárate, R. (2017). Carbon sequestration in protected areas: A case study of an *Abies religiosa* (H.B.K.) Schlecht. et Cham. forest. *Forests*, 8: 429. <https://doi.org/10.3390/f8110429>

- Gómez-Pineda, E., & Ramírez, M. I. (2023). Descortezadores y cambio climático: una relación preocupante. *Revista Digital Universitaria*, 24(2). <https://doi.org/10.22201/cuaieed.16076079e.2023.24.2.15>
- Gómez-Pineda, E., Sáenz-Romero, C., Ortega-Rodríguez, J. M., Blanco-García, A., Madrigal-Sánchez, X., Lindig-Cisneros, R., López-Toledo, L., Pedraza-Santos, M. E., & Rehfeldt, G. E. (2020). Suitable climatic habitat changes for Mexican conifers along altitudinal gradients under climatic change scenarios. *Ecological Applications*, 30(2): e02041. <https://doi.org/10.1002/eap.2041>
- Grégoire, J. C., Raffa, K. F., & Lindgren, B. S. (2015). Economics and politics of bark beetles. En F. E. Vega & R. W. Hofstetter (Eds.), *Bark beetles: Biology and ecology of native and invasive species* (pp. 585–613). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-417156-5.00015-0>
- Haack, R. A., Petrice, T. R., Foltz, J. L., & Ye, H. (2024). Impact of debarking and bark grinding on survival of *Ips calligraphus* (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae). *The Great Lakes Entomologist*, 57(1–2), 32–41. <https://doi.org/10.22543/0090-0222.2476>
- Kosmidis, I., Kenne Pagui, E. C., & Sartori, N. (2020). Mean and median bias reduction in generalized linear models. *Statistics and Computing*, 30(1), 43–59. <https://doi.org/10.1007/s11222-019-09860-6>
- Kula, E., Hrdlička, P., & Zvoníček, K. (2024). Does bark beetle *Ips typographus* (L.) die after flying away from the poisoned trap tree?. *Central European Forestry Journal*, 70(4), 275–285. <https://doi.org/10.2478/forj-2024-0018>
- Kunegel-Lion, M., & Lewis, M. A. (2020). Mountain pine beetle outbreak duration and pine mortality depend on direct control effort. *Journal of Environmental Management*, 260: 110167. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110167>
- Marković, Č., & Stojanović, A. (2003). Significance of parasitoids in the reduction of oak bark beetle *Scolytus intricatus* Ratzeburg (Col., Scolytidae) in Serbia. *Journal of Applied Entomology*, 127(1), 23–28. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0418.2003.00620.x>
- New Mexico Forestry Division. (s.f.). *Bark beetle management strategies*. New Mexico Forest and Watershed Restoration Institute. https://www.emnrd.nm.gov/sfd/wp-content/uploads/sites/4/Bark-Beetle-Management_NMFWRI_NMFD.pdf
- Norris, D. M. (1967). Systemic insecticides in trees. *Annual Review of Entomology*, 12: 127–148. <https://swfrec.ifas.ufl.edu/hlb/database/pdf/00002173.pdf>

- Ortega-Meza, D., Pulido-Silva, M. T., De-Arruda, J. C., & Da-Silva, C. J. (2019). Ethnobotanical study of the Mexican laurel in El Chico National Park, Mexico: A quantitative perspective. *Ethnobiology Letters*, 10(1): 1-13. <https://doi.org/10.14237/ebl.10.1.2019.1427>
- R Core Team (2025). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. URL <https://www.r-project.org/>
- Six, D. L., Vander Meer, M., DeLuca, T. H., & Kolb, P. F. (2002). Colonization of logging residues created using alternative slash management systems in western Montana. *Western Journal of Applied Forestry*, 17(2), 96–100. <https://doi.org/10.1093/wjaf/17.2.96>
- Spence, D. J., Smith, J. A., Ploetz, R., Hulcr, J., & Stelinski, L. L. (2013). Effect of chipping on emergence of the redbay ambrosia beetle (*Xyleborus glabratus*) and recovery of the laurel wilt pathogen from infested wood chips. *Journal of Economic Entomology*, 106(5), 2093–2100. <https://doi.org/10.1603/EC13072>
- Vakula, J., Nikolov, C., Lalík, M., Horáková, M. K., Rell, S., Galko, J., Gubka, A., Zúbrik, M., Kunca, A., & Barta, M. (2025). Selection, application, and pathogenicity of naturally occurring *Beauveria bassiana* strains against *Ips duplicatus* (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae). *Biological Control*, 204, 105740. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2025.105740>
- Wallace, J. L., Aquilué, N., Archambault, C., Carpentier, S., Francoeur, X., Greffard, M.-H., Laforest, I., Galicia, L., & Messier, C. (2015). Present forest management structures and policies in temperate forests of Mexico: Challenges and prospects for unique tree species assemblages. *The Forestry Chronicle*, 91(3), 306–317. <https://doi.org/10.5558/tfc2015-052>
- Zarges, S., Wohler, J., Kamp, J., Thorn, S., Müller, J., & Hagge, J. (2024). Debarking harvesters simultaneously combat the European spruce bark beetle (*Ips typographus*) and conserve non-target beetle diversity. *Ecological Solutions and Evidence*, 5(3), e12353. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12353>

CAPÍTULO 4: CONTROL DE INSECTOS DESCORTEZADORES DE OYAMEL MEDIANTE APLICACIÓN DE FOSFURO DE ALUMINIO

Control of oyamel bark beetles through the application of aluminum phosphide

Eduardo Martínez-Manuela¹, Pablo Martínez-Gil¹, David Cibrián-Tovar^{1*},
Antonio Villanueva-Morales¹, Alejandro Ismael Monterroso-Rivas²

1. Universidad Autónoma Chapingo. División de Ciencias Forestales. Carretera México–Texcoco Km. 38.5, CP 56230, Texcoco, Estado de México, México.

2. Universidad Autónoma Chapingo. Departamento de Suelos. Carretera México–Texcoco Km. 38.5, CP 56230, Texcoco, Estado de México, México.

*Corresponding author: dcibrian48@gmail.com; tel.: +52 595 95 17399

Aspectos destacados:

La fosfina es altamente eficaz debido a que penetra profundamente por los poros de la madera.

La fosfina interfiere en la respiración celular, lo que la convierte en un método altamente letal y no selectivo.

La fosfina se disipa y degrada rápidamente sin dejar residuos persistentes.

4.1. Resumen

Introducción: El bosque de *Abies religiosa* en el Parque Nacional El Chico enfrenta brotes de *Pseudohylesinus* y *Scolytus*, cuyas larvas, a diferencia de otros descortezadores, penetran profundamente en la madera, volviendo ineficaces los insecticidas de contacto y haciendo necesario el control en profundidad mediante fosfuro de aluminio.

Objetivo: Evaluar la eficacia de la fumigación de fosfuro de aluminio e insolación bajo cubiertas plásticas para el control de insectos descortezadores en trozas sin descortezar y ramas de 3 a 12 cm de diámetro.

Materiales y métodos: El estudio se realizó en el Parque Nacional El Chico, Hidalgo, utilizando trozas y residuos de ramas de *Abies religiosa* infestadas con

descortezadores. Se aplicó fosfuro de aluminio en dosis de 3 y 5 g m³, con sellado hermético e incompleto. Se evaluó la mortalidad de larvas y adultos antes y después de los tratamientos.

Resultados y discusión: La fumigación con fosfuro de aluminio alcanzó hasta 99.34% de mortalidad de *Pseudohylesinus variegatus* y 98.03% de *Scolytus mundus* sin diferencias significativas entre las dosis evaluadas (3 y 5 g m³) ni entre los tipos de sellado para El Contadero. Estos resultados confirman que el método logra penetrar profundamente en la madera, eliminando larvas y adultos, y superando así las limitaciones de los insecticidas de contacto, cuya aplicación superficial resulta ineficaz contra esta plaga.

Conclusiones: La fumigación constituye una herramienta altamente efectiva y viable para el control de *Pseudohylesinus* y *Scolytus* en trozas y ramas de *Abies religiosa* en el Parque Nacional El Chico, al alcanzar mortalidades superiores al 99% y actuar en profundidad donde los insecticidas convencionales no tienen efecto.

Palabras clave: *Abies religiosa*, descortezadores, fosfuro de aluminio, fumigación.

4.2. Abstract

Introduction: The *Abies religiosa* forest in the Parque Nacional El Chico is facing outbreaks of *Pseudohylesinus*, whose larvae, unlike those of other bark beetles, penetrate deep into the wood, rendering contact insecticides ineffective and necessitating deep-penetrating control using aluminum phosphide.

Objective: To evaluate the efficacy of aluminum phosphide fumigation and solarization under plastic covers for the control of bark beetles in unpeeled logs and branches 3 to 12 cm in diameter.

Materials and methods: The study was conducted in El Chico National Park, Hidalgo, using logs and branch residues of *Abies religiosa* infested with bark beetles. Aluminum phosphide was applied at doses of 3 and 5 g m³, with both

airtight and incomplete sealing. Larval and adult mortality was assessed before and after the treatments.

Results and Discussion: Fumigation with aluminum phosphide achieved mortality rates of up to 99.34% for *Pseudohylesinus variegatus* and 98.03% for *Scolytus mundus*, with no significant differences between the doses evaluated (3 and 5 g/m³) or between the types of sealing used at El Contadero. These results confirm that the method penetrates deeply into the wood, eliminating larvae and adults, and thus overcoming the limitations of contact insecticides, whose superficial application is ineffective against this pest.

Conclusions: Fumigation is a highly effective and viable tool for controlling *Pseudohylesinus* in logs and residues of *Abies religiosa* in El Chico National Park, achieving mortality rates exceeding 99% and acting deep within the wood where conventional insecticides have no effect.

Keywords: *Abies religiosa*, bark beetles, aluminum phosphide, fumigation.

4.3. Introducción

El Parque Nacional El Chico, localizado en el estado de Hidalgo, constituye uno de los bosques templados más representativos de México y se caracteriza por la presencia dominante del oyamel (*Abies religiosa*). En los últimos años, este ecosistema ha experimentado una crisis fitosanitaria significativa asociada a brotes de escarabajos descortezadores, principalmente *Pseudohylesinus variegatus* y *Scolytus mundus*. La actividad de estas especies ha provocado un incremento notable en la mortalidad del arbolado, lo que representa una amenaza directa para la biodiversidad, la estabilidad ecológica y las actividades económicas que dependen del bosque (Cibrián-Tovar et al., 1995).

Diversos estudios han documentado que la proliferación de insectos descortezadores se encuentra estrechamente relacionada con condiciones ambientales extremas, particularmente con periodos prolongados de sequía. En el contexto del cambio climático, han emergido fenómenos conocidos como

hotter droughts, caracterizados por déficits hídricos acompañados de temperaturas elevadas que debilitan los mecanismos fisiológicos de defensa de los árboles, incrementan su vulnerabilidad al ataque de plagas y favorecen la severidad de los brotes (Allen et al., 2010; Anderegg et al., 2012; Bentz et al., 2010). Este tipo de sequía no solo reduce la disponibilidad de agua en el suelo, sino que también incrementa la demanda evaporativa y acelera procesos de falla hidráulica y estrés por carbono, disminuyendo la capacidad del arbolado para responder frente al ataque de insectos perforadores del floema y del xilema (McDowell et al., 2008; Sevanto et al., 2014).

El impacto de los descortezadores en los bosques de oyamel trasciende la pérdida de individuos, ya que altera procesos ecológicos esenciales, afecta la regeneración natural, reduce la calidad de la madera y compromete servicios ambientales como la captura de carbono, la regulación climática y la protección del suelo y del recurso hídrico (Bonan, 2008; Raffa et al., 2008). Ante esta problemática se han implementado diversas estrategias de manejo, entre las que destacan el saneamiento forestal, el retiro y destrucción de material infestado, la aplicación de métodos físicos y químicos, así como campañas de vigilancia y prevención (Neumann, 1992).

Entre las tácticas químicas utilizadas en el manejo de trozas infestadas destaca la fumigación con fosfuro de aluminio. Este compuesto, al reaccionar con la humedad, libera fosfina, un gas altamente tóxico para los insectos que se ha utilizado ampliamente en el control postcosecha y en el tratamiento de madera infestada (Bell, 2000). La eficacia de este fumigante depende de factores como la concentración aplicada, el tiempo de exposición, el grado de penetración del gas en la madera y la hermeticidad del sistema de sellado (Fields & White, 2002). En este sentido, el uso de cubiertas plásticas ha demostrado ser una alternativa práctica para maximizar la retención del gas y mantener un ambiente cerrado con altas concentraciones de fosfina.

La investigación orientada a evaluar la aplicación de fosfuro de aluminio en trozas dimensionadas para uso comercial resulta especialmente relevante, ya que

permite analizar la eficacia de distintas dosis y métodos de sellado en la supervivencia de los descortezadores, así como comparar este tratamiento con alternativas físicas, como la insolación. La generación de evidencia científica a escala local es fundamental para fortalecer las estrategias de saneamiento forestal y contribuir a la recuperación y resiliencia del bosque de oyamel frente a escenarios crecientes de estrés climático y aumento en la incidencia de plagas (Raffa et al., 2008).

El presente estudio se fundamenta en la necesidad de evaluar estrategias de control capaces de penetrar el sustrato leñoso y alcanzar las distintas fases de desarrollo de los descortezadores del oyamel, cuya biología dificulta la acción de los métodos convencionales. Tanto *Pseudohylesinus variegatus* como *Scolytus mundus* presentan hábitos marcadamente endofíticos: sus larvas se desarrollan bajo la corteza e incluso en diferentes niveles del xilema, formando galerías que pueden alcanzar varios centímetros de profundidad (Cibrián-Tovar et al., 1995). Este comportamiento reduce significativamente la eficacia de los tratamientos basados en insecticidas de contacto aplicados sobre la superficie de la corteza, ya que la sustancia activa no logra alcanzar los túneles internos donde se localizan larvas, pupas y nuevos adultos. En este contexto, el uso de fosfuro de aluminio se plantea como una alternativa que permite superar esta barrera física.

La fumigación con fosfuro de aluminio, especificada en la NOM-019 y en los lineamientos de SENASICA, ha demostrado ser un método adecuado cuando se requiere eliminar insectos que se encuentran dentro de madera en trozas, puntas o ramas. Este compuesto libera fosfina al reaccionar con la humedad del ambiente o de la propia madera, generando un gas con alta difusividad y capacidad de penetración en el material leñoso (Bond, 1984). Esta característica lo convierte en una técnica particularmente adecuada para el control de plagas que colonizan zonas profundas del floema y del cambium. Asimismo, la fosfina ha mostrado eficacia comprobada en diversas especies de escarabajos asociados a madera, siempre que se mantengan condiciones controladas de

concentración, hermeticidad y tiempo de exposición (Bell, 2000; Fields & White, 2002).

La aplicación de fumigantes requiere identificar factores críticos para su eficacia, tales como el grado de sellado, la dosificación, el volumen de la pila, la altura del material tratado y la radiación solar disponible. De igual manera, la comparación de mortalidad de larvas en trocería y ramas permite evaluar el efecto del diámetro, el espesor de la corteza y la profundidad de las galerías, factores que condicionan la penetración del gas o la transferencia de calor.

De esta manera, el método propuesto no solo considera la biología de las especies objetivo y las condiciones operativas de las brigadas de saneamiento forestal, sino que también genera evidencia aplicable para fortalecer protocolos institucionales, optimizar recursos y reducir la presión de plagas en uno de los ecosistemas forestales de mayor valor ecológico del país.

4.4. Materiales y métodos

4.4.1. Selección de los sitios

La selección de los sitios se llevó a cabo mediante una visita a los ejidatarios de la localidad “La Estanzuela”, en el municipio de Mineral del Chico, estado de Hidalgo, en la que se presentaron las propuestas metodológicas, se les explicó el trabajo de investigación y se realizaron las respectivas visitas a sus parcelas. El primer sitio se seleccionó de acuerdo con el trabajo del proyecto de contingencia forestal, donde se mostraba una alta mortalidad del arbolado por infestación de descortezadores. El segundo sitio se seleccionó después de terminar los ensayos en el primer sitio; este se seleccionó dentro del Parque Nacional El Chico. La ubicación de ambos sitios de ensayo se muestra en la Figura 10.

UBICACIÓN

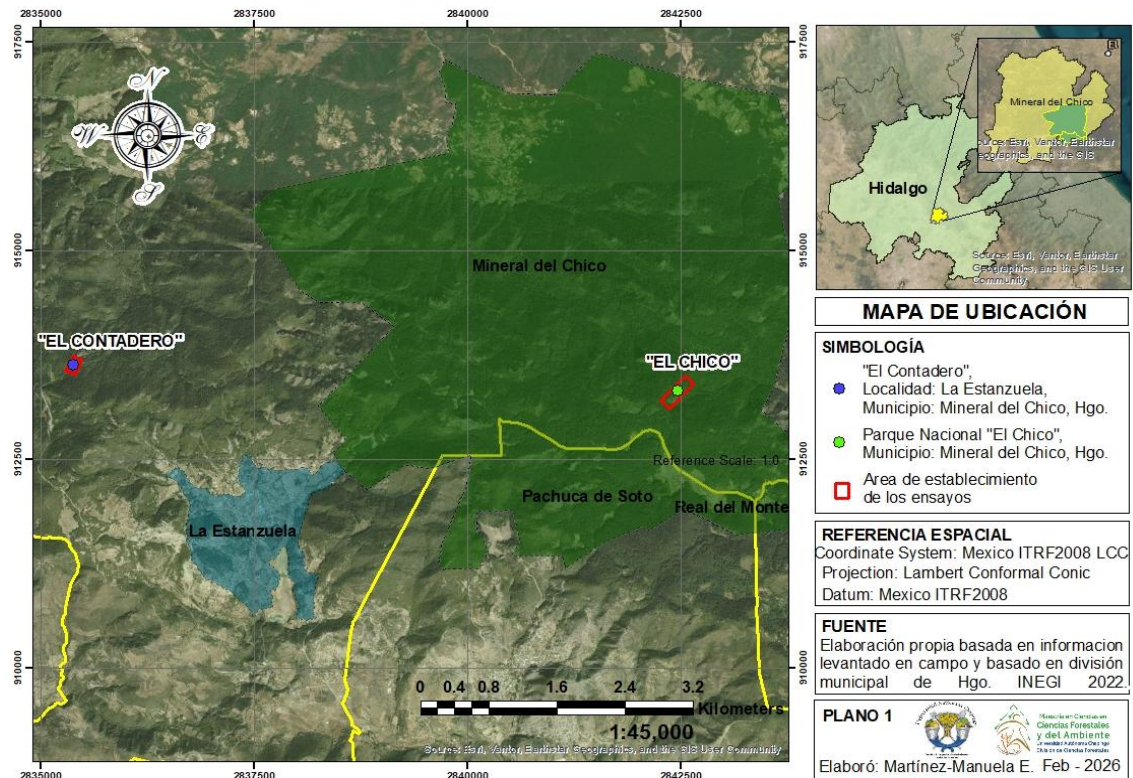


Figura 10. Ubicación de los dos sitios de ensayos.

4.4.2. Ensayo en “El Contadero”

4.4.2.1. Selección de árboles y preparación de trocería

Una vez en el sitio seleccionado se prosiguió con la selección de los árboles de oyamel (*A. religiosa*) que estuvieran infestados por el complejo de descortezadores *Scolytus-Pseudohylesinus*, para esto se hicieron muestreos de reconocimiento visual detectando árboles con follaje de coloración rojiza a amarilla y con orificios de entrada. Con un hacha se desprendió la corteza a una altura de 1.50 m, para verificar galerías de los descortezadores, los árboles seleccionados fueron previamente marcados por los técnicos forestales responsables del proyecto de contingencia forestal. Se prosiguió marcando los árboles con pintura en aerosol azul, con un código para su reconocimiento y tratamiento (Figura 11a). Se registraron los datos de cada árbol marcado.

Inicialmente se marcaron 25 árboles para completar 8 pilas y se dejaron en observación los que todavía se podían recuperar. En caso de morir, se derribaron e incluyeron en el experimento, dando un total final de 29 árboles. Con ayuda de las brigadas de saneamiento forestal se derribaron los árboles marcados mediante técnicas de derribo dirigido, respetando las medidas de seguridad correspondientes, tanto de equipamiento como de procedimientos (Figura 11b).



Figura 11. Marcado de árboles infestados con aerosol y su derribo: a) marcado; b) derribo.

4.4.2.2. Selección de las trozas de muestreo

Las trozas se dimensionaron con medidas comerciales para que el ejidatario pueda comercializar la madera después de la aplicación de los tratamientos. Se trozaron en medidas comerciales de 2.55 m de longitud más 20 cm para el análisis del testigo y 20 cm para el análisis de las rodajas tratadas y se le agregó otro código con la pintura en aerosol que indicó el número de troza, siendo la primera la más cercana a la base con infestación activa (Figura 12a).

Para seleccionar las trozas a fumigar se verificó que estuvieran infestadas, lo cual se logró mediante un muestreo de 10 cm por 10 cm retirando la corteza (Figura 12b); exponiendo el área del cambium y registrando presencia y ausencia de descortezadores, en 2 secciones de la longitud y 3 muestreos por troza a 30 cm de la base, 127.5 cm y un tercer muestreo a 235 cm. Se probó con los cuadros de 10 cm por 10 cm, pero se encontró que no permitían hacer la detección de galerías de forma eficiente, por lo que para eficientizar el muestreo y alcanzar a cubrir las galerías, se ajustó el muestreo a cuadros de 20 cm por 20 cm como se muestra en la figura 12 b-d. Las trozas que no cumplían con poblaciones de descortezadores activas se acomodaron para rellenar las pilas.

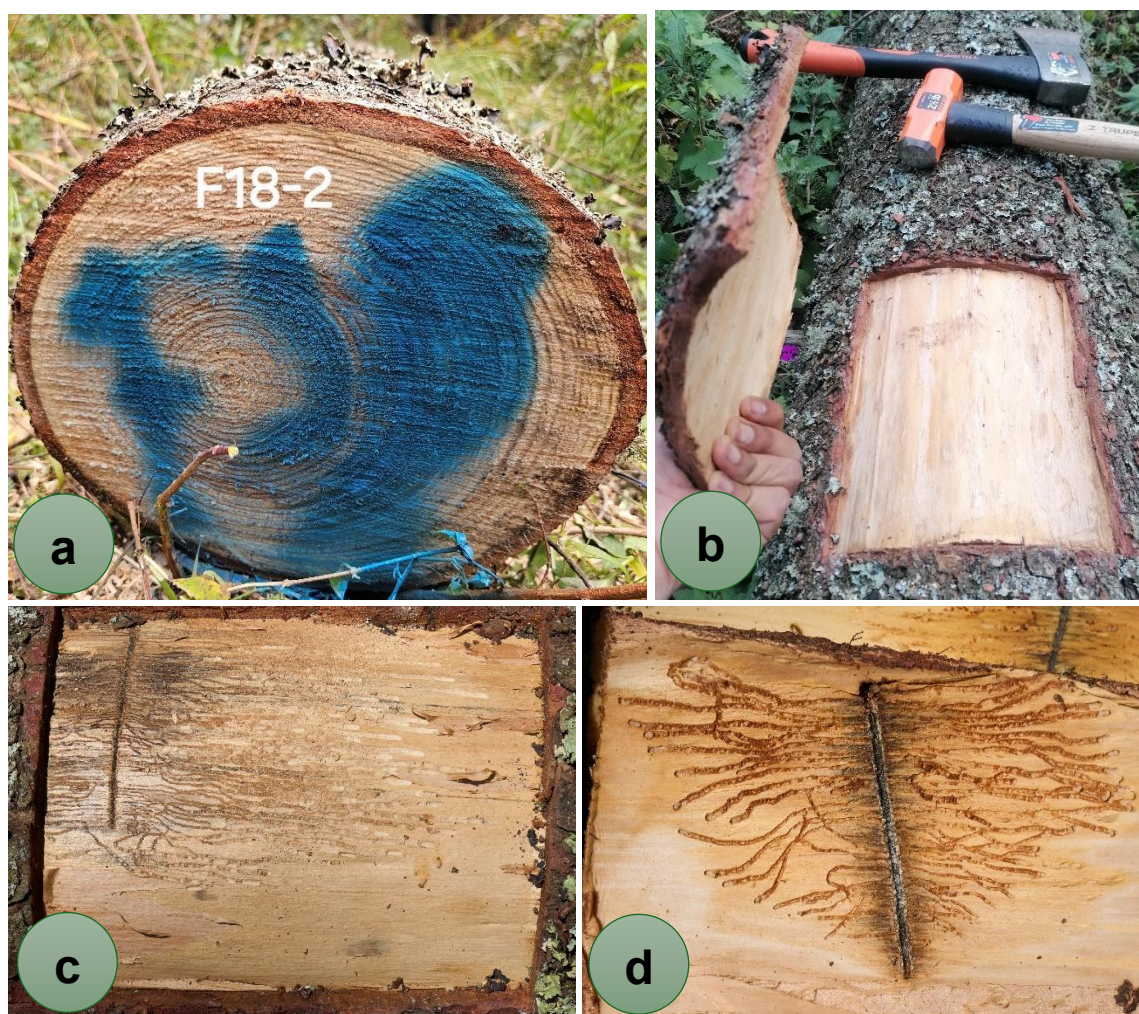


Figura 12. Muestreo y marcado de trozas para su integración en pilas: a) codificación; b) desprendimiento de corteza; c) muestreo de 20 cm por 20 cm con larvas; d) galería completa con larvas.

4.4.2.3. Colecta y análisis de rodajas testigo

Antes de formar las pilas, se cortaron los primeros 20 cm de un extremo de cada troza, dejando marcado el extremo opuesto para evaluar el efecto del tratamiento. Las rodajas testigo obtenidas (Figura 13a, b) se colectaron y se trasladaron desde el sitio de ensayo al insectario de la División de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma Chapingo, donde se llevó a cabo su análisis (Figura 13c, d). En cada pila se introdujeron seis trozas de muestreo, en la parte baja se acomodaron dos en las orillas y una en medio, en la altura media se acomodaron dos y una más en la parte superior de la pila. Para el análisis de mortalidad se recolectaron los primeros quince individuos y se registró si estaban vivos o muertos, además, se tomaron datos de diámetro de la troza con y sin corteza.



Figura 13. Colecta y análisis de rodajas testigo en el insectario de la División de Ciencias Forestales de la UACH: a) y b) rodajas testigo del tratamiento con fosforo de aluminio; c) y d) análisis en insectario.

4.4.2.4. Establecimiento de los tratamientos con fosfuro de aluminio e insolación

Los materiales empleados para la aplicación del fosfuro de aluminio en las pilas fueron los siguientes:

- Hule plástico calibre 600: material de alta densidad utilizado para cubrir las pilas de trozas, asegurando la hermeticidad necesaria para la correcta concentración del gas fumigante.
- Fosfuro de aluminio al 56%: fumigante sólido en presentación de pastillas que, al reaccionar con la humedad ambiental, libera gas fosfina.
- Material para sellado: pala para la elaboración de zanjas perimetrales, tierra suelta para el sellado de bordes y cinta de ducto para reparación de perforaciones o refuerzo de uniones.
- Cinta métrica: para medir las dimensiones de las pilas.
- Señalización de seguridad: cinta de advertencia y carteles visibles con la leyenda “PELIGRO - ZONA EN FUMIGACIÓN - NO PASAR - GAS TÓXICO” para delimitar el área y restringir el acceso.
- Equipo de protección para la aplicación: máscara de gas con filtro especializado para fosfina, overol de material impermeable de mangas largas, guantes de nitrilo o neopreno con resistencia química certificada, gafas de seguridad de sellado hermético y botas de seguridad con protección integral.

Para comenzar el armado de las pilas, se preparó el sitio mediante la limpieza del área y la eliminación de materiales que pudieran perforar el hule plástico. Las pilas se construyeron con una altura aproximada de 1.20 m, 2 m de ancho y 2 m de longitud, dependiendo del diámetro de las trozas. La colocación del plástico base previo al armado se realizó como se muestra en la Figura 14a.

Para las pilas con sello completo, se colocó el hule plástico antes de formar la pila, asegurando que cubriera totalmente la estructura, y se selló con cinta de

ductos. Se verificó que no presentara perforaciones y, en caso de detectarlas, se sellaron con la misma cinta.

En las pilas con sello incompleto (sellado con tierra), primero se montó la pila de trozas; posteriormente, se realizó una zanja perimetral de 15 cm de profundidad (Figura 14c), se colocó el hule plástico sobre la pila y sus orillas se enterraron en la zanja, sellándose con la misma tierra (Figura 14d). De igual manera, se inspeccionaron y sellaron posibles perforaciones en el plástico.



Figura 14. Comparación del armado de pila: a) colocación de plástico base previo al armado; b) pila con sello completo lista para cubrirse (izquierda); c) pila con sello de tierra en construcción (zanja perimetral); d) pila con sello incompleto o sellado con tierra (derecha).

Se calculó el volumen de cada pila mediante fórmulas de prisma triangular o trapezoidal, dependiendo de su geometría. El volumen obtenido se multiplicó por la dosis de fosfina correspondiente: 3 g/m^3 y 5 g/m^3 , evaluadas en pilas con sello completo e incompleto. Posteriormente, se colocó señalización de seguridad

alrededor de cada pila (cinta roja a 10 m y cinta amarilla a 20 m). La aplicación de pastillas de fosfuro de aluminio fue realizada por un técnico especializado, con apoyo de brigadistas para el sellado inmediato tras la aplicación (Figura 15b, d). El gas fumigante se dejó actuar durante 10 días para permitir la acción biocida de la fosfina.



Figura 15. Instalación de *data logger* para el registro de temperatura y humedad en tratamientos de insolación (a, c; izquierda) y aplicación de pastillas de fosfuro de aluminio (b, d; derecha).

De manera paralela, se establecieron cuatro pilas para los tratamientos de calor por insolación, bajo los mismos criterios de sellado. Además, se evaluó la influencia de la altura de la pila, construyendo dos pilas de 1.20 m y dos de 0.60 m. Antes del sellado, se instaló un *data logger* para el registro de temperatura y humedad (Figura 15a, c), y se dejó actuar el tratamiento durante 10 días.

En total, se evaluaron ocho pilas correspondientes a distintos tratamientos. Cuatro de ellas fueron tratadas con fosfuro de aluminio, considerando dos dosis (3 y 5 g m⁻³) y dos tipos de sellado (completo e incompleto). Estos tratamientos

se identificaron como FSC3 (3 g m⁻³ con sello completo), FST3 (3 g/m³ con sello incompleto), FSC5 (5 g/m³ con sello completo) y FST5 (5 g/m³ con sello incompleto). De manera paralela, se evaluaron cuatro pilas bajo tratamiento de insolación, considerando dos alturas de pila (1.20 m y 0.60 m) y dos tipos de sellado (completo e incompleto). Estos tratamientos se identificaron como ISCA (1.20 m con sello completo), ISTA (1.20 m con sello incompleto), ISCB (0.60 m con sello completo) e ISTB (0.60 m con sello incompleto).

La codificación de los tratamientos se estructuró de la siguiente manera: la letra F indica tratamientos con fosfuro de aluminio, mientras que la letra I corresponde a tratamientos por insolación. La letra S hace referencia al tipo de sellado, donde C indica sello completo (hermético) y T sello incompleto mediante zanja perimetral con tierra. Los valores numéricos 3 y 5 representan la dosis de fosfina en g m⁻³, mientras que las letras A y B indican la altura de la pila, siendo A igual a 1.20 m y B a 0.60 m. Cabe señalar que todas las pilas tratadas con fosfina presentaron una altura de 1.20 m. Cada código corresponde a una pila experimental, de la cual se extrajeron seis rodajas para su evaluación.

4.4.2.5. Colecta y análisis de rodajas con cada tratamiento

Después de un periodo de exposición de 10 días, se procedió a destapar cada una de las ocho pilas. En el caso de las pilas tratadas con fosfuro de aluminio, estas se dejaron ventilar durante 24 horas para permitir la disipación del fumigante. Una vez transcurrido este tiempo, se realizó la colecta de las rodajas de cada tratamiento mediante la extracción de secciones de 20 cm de las trozas de muestreo (Figura 16a), obteniendo el conjunto de muestras correspondientes (Figura 16b). Cada rodaja fue identificada con el código del tratamiento y trasladada al insectario de la División de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma Chapingo. Posteriormente, se analizaron las muestras, contabilizando hasta 15 individuos de descortezadores por rodaja y clasificándolos como vivos o muertos, así como por estadio de desarrollo (larvas, pupas o adultos) (Figura 16d).



Figura 16. Colecta y análisis de rodajas después de cada tratamiento: a) extracción de rodaja en pila; b) conjunto de rodajas colectadas; c) evaluación de corteza; d) registro de datos.

4.4.3. Ensayo en el “Parque Nacional El Chico”

4.4.3.1. Replicación del ensayo



Figura 17. Establecimiento del ensayo en el segundo sitio de experimentación en el Parque Nacional El Chico: a) preparación del plástico negro para la formación de pilas; b) cobertura de pilas; c) acondicionamiento previo a la fumigación; d) sellado de pilas con cinta de ductos; e) aplicación de pastillas de fosfuro de aluminio.

El segundo ensayo comenzó con el reconocimiento del área de estudio en el Parque Nacional “El Chico”, donde se realizaron muestreos para verificar la presencia de poblaciones activas de descortezadores. Dado que previamente se había iniciado el derribo de árboles y la formación de pilas por parte de la brigada de saneamiento de la contingencia forestal, únicamente se seleccionaron trozas infestadas, sin necesidad de derribar nuevos árboles.

Debido a que algunas pilas ya se encontraban armadas, se seleccionaron cuatro pilas y seis trozas por pila para los tratamientos con sello incompleto (sellado con tierra), destinando dos pilas al tratamiento con fosfuro de aluminio y dos a la insolación. Para las otras cuatro pilas con sello completo, se utilizaron trozas de árboles recién derribados, iniciando su armado sobre la cubierta plástica (Figura 17a). Durante este proceso se retiraron los primeros 20 cm de cada troza para la evaluación de testigos, los cuales, con base en la experiencia del primer ensayo, se analizaron directamente en el sitio.

Al igual que en el primer ensayo, se calculó el volumen total de cada pila para determinar la dosis de fumigante y se realizó la aplicación de las pastillas de fosfuro de aluminio en las pilas correspondientes (Figura 17e). Para las pilas de insolación, como parte del protocolo de monitoreo ambiental, se introdujo un *data logger* para el registro continuo de temperatura y humedad. Tanto las pilas tratadas con fosfuro como las de insolación se mantuvieron durante 10 días antes de proceder a la evaluación de las rodajas tratadas, las cuales posteriormente fueron trasladadas al laboratorio para su análisis.

4.4.3.2. Replicación del ensayo en ramas de oyamel

Paralelamente a la evaluación de pilas de trozas con fosfuro de aluminio e insolación, se llevó a cabo un ensayo adicional utilizando ramas de *Abies religiosa*, con el objetivo de evaluar la eficacia del fosfuro de aluminio. Considerando los resultados obtenidos previamente en el primer ensayo, no se incluyó el tratamiento de insolación en ramas.

Se seleccionaron pilas de ramas previamente preparadas (Figura 18a) y se realizó un muestreo inicial para verificar la presencia de poblaciones activas de descortezadores, corroborando la presencia de individuos vivos mediante observación directa (Figura 18b). Para el tratamiento con sello incompleto (sellado con tierra), se utilizaron dos pilas ya establecidas, mientras que para el sello completo se armaron dos pilas adicionales, colocando las ramas sobre una cubierta de plástico (Figura 18c). En ambos tipos de sellado se evaluaron las dosis de 3 y 5 g/m³ de fosfuro de aluminio.



Figura 18. Ensayo con fosfuro de aluminio en ramas de *Abies religiosa*: a) ramas apiladas para evaluación; b) observación de larva viva mediante lupa; c) acomodación de ramas sobre plástico negro; d) aplicación de pastillas de fosfuro de aluminio en pilas de ramas.

Previo a la aplicación del fumigante, se extrajeron aleatoriamente seis ramas de 50 cm de longitud por pila para su evaluación como testigos. Posteriormente, se realizó la aplicación de las pastillas de fosfuro de aluminio en las pilas correspondientes (Figura 18d). Las pilas se mantuvieron en tratamiento durante 10 días y, tras su apertura, se dejaron ventilar durante 24 horas. Finalmente, se extrajeron seis ramas tratadas por pila para su evaluación y se trasladaron al laboratorio para su análisis.

4.4.4. Análisis estadístico

Para evaluar la eficacia de los tratamientos sobre las poblaciones de escarabajos descortezadores se emplearon modelos lineales generalizados, específicamente regresión logística con distribución binomial, adecuada cuando la variable respuesta es dicotómica. En este caso se analizó la condición vital de los insectos después de los tratamientos, codificando los individuos vivos como fracaso (0) y los muertos como éxito (1). Este enfoque permitió estimar la probabilidad de mortalidad en función del tratamiento aplicado y expresar su efecto mediante odds ratios, lo que facilita la interpretación biológica del impacto de cada tratamiento en las diferentes etapas del ciclo de vida (larva, pupa y adulto).

Los tratamientos evaluados se clasificaron de la siguiente manera:

Fosfuro de aluminio en trozas:

FSC3: 3 g fosfina/m³, sellado completo

FST3: 3 g fosfina/m³, sin sellado completo

FSC5: 5 g fosfina/m³, sellado completo

FST5: 5 g fosfina/m³, sin sellado completo

Insolación en trozas:

ISCA: altura 1 (1.2 m), sellado completo

ISTA: altura 1 (1.2 m), sin sellado completo

ISCB: altura 2 (0.6 m), sellado completo

ISTB: altura 2 (0.6 m), sin sellado completo

Fosforo de aluminio en ramas:

RSC3: 3 g fosfina/m³, sellado completo

RST3: 3 g fosfina/m³, sin sellado completo

RSC5: 5 g fosfina/m³, sellado completo

RST5: 5 g fosfina/m³, sin sellado completo

En cada unidad experimental se registró un número fijo de individuos y su estado (vivo o muerto), generando una matriz de datos binarios utilizada para ajustar los modelos. Debido a que los tratamientos se aplicaron a dos especies, *Pseudohylesinus variegatus* y *Scolytus mundus*, se construyeron modelos independientes para cada especie y para cada etapa de desarrollo, con el objetivo de evaluar posibles diferencias en la respuesta a los tratamientos.

No obstante, en algunos tratamientos se presentó baja frecuencia de una de las categorías de respuesta, lo que en modelos binomiales tradicionales puede generar estimaciones sesgadas e intervalos de confianza demasiado amplios. Para corregir este problema se utilizó el método `brglmFit`, que ajusta modelos logísticos con reducción de sesgo.

El método `brglmFit` (Bias-Reduced Generalized Linear Model Fitting) produce estimaciones más estables incluso cuando los datos presentan separación completa o cuasi completa o conteos desbalanceados entre categorías. Este procedimiento aplica la penalización de Firth al estimador de máxima verosimilitud, reduciendo el sesgo de los coeficientes y mejorando la estimación de la probabilidad real de supervivencia, particularmente en estudios biológicos con tamaños de muestra reducidos o baja ocurrencia de eventos (Kosmidis et al., 2020).

Finalmente, las medias ajustadas de los tratamientos se compararon mediante el método de Sidak para comparaciones múltiples, el cual controla el error tipo I sin ser tan conservador como la corrección de Bonferroni y presenta mejor desempeño que el método de Tukey cuando existen tamaños de muestra desiguales. La combinación del modelo binomial penalizado mediante `brglmFit` y la corrección de Sidak proporcionó un marco estadístico robusto para evaluar la

eficacia de los tratamientos físicos sobre las poblaciones de escarabajos descortezadores.

4.5. Resultados y discusión

4.5.1. Ensayo en “El Contadero” para fumigación e insolación para *Scolytus mundus* y *Pseudohylesinus variegatus*

S. mundus evidencia un contraste marcado entre fumigación e insolación. Los cuatro tratamientos de fumigación 3 g de fosfina/m³ con sellado completo (FSC3), 3 g de fosfina/m³ sin sellado completo (FST3), 5 g de fosfina/m³ con sellado completo (FSC5) y 5 g de fosfina/m³ sin sellado completo (FST5) concentraron las mayores mortalidades del ensayo, entre 89.34 % y 98.03 % (Cuadro 6), y comparten la misma letra de agrupación (“e”), lo que indica que no difieren estadísticamente entre sí y que todos son significativamente más eficaces que el resto de las alternativas.

Cuadro 6. Comparación de medias de mortalidad de *Scolytus mundus* en el Contadero.

Tratamiento	Probabilidad de Mortalidad	Mortalidad (%)	EE	Límite inferior	Límite superior	Grupo
Testigo	0.0795	7.95	0.0102	0.0555	0.1125	a
ISTB	0.1368	13.68	0.0335	0.0674	0.2579	ab
ISCA	0.2961	29.61	0.0527	0.1728	0.4584	bc
ISTA	0.3347	33.47	0.0431	0.2276	0.4621	c
ISCB	0.5413	54.13	0.0455	0.4156	0.6620	d
FST5	0.8934	89.34	0.0398	0.7250	0.9639	e
FSC5	0.9145	91.45	0.0323	0.7734	0.9710	e
FSC3	0.9764	97.64	0.0148	0.8749	0.9959	e
FST3	0.9803	98.03	0.0161	0.8333	0.9980	e

EE: Error estándar

Los resultados de *P. variegatus* muestran un contraste entre las estrategias de fumigación y las de insolación. La fumigación 5 g de fosfina/m³ con sellado completo (FSC5), 3 g de fosfina/m³ sin sellado completo (FST3), 3 g de fosfina/m³ con sellado completo (FSC3) y 5 g de fosfina/m³ sin sellado completo (FST5) produjo las tasas de mortalidad más altas del experimento, con estimaciones entre 91.76 % y 99.34 % (Cuadro 7).

Cuadro 7. Comparación de medias de mortalidad de *P. variegatus* en el Contadero.

Tratamiento	Probabilidad de Mortalidad	Mortalidad (%)	EE	Límite inferior	Límite superior	Grupo
Testigo	0.1076	10.76	0.0122	0.0782	0.1463	a
ISCA	0.0574	5.74	0.0300	0.0129	0.2203	ab
ISTB	0.2697	26.97	0.0512	0.1525	0.4313	bc
ISCB	0.3726	37.26	0.0472	0.2537	0.5093	c
ISTA	0.6758	67.58	0.0493	0.5279	0.7953	d
FST5	0.9176	91.76	0.0290	0.7941	0.9698	e
FSC3	0.9545	95.45	0.0190	0.8621	0.9860	e
FST3	0.9891	98.91	0.0155	0.6306	0.9998	de
FSC5	0.9934	99.34	0.0093	0.7441	0.9999	de

EE: Error estándar

Los resultados conjuntos para ambas especies muestran un contraste marcado entre las estrategias de fumigación y de insolación. Los tratamientos de fumigación 5 g de fosfina/m³ sin sellado completo (FST5), 5 g de fosfina/m³ con sellado completo (FSC5), 3 g de fosfina/m³ con sellado completo (FSC3) y 3 g de fosfina/m³ sin sellado completo (FST3) registraron las mayores mortalidades del ensayo, entre 91.06 % y 98.76 % (Cuadro 8), agrupándose en la categoría “d”, lo que indica que no existen diferencias estadísticas entre ellos y que todos superan ampliamente al resto de los tratamientos. Este comportamiento confirma un

efecto consistente y elevado de la fumigación, independientemente de la variante aplicada.

Cuadro 8. Comparación de medias de mortalidad para ambas especies.

Tratamiento	Probabilidad de Mortalidad	Mortalidad (%)	EE	Límite inferior	Límite superior	Grupo
Testigo	0.0926	9.26	0.0079	0.0730	0.1167	a
ISCA	0.1875	18.75	0.0336	0.1114	0.2981	b
ISTB	0.1906	19.06	0.0293	0.1223	0.2847	b
ISCB	0.4624	46.24	0.0332	0.3727	0.5545	c
ISTA	0.4810	48.10	0.0345	0.3875	0.5759	c
FST5	0.9106	91.06	0.0233	0.8219	0.9574	d
FSC5	0.9570	95.70	0.0166	0.8796	0.9854	d
FSC3	0.9668	96.68	0.0119	0.9123	0.9879	d
FST3	0.9876	98.76	0.0101	0.8905	0.9987	d

EE: Error estándar

Los tratamientos de insolación para *S. mundus* presentaron mortalidades bajas y heterogéneas: pilas de 0.60 m con sellado completo (ISCB) = 54.13 % (grupo d), pilas de 1.20 m sin sellado completo (ISTA) = 33.47 % (grupo c), pilas de 1.20 m con sellado completo (ISCA) = 29.61 % (grupo bc) y pilas de 0.60 m sin sellado completo (ISTB) = 13.68 % (grupo ab) (Cuadro 6). Todos los tratamientos de insolación incrementan la mortalidad frente al testigo (7.95 %, grupo a), pero permanecen muy por debajo de las fumigaciones. Además, las letras indican escalones claros de eficacia (ISCB > ISTA > ISCA > ISTB), patrón que se aprecia de forma más clara en la representación gráfica (Figura 19a), con intervalos de confianza amplios que reflejan alta variabilidad y sensibilidad a condiciones operativas, como la intensidad y duración de la exposición, la humedad del material, la forma de apilamiento y el grado de sombra. Aunque las barras de error son relativamente amplias en algunos de estos tratamientos, lo que sugiere

variabilidad en la respuesta, el análisis de comparación de grupos los ubica en las categorías “de” y “e”, claramente separadas de los tratamientos con menor mortalidad. En términos prácticos, ello implica una mortalidad elevada de la plaga y, por tanto, una alta eficacia de la fumigación como medida de control.

Las variantes de insolación en *P. variegatus* mostraron un desempeño heterogéneo. Pilas de 1.20 m sin sellado completo (ISTA) alcanzaron una mortalidad de 67.58 % y quedaron en un grupo intermedio (“d”), confirmando un efecto significativo respecto del testigo, pero por debajo de la eficacia alcanzada por la fumigación. Por su parte, pilas de 0.60 m con sellado completo (ISCB) y, en menor medida, pilas de 0.60 m sin sellado completo (ISTB) presentaron mortalidades intermedias (37.26 % y 26.97 %, grupos “c” y “bc”), lo que indica un control insuficiente si se emplean como única intervención. Finalmente, pilas de 1.20 m con sellado completo (ISCA) registraron una mortalidad de 5.74 % y quedaron estadísticamente próximas al testigo (10.76 %, grupos “ab” y “a”), evidenciando que, bajo las condiciones evaluadas, esta variante de insolación no aporta control operativo sobre la plaga (Cuadro 7).

En contraste, los tratamientos de insolación presentaron mortalidades intermedias y heterogéneas. Pilas de 0.60 m con sellado completo (ISCB) (46.24 %) y pilas de 1.20 m sin sellado completo (ISTA) (48.10 %) conforman un grupo superior (“c”), mostrando un incremento sustancial en la mortalidad respecto a pilas de 1.20 m con sellado completo (ISCA) (18.75 %) y pilas de 0.60 m sin sellado completo (ISTB) (19.06 %), que se agrupan en la categoría “b” (Cuadro 8). No obstante, incluso los tratamientos más efectivos de insolación permanecen claramente por debajo de los niveles alcanzados por la fumigación.

El testigo presentó la menor mortalidad (9.26 %, grupo “a”), estableciendo la línea base del experimento. A partir de este punto, se observa un gradiente definido de eficacia (Testigo < ISCA ≈ ISTB < ISCB ≈ ISTA < Fumigación), patrón que se aprecia de forma más clara en la representación gráfica (Figura 19c), con diferencias estadísticas consistentes entre cada nivel.

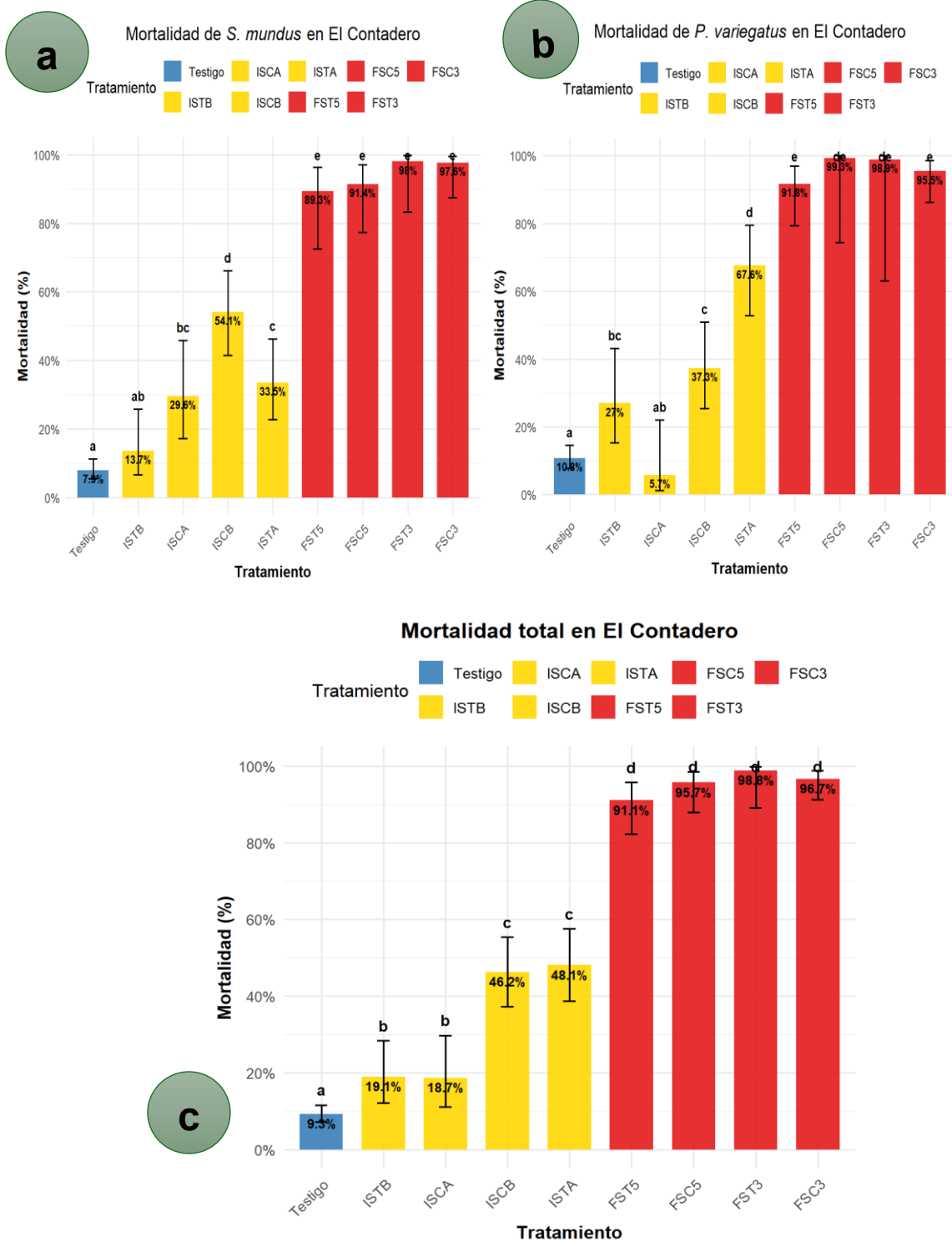


Figura 19. Comparación de medias de mortalidad después de los tratamientos de insolación y fumigación en el predio El Contadero: a) *Scolytus mundus*; b) *Pseudohylesinus variegatus*; c) ambas especies combinadas.

4.5.2. Ensayo en el “Parque Nacional El Chico” para fumigación e insolación para para *Scolytus mundus* y *Pseudohylesinus variegatus*

En *S. mundus* el patrón es claro: la fumigación supera ampliamente a la insolación. Los cuatro regímenes de fumigación 5 g de fosfina/m³ sin sellado completo (FST5), 5 g de fosfina/m³ con sellado completo (FSC5), 3 g de fosfina/m³ sin sellado completo (FST3) y 3 g de fosfina/m³ con sellado completo (FSC3) se agrupan estadísticamente en la categoría “c” y concentran las mayores mortalidades, con porcentajes de 98.91 %, 81.87 %, 79.51 % y 64.75 %, respectivamente (Cuadro 9). Aunque existen diferencias puntuales entre tratamientos, la coincidencia en la misma letra indica que, con la variabilidad observada, no difieren de manera significativa; aun así, 5 g sin sellado completo (FST5) destaca operativamente al alcanzar los niveles más altos de mortalidad, patrón que también se aprecia en la representación gráfica (Figura 21a).

Cuadro 9. Comparación de medias de mortalidad de *S. mundus* en el Parque Nacional.

Tratamiento	Probabilidad de Mortalidad	Mortalidad (%)	EE	Límite inferior	Límite superior	Grupo
Testigo	0.0013	0.13	0.0018	0.0000	0.0605	a
ISTA	0.0102	1.02	0.0145	0.0002	0.3537	ab
ISCB	0.0543	5.43	0.0338	0.0092	0.2615	ab
ISCA	0.0574	5.74	0.0300	0.0129	0.2203	ab
ISTB	0.2283	22.83	0.0626	0.0997	0.4413	b
FSC3	0.6475	64.75	0.0617	0.4653	0.7950	c
FST3	0.7951	79.51	0.0521	0.6157	0.9038	c
FSC5	0.8187	81.87	0.0406	0.6794	0.9059	c
FST5	0.9891	98.91	0.0155	0.6306	0.9998	c

EE: Error estándar

En *P. variegatus*, los resultados indican que la eficacia del control varió ampliamente entre los protocolos y, en particular, dentro de la propia fumigación. El tratamiento 5 g de fosfina/m³ con sellado completo (FSC5) logró la mayor mortalidad (98.39 %) y se ubica en el extremo más eficaz del ensayo, con un intervalo que no se superpone con los de los tratamientos de menor mortalidad (Cuadro 10). En contraste, las otras fumigaciones mostraron una efectividad decreciente: 5 g sin sellado completo (FST5) alcanzó 82.24 %, 3 g con sellado completo (FSC3) 62.50 % y 3 g sin sellado completo (FST3) 45.08 %. La asignación de letras (“cd–e”) refleja que, aunque todos estos tratamientos tienden a incrementar la mortalidad respecto del testigo, solo FSC5 alcanza un nivel de control operativo claro; los restantes presentan intervalos amplios y pertenencia a grupos intermedios, lo que sugiere una eficacia insuficiente o variable bajo las condiciones evaluadas. Este patrón de separación entre tratamientos se aprecia con mayor claridad en la representación gráfica (Figura 21b).

Cuadro 10. Comparación de medias de mortalidad de *P. variegatus* en el Parque Nacional.

Tratamiento	Probabilidad de Mortalidad	Mortalidad (%)	EE	Límite inferior	Límite superior	Grupo
Testigo	0.0080	0.80	0.0042	0.0018	0.0342	a
ISTA	0.0079	0.79	0.0113	0.0002	0.2952	ab
ISCB	0.0109	1.09	0.0155	0.0002	0.3694	abc
ISCA	0.0738	7.38	0.0337	0.0199	0.2379	b
ISTB	0.2869	28.69	0.0584	0.1545	0.4697	bc
FST3	0.4508	45.08	0.0642	0.2860	0.6272	cd
FSC3	0.6250	62.50	0.0559	0.4629	0.7632	de
FST5	0.8224	82.24	0.0441	0.6675	0.9144	e
FSC5	0.9839	98.39	0.0230	0.5257	0.9997	de

EE: Error estándar

Los resultados conjuntos para ambas especies en el Parque Nacional El Chico muestran un contraste claro entre las estrategias de fumigación e insolación. Los tratamientos de fumigación 3 g de fosfina/m³ sin sellado completo (FST3), 3 g de fosfina/m³ con sellado completo (FSC3), 5 g de fosfina/m³ con sellado completo (FSC5) y 5 g de fosfina/m³ sin sellado completo (FST5) registraron las mayores mortalidades del ensayo, entre 62.40 % y 88.84 % (Cuadro 11), conformando dos niveles estadísticos: 5 g con sellado completo (FSC5) y 5 g sin sellado completo (FST5) en el grupo “e”, con mortalidades superiores al 85 %, y 3 g sin sellado completo (FST3) y 3 g con sellado completo (FSC3) en el grupo “d”, con valores cercanos al 63 %. Esta separación indica que, a diferencia de otros escenarios, la fumigación no es completamente homogénea y que la dosis o el tipo de sellado influyen de manera significativa en la eficacia alcanzada, patrón que también se aprecia en la representación gráfica (Figura 21c).

Cuadro 11. Comparación de medias de mortalidad para ambas especies después de los tratamientos de insolación y fumigación en el Parque Nacional.

Tratamiento	Probabilidad de Mortalidad	Mortalidad (%)	EE	Límite inferior	Límite superior	Grupo
Testigo	0.0042	0.42	0.0023	0.0010	0.0183	a
ISTA	0.0045	0.45	0.0064	0.0001	0.1884	abc
ISCB	0.0275	2.75	0.0172	0.0047	0.1439	ab
ISCA	0.0620	6.20	0.0220	0.0227	0.1584	b
ISTB	0.2594	25.94	0.0428	0.1591	0.3934	c
FST3	0.6240	62.40	0.0442	0.4963	0.7365	d
FSC3	0.6360	63.60	0.0414	0.5159	0.7413	d
FSC5	0.8636	86.36	0.0313	0.7522	0.9297	e
FST5	0.8884	88.84	0.0287	0.7812	0.9467	e

EE: Error estándar

En la insolación para *S. mundus* mantiene mortalidades bajas. Pilas de 0.60 m sin sellado completo (ISTB) alcanzan 22.83 % (grupo “b”), lo que representa un incremento parcial en la mortalidad; mientras que pilas de 1.20 m con sellado completo (ISCA) = 5.74 %, pilas de 0.60 m con sellado completo (ISCB) = 5.43 % y pilas de 1.20 m sin sellado completo (ISTA) = 1.02 % quedan estadísticamente próximas al testigo = 0.13 % (grupos “ab/a”) (Cuadro 10). Bajo estas condiciones, estos tratamientos no proporcionan un control efectivo. Los intervalos de confianza amplios en algunas barras sugieren sensibilidad a factores operativos y ambientales, sin alterar la conclusión central. Para esta especie, la fumigación se posiciona como la opción de primera línea, con FST5 como referencia operativa (Cuadro 9; Figura 21a). La insolación no alcanza niveles de mortalidad aceptables salvo, de forma limitada, con ISTB, que podría considerarse únicamente como complemento en esquemas integrados, sujeto a una estandarización rigurosa de los parámetros de exposición.

Los tratamientos de insolación en *P. variegatus* resultaron mayormente ineficaces en este conjunto. Pilas de 1.20 m sin sellado completo (ISTA) (0.79 %), pilas de 0.60 m con sellado completo (ISCB) (1.09 %) y pilas de 1.20 m con sellado completo (ISCA) (7.38 %) quedaron estadísticamente próximas al testigo (0.80 %), mientras que pilas de 0.60 m sin sellado completo (ISTB) incrementaron la mortalidad a 28.69 %, aunque todavía dentro de un rango limitado para fines de control (Cuadro 10). Las letras de agrupación (a–bc) y los intervalos de confianza amplios en algunos tratamientos sugieren que la respuesta depende sensiblemente de factores operativos y ambientales, como la duración e intensidad de la exposición, la temperatura y humedad del material, la configuración de la pila y el grado de sombra.

En contraste, los tratamientos de insolación presentaron mortalidades bajas a intermedias y altamente variables. Pilas de 0.60 m sin sellado completo (ISTB) destacaron con 25.94 % (grupo “c”), mostrando el mayor efecto dentro de este conjunto, seguidas de pilas de 1.20 m con sellado completo (ISCA) con 6.20 %

(grupo “b”) y pilas de 0.60 m con sellado completo (ISCB) con 2.75 % (grupo “ab”). Por su parte, pilas de 1.20 m sin sellado completo (ISTA) (0.45 %) se mantuvieron prácticamente al nivel del testigo (0.42 %), ambos dentro de los grupos más bajos (a-abc), lo que indica ausencia de efecto bajo las condiciones evaluadas (Cuadro 11). El testigo estableció la línea base con una mortalidad mínima (0.42 %, grupo “a”), a partir de la cual se observa un gradiente claro de respuesta (Testigo $\approx$ ISTA < ISCB < ISCA < ISTB < FST3 $\approx$ FSC3 < FSC5 $\approx$ FST5), con diferencias estadísticas bien definidas entre niveles, lo cual se visualiza con mayor claridad en la Figura 21c.

En conjunto, el Parque Nacional El Chico presentó trozas con mayores diámetros promedio y un mayor grosor de corteza en comparación con las evaluadas en El Contadero, así como valores máximos superiores (Figura 20a, b). Estas diferencias estructurales son consistentes con los patrones observados en los resultados de fumigación (Figuras 19 y 21), lo que indica que el efecto del diámetro sobre la variable respuesta es más pronunciado en este sitio.

Estas características pueden influir en la eficacia de los tratamientos, ya que un mayor diámetro y una corteza más gruesa pueden limitar la penetración del fumigante y modificar las condiciones térmicas internas de la troza. En este sentido, las diferencias entre sitios no solo reflejan variación en el tamaño de las trozas, sino también en su comportamiento frente a los tratamientos evaluados.

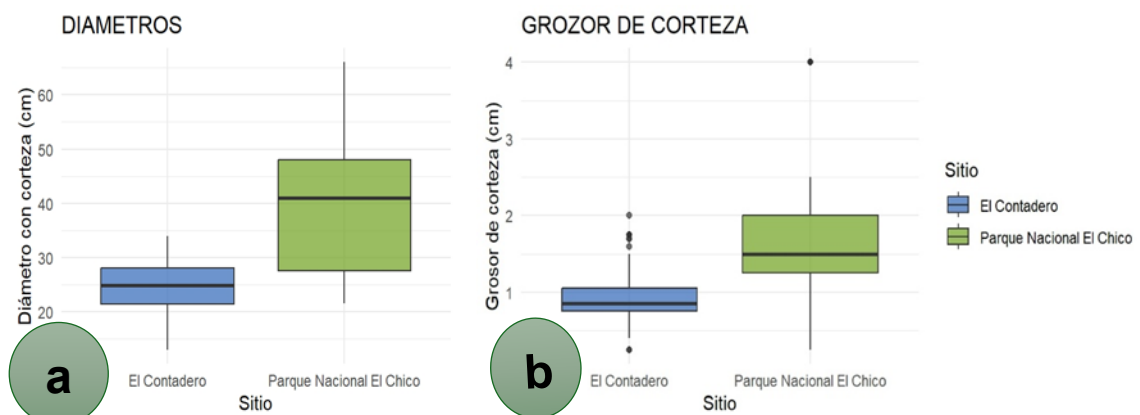


Figura 20. Comparación entre sitios de ensayo del diámetro y grosor de corteza de las muestras: a) diámetro; b) grosor de corteza.

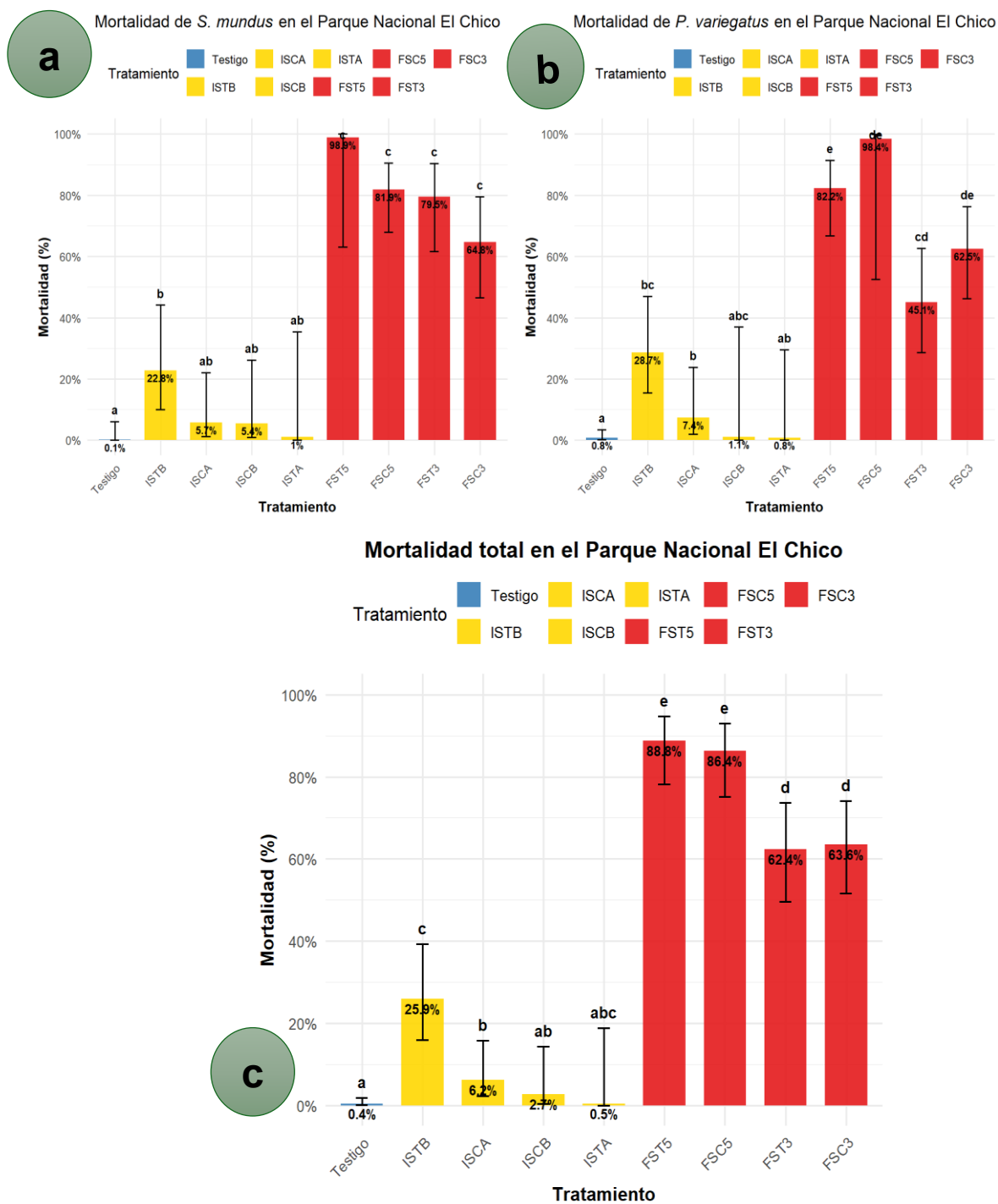


Figura 21. Comparación de medias de mortalidad de ambas especies después de los tratamientos de insolación y fumigación en el Parque Nacional: a) *Scolytus mundus*; b) *Pseudohylesinus variegatus*; c) ambas especies combinadas.

4.5.3. Ensayo de fumigación en ramas para *Scolytus mundus* en el “Parque Nacional El Chico”

Adicionalmente, se evaluó un experimento en el Parque Nacional en pilas de ramas y puntas con diámetros de 3 a 12 cm infestadas por *S. mundus*. Todos los tratamientos incrementaron la mortalidad a niveles cercanos al 100 % y se agruparon en una misma categoría estadística distinta al testigo (Cuadro 12).

Cuadro 12. Comparación de medias de mortalidad de *S. mundus* en ramas y puntas en el Parque Nacional.

Tratamiento	Probabilidad de mortalidad	Mortalidad (%)	EE	Límite inferior	Límite superior	Grupo
Testigo	0.07024793	7.02	0.023	0.02929	0.1590	a
RSC5	0.99342105	99.34	0.009	0.79384	0.9998	b
RST5	0.98913044	98.91	0.015	0.69377	0.9997	b
RST3	0.97540984	97.54	0.019	0.82335	0.9970	b
RSC3	0.91758242	91.75	0.028	0.80617	0.9675	b

EE: Error estándar

Las mortalidades fueron de 5 g de fosfina/m³ con sellado completo (RSC5) = 99.34 %, 5 g sin sellado completo (RST5) = 98.91 %, 3 g sin sellado completo (RST3) = 97.54 % y 3 g con sellado completo (RSC3) = 91.75 %, frente a 7.02 % en el testigo. La separación de grupos (tratamientos = “b”; testigo = “a”) y los intervalos de confianza con límites muy altos en los tratamientos confirman una diferencia marcada y robusta, patrón que se observa claramente en la representación gráfica (Figura 21). Aunque existe variabilidad, no se detectan diferencias significativas entre protocolos dentro de los tratamientos; operativamente, cualquiera de ellos logra una mortalidad muy alta.

El patrón sugiere que, al tratarse de diámetros pequeños, la difusión del fumigante y la transferencia de calor y desecación son más eficientes; el espesor de la corteza y la profundidad de las galerías son menores, y se reducen

microrefugios, lo que potencia la mortalidad de *S. mundus*. Esto contrasta con *P. variegatus*, típico de diámetros medios y grandes, que en ocasiones presenta comportamiento barrenador alcanzando mayores profundidades (xilema), donde la insolación y la fumigación muestran rendimientos más modestos en términos de mortalidad.

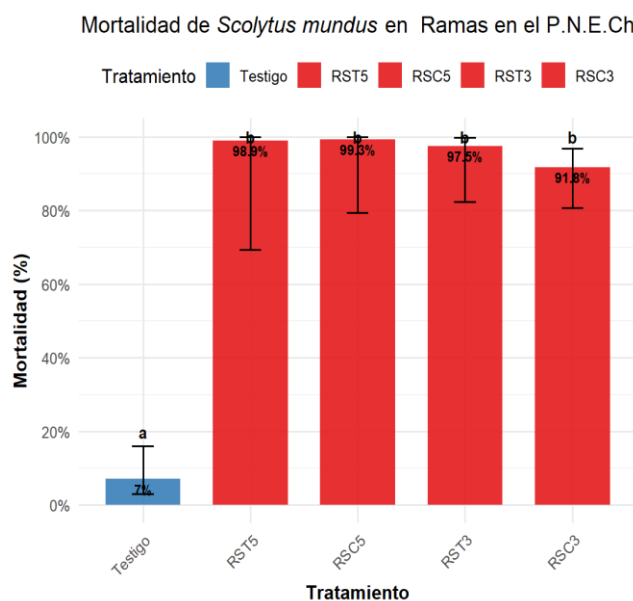


Figura 22. Comparación de medias de mortalidad de *S. mundus* después de los tratamientos de fumigación en pilas de ramas y puntas en el Parque Nacional

Bajo las prácticas habituales, las ramas suelen permanecer en sitio sin tratamiento, lo que favorece la persistencia y eventual dispersión de *S. mundus*. En este contexto, los resultados obtenidos demuestran que la aplicación de fosfuro de aluminio en pilas de ramas permite alcanzar mortalidades superiores al 91 % (Cuadro 12; Figura 21), eliminando eficazmente estas poblaciones residuales. En consecuencia, es prioritario incorporar el tratamiento de ramas y puntas dentro de los protocolos de saneamiento, ya que su omisión compromete la efectividad del control a escala de sitio. La evidencia indica que no basta con intervenir las trozas; si las ramas infestadas permanecen sin manejo, se mantiene una fuente potencial de reinfestación.

4.6. Análisis de costos realizada en noviembre 2025 para los procesos de fumigación e insolación

El presente análisis evalúa los costos operativos asociados al proceso de astillado de oyamel dentro del marco del proyecto de investigación desarrollado en la contingencia forestal para la atención de plagas por insectos descortezadores en el Parque Nacional El Chico, llevado a cabo de febrero a noviembre de 2025.

Para la evaluación de costos de la fumigación mediante fosfuro de aluminio al 56%, se consideraron los siguientes parámetros: un tubo de 20 pastillas, un rollo de plástico negro (50 m x 8 m, calibre 600) y el pago de una brigada de 8 personas. La brigada opera de lunes a viernes en jornadas de 8 horas, con una productividad promedio de 4 pilas por día. La dosificación del fumigante es un factor variable en este estudio, considerándose escenarios de 3, 4 y 5 pastillas por metro cúbico. Para el sellado de cada pila, se estima un uso aproximado de 48 m² de plástico (8 m x 6 m).

El costo de los insumos se divide en dos componentes: el fumigante y el plástico de cubierta. El costo unitario por pastilla de fosfuro es de \$3.10 (\$62 / 20 pastillas). Dado que la dosificación por metro cúbico es variable, el costo del fumigante por pila de 10 m³ fluctuará según la cantidad de pastillas aplicadas. Para el escenario de 3 pastillas/m³, el costo es de \$93/10m³; para 4 pastillas/m³, de \$124; y para 5 pastillas/m³, de \$155.

Respecto al plástico, el rollo de 400 m² (50m x 8m) tiene un costo de \$1995, lo que establece un precio de \$4.98 por m². Al requerirse 48 m² para envolver una pila de 10 m³, el costo fijo de plástico por pila es de \$239.04. Por lo tanto, el costo total de insumos por pila es la suma del costo variable del fumigante y este costo fijo del plástico.

Cuadro 13. Costos de Insumos para una pila de 10 m³ y por m³.

Pastillas/m³	Costo del fosfuro por pila (10 m³)	Costo del plástico por pila (10 m³)	Costo total insumos por pila (10 m³)	Costo total insumos por m³
3	\$93.00	\$239.40	\$332.40	\$33.24
4	\$124.00	\$239.40	\$363.40	\$36.34
5	\$155.00	\$239.40	\$394.40	\$39.44

El costo mensual total de la brigada de 8 personas es de \$72,000. Asumiendo un mes con 20 días laborales (de lunes a viernes), el costo diario de operación es de \$3,600 (\$72,000 / 20 días). Con una jornada de 8 horas, el costo horario de la brigada es de \$450 (\$3,600 / 8 horas). Dado que la brigada completa 4 pilas por día, el costo de mano de obra asignable a cada pila es de \$900 (\$3,600 / 4 pilas). El costo de mano de obra por metro cúbico tratado es de \$90 (\$900 / 10 m³). Estos valores de mano de obra son fijos, independientes de la dosificación de pastillas utilizada.

Integrando los costos de insumos y mano de obra, se obtiene el costo total de la fumigación. Para una pila de 10 m³, el costo fijo de mano de obra es de \$900, al que se suma el costo variable de los insumos según la dosificación. El costo total por m³ se ve significativamente influenciado por la eficiencia de la mano de obra.

Cuadro 14. Costo total de fumigación para pila de 10 m³ y por m³.

Dosificación (pastillas/m³)	Costo total por pila (10 m³)	Costo total por m³
3	\$1,232.40	\$123.24
4	\$1,263.40	\$126.34
5	\$1,294.40	\$129.44

El análisis financiero demuestra que el costo de fumigar un metro cúbico de trozas de oyamel oscila entre \$123.24 y \$129.44, siendo la mano de obra el componente dominante con aproximadamente el 70% del costo total. La variación en la dosificación de pastillas presenta un impacto marginal en el costo total, con una diferencia máxima de \$6.20 por metro cúbico entre el escenario más económico y el más costoso. El plástico de cubierta emerge como un insumo crítico dentro de la estructura de costos, representando cerca del 20% del costo total. Esta distribución de costos resalta la importancia de optimizar la productividad de la brigada y considerar alternativas que puedan reducir costos sin comprometer la efectividad del tratamiento.

4.7. Conclusiones

La fumigación con fosfuro de aluminio es el método más eficaz y consistente para el control de descortezadores (*Pseudohylesinus variegatus* y *Scolytus mundus*) en trozas de oyamel. Para garantizar su éxito operativo, se recomienda la aplicación de una dosis de 5 g de fosfina/m³.

La insolación bajo lona negra no es un método confiable por sí solo para trozas comerciales. Su eficacia es variable y depende de las condiciones ambientales. Incluso con cielo despejado, el incremento térmico en el interior de las trozas es limitado en climas templados, por lo que no se logran temperaturas letales sostenidas ni diferencias relevantes frente a condiciones parcialmente nubladas. Su uso debe restringirse a pilas bajas (< 0.60 m) y como complemento dentro de un manejo integrado, nunca como tratamiento único.

El tratamiento de residuos de ramas y puntas mediante fumigación es altamente eficiente. Dada la alta mortalidad alcanzada, se recomienda la fumigación de este material como parte integral del saneamiento para eliminar focos de infestación que de otra manera persistirían en el bosque.

El manejo efectivo de la contingencia requiere un enfoque integrado. La fumigación de trozas y ramas debe ser complementada con otras prácticas, como

el uso de astilladoras para destruir físicamente los refugios de la plaga en material de pequeño diámetro, agilizando así el control y reduciendo el riesgo de expansión de la infestación.

La validación de los protocolos en campo es esencial. Las diferencias en los resultados entre los dos sitios de estudio destacan la necesidad de ajustar los protocolos a las condiciones locales específicas y de capacitar al personal en la correcta aplicación, especialmente en el sellado de las pilas, para garantizar los resultados deseados.

4.8. Literatura citada

- Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D. D., Hogg, E. H. (Ted), González, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.-H., Allard, G., Running, S. W., Semerci, A., & Cobb, N. (2010). A Global Overview of Drought and Heat-Induced Tree Mortality Reveals Emerging Climate Change Risks for Forests. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 660–684. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>
- Anderegg, W. R. L., Berry, J. A., Smith, D. D., Sperry, J. S., Anderegg, L. D. L., & Field, C. B. (2012). The Roles of Hydraulic and Carbon Stress in a Widespread Climate-Induced Forest Die-Off. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(1), 233–237. <https://doi.org/10.1073/pnas.1107891109>
- Bell, C. H. (2000). Fumigation in the 21st Century. *Crop Protection*, 19(8–10), 563–569. [https://doi.org/10.1016/S0261-2194\(00\)00073-9](https://doi.org/10.1016/S0261-2194(00)00073-9)
- Bentz, B. J., Régnière, J., Fettig, C. J., Hansen, E. M., Hayes, J. L., Hicke, J. A., Kelsey, R. G., Negrón, J. F., & Seybold, S. J. (2010). Climate Change and Bark Beetles of the Western United States and Canada: Direct and Indirect Effects. *BioScience*, 60(8), 602–613. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.8.6>
- Bonan, G. B. (2008). Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests. *Science*, 320(5882), 1444–1449. <https://doi.org/10.1126/science.1155121>

- Cibrián-Tovar, D., Méndez-Montiel, J. T., Campos-Bolaños, R., Yates III, H. O., & Flores-Lara, J. E. (1995). *Insectos Forestales de México: Forests Insects of Mexico*. Universidad Autónoma Chapingo. Estado de México, México.
- Bond, E. J. (1984). Manual of Fumigation for Insect Control. *Research Centre Agriculture Canada*, London, Ontario, Canada.
- Fields, P. G., & White, N. D. G. (2002). Alternatives to Methyl Bromide Treatments for Stored-Product and Quarantine Insects. *Annual Review of Entomology*, 47(1), 331–359. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.47.091201.145217>
- McDowell, N., Pockman, W. T., Allen, C. D., Breshears, D. D., Cobb, N., Kolb, T., Plaut, J., Sperry, J., West, A., Williams, D. G., & Yezzer, E. A. (2008). Mechanisms of Plant Survival and Mortality During Drought: Why Do Some Plants Survive While Others Succumb to Drought? *New Phytologist*, 178(4), 719–739. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02436.x>
- Neumann, F. G. (1992). Regulation and Usage of Insecticides in Australian Forestry from the Mid-1960s to 1990. *Australian Forestry*, 55(1–4), 48–64. <https://doi.org/10.1080/00049158.1992.10676098>
- R Core Team (2025). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>
- Raffa, K. F., Aukema, B. H., Bentz, B. J., Carroll, A. L., Hicke, J. A., Turner, M. G., & Romme, W. H. (2008). Cross-Scale Drivers of Natural Disturbances Prone to Anthropogenic Amplification: The Dynamics of Bark Beetle Eruptions. *BioScience*, 58(6), 501–517. <https://doi.org/10.1641/B580607>
- Sevanto, S., McDowell, N. G., Dickman, L. T., Pangle, R., & Pockman, W. T. (2014). How Do Trees Die? A Test of the Hydraulic Failure and Carbon Starvation Hypotheses. *Plant, Cell & Environment*, 37(1), 153–161. <https://doi.org/10.1111/pce.12141>

CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES GENERALES

El análisis integral de los métodos evaluados para el control de descortezadores en trozas de oyamel (*Abies religiosa*) demuestra que la eficacia del tratamiento depende directamente del tipo de intervención, las condiciones operativas y su correcta implementación en campo.

El astillado se posiciona como el método más eficaz, al permitir la eliminación inmediata de las poblaciones de insectos mediante la destrucción física, alcanzando niveles de mortalidad del 100% en especies como *Scolytus mundus* y *Pseudohylesinus variegatus*. Su principal ventaja radica en su rapidez, confiabilidad y baja dependencia de condiciones ambientales y operativas. No obstante, su mayor costo operativo (\$225.08/m³, noviembre de 2025) limita su aplicación en escenarios donde los recursos son restringidos, por lo que su uso se justifica principalmente en situaciones que requieren un control inmediato y altamente seguro.

La fumigación con fosfuro de aluminio constituye un método altamente eficaz y económicamente más accesible, con costos entre \$123.24 y \$129.44 (noviembre de 2025) por m³. Su efectividad, evidenciada en altas tasas de mortalidad, depende críticamente de la correcta dosificación (5 g de fosfina/m³), el adecuado sellado de las pilas y la capacitación del personal. Además, su aplicación en residuos de ramas y puntas resulta fundamental para eliminar focos persistentes de infestación. El análisis de costos muestra que la mano de obra (~70%) y el plástico (~20%) son los principales componentes, por lo que la optimización del proceso debe centrarse en la eficiencia operativa más que en ajustes de dosificación.

En contraste, la insolación bajo lona plástica negra presenta limitaciones significativas, ya que su eficacia es variable y altamente dependiente de factores ambientales y de la configuración de las pilas, lo que restringe su uso a condiciones específicas (pilas menores a 0.60 m de altura) y únicamente como complemento dentro de un esquema de manejo integrado.

El manejo sanitario efectivo no puede depender de un solo método, sino que requiere un enfoque integrado que combine estrategias físicas y químicas. La fumigación permite tratar volúmenes mayores a menor costo, mientras que el astillado garantiza la eliminación inmediata en materiales críticos, especialmente de menor diámetro, reduciendo el riesgo de dispersión de la plaga.

Las diferencias observadas entre sitios de estudio evidencian que la eficacia de los tratamientos está condicionada por su correcta implementación, lo que subraya la necesidad de ajustar los protocolos a las condiciones locales y fortalecer la capacitación técnica del personal operativo. En consecuencia, la toma de decisiones debe basarse en un análisis integral que considere la eficacia biológica, la viabilidad operativa y la estructura de costos, priorizando siempre el control efectivo de la plaga sobre criterios económicos aislados.